

MANUAL

PRIVIND CONSERVAREA BIODIVERSITĂȚII ȘI MONITORIZAREA SPECIILOR PERICLITATE

Daniela POREA

Dragoș-Lucian GORGAN

EDITURA CENTRUL DE INFORMARE TEHNOLOGICĂ „DELTA DUNĂRII” - TULCEA

MANUAL PRIVIND CONSERVAREA BIODIVERSITĂȚII ȘI MONITORIZAREA SPECIILOR PERICLITATE

Daniela POREA

Dragoș - Lucian GORGAN

Editura Centrul de Informare Tehnologică "DELTA DUNĂRII" – Tulcea

Tulcea, 2022

Descrierea CIP a Bibliotecii Naționale a României

POREA, DANIELA

**Manual privind conservarea biodiversității și
monitorizarea speciilor periclitate** / Daniela Porea, Dragoș-
Lucian Gorgan. - Tulcea : Editura Centrul de Informare
Tehnologică "Delta Dunării", 2022

Conține bibliografie

ISBN 978-606-8896-03-8

I. Gorgan, Dragoș Lucian

502

Notă

Manualul reprezintă un material de instruire privind conservarea biodiversității și monitorizarea habitatelor și speciilor periclitate din RBDD pentru agenții ecologi din cadrul ARBDD. Manualul a fost finanțat prin Programul Operațional Infrastructură Mare, în cadrul proiectului “*Măsuri pentru asigurarea unui statut favorabil de protecție și conservare a habitatelor și speciilor periclitate din RBDD în context internațional*” (cod SMIS 123621), Activitatea 5 – Întărirea capacității administrative a ARBDD, Subactivitatea 5.1 - Organizarea unui curs de instruire pentru personalul din cadrul ARBDD, care activează în domeniul conservării biodiversității și management ecologic.

Programul Operațional Infrastructura Mare

Cod apel: POIM/178/4/1/Creșterea gradului de protecție și conservare a biodiversității și refacerea ecosistemelor degradate

Axa prioritară: Protecția mediului prin măsuri de conservare a biodiversității, monitorizarea calității aerului și decontaminare a siturilor poluate istoric

Cod SMIS 2014+ 123621

Nr. contract: 277/08.10.2019

Titlu proiect: "Măsuri pentru asigurarea unui statut favorabil de protecție și conservare a habitatelor și a speciilor periclitate din RBDD în context internațional"

Beneficiar: ARBDD

Partener 1: INCDDD Tulcea

Activitatea 5 – Întărirea capacității administrative a ARBDD

Subactivitatea 5.1 - Organizarea unui curs de instruire pentru personalul din cadrul ARBDD, care activează în domeniul conservării biodiversității și management ecologic.

Cuprins

1. Starea de calitate a ecosistemelor acvatice.....	11
2. Diversitate genetică.....	35
3. Specii adventive din flora Deltei Dunării	67
4. Specii de nevertebrate de interes conservativ (NATURA 2000) din Rezervația Biosferei Delta Dunării.....	99
5. Evoluția pescăriilor și identificarea măsurilor de exploatare sustenabilă a stocurilor de pești și de conservare a ihtiofaunei din RBDD	129
6. Biologia și ecologia codalbului (<i>Haliaeetus albicilla</i> L.) din Rezervația Biosferei Delta Dunării și împrejurimi	157
7. Speciile de mamifere de interes conservativ din Delta Dunării (ROSCI0065) ...	193
8. Zoonoze parazitare întâlnite în Delta Dunării.....	237
9. Sistem informatic geografic pentru conservarea biodiversității	265
10. Schimbări climatice în Delta Dunării, evoluția parametrilor climatici studiați	297

Autori

Adrian BURADA, Liliana TEODOROF, Daniela SECELEANU-ODOR, Cristina DESPINA (**Capitolul 1**): Laboratorul de Chimie, Departamentul Laboratoare și Baze de Cercetare - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România

Mitică CIORPAC¹, Daniela Nicoleta HOLOSTENCO², Elena TAFLAN², Daniela POREA², Adela AMBROSIMOV², Dragoș-Lucian GORGAN³ (**Capitolul 2**): ¹Centrul Avansat de Cercetare-Dezvoltare în Medicina Experimentală – CEMEX, Universitatea de Medicină și Farmacie "Grigore T. Popa" din Iași, 700259, Romania; ²Laboratorul de Genetică și Ecologie Moleculară, Departamentul Laboratoare și Baze de Cercetare - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România; ³Universitatea „Alexandru Ioan Cuza” din Iași, Iași 700505, România

Mihai DOROFTEI¹, Liliana ENE², Silviu COVALIOV² (**Capitolul 3**): ¹Departamentul Conservarea Biodiversității și Utilizarea Durabilă a Resurselor Naturale, Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România; ²Grupul de Cercetare Restaurare Ecologică, Departamentul Restaurare Ecologică și Redresare Specii - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România.

Gabriel LUPU¹, Orhan IBRAM², Mihaela Iuliana TUDOR², Iasemin SULIMAN² (**Capitolul 4**): ¹Departamentul Conservarea Biodiversității și Utilizarea Durabilă a Resurselor Naturale; ²Laboratorul de Hidrobiologie, Departamentul Laboratoare și Baze de Cercetare - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România.

Aurel NĂSTASE, Irina CERNIȘENCU, Ion NĂVODARU (**Capitolul 5**): Departamentul Conservarea Biodiversității și Utilizarea Durabilă a Resurselor Naturale - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România.

Vasile ALEXE¹, Mihai MARINOV¹, Alexandru - Cătălin DOROȘENCU¹, Lucian Eugen BOLBOACĂ², Janos Botond KISS¹, Marta PERAITA¹, Dumitru MURARIU³ (**Capitolul 6**): ¹Departamentul Conservarea Biodiversității și Utilizarea Durabilă a Resurselor Naturale; ²Departament pentru Studiul Bolilor Transfrontaliere, Emergente și Zoonozelor - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România; ³Departamentul de Ecologie, Taxonomie și Protecția Mediului, membru corespondent al Academiei Române.

Mihai MARINOV¹, Elena-Irina POCORA, Vasile ALEXE¹, Viorel POCORA, Alexandru-Catalin DOROȘENCU¹, Lucian-Eugen BOLBOACĂ², Cristian TRIFANOV³, Janos Botond KISS (**Capitolul 7**): ¹Departamentul Conservarea Biodiversității și Utilizarea Durabilă a Resurselor Naturale; ²Departamentul pentru Studiul Bolilor Transfrontaliere, Emergente și Zoonozelor; ³Departamentul Sistem Informațional și Geomatică - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România.

Ștefan RĂILEANU (Capitolul 8): Departamentul pentru Studiul Bolilor Transfrontaliere, Emergente și Zoonozelor - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România.

Cristian TRIFANOV, Marian MIERLĂ, Ion GRIGORAȘ (**Capitolul 9**): Departamentul Sistem Informațional și Geomatică - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România.

Marian MIERLĂ¹, Ion GRIGORAȘ¹, Cristian TRIFANOV¹, Mihai DOROFTEI², Silviu COVALIOV³, Eugenia CIOACĂ³ (**Capitolul 10**): ¹Departamentul Sistem Informațional și Geomatică; ²Departamentul Dezvoltare Tehnologică, Transfer Tehnologic și Planificare Spațială; ³Departamentul Conservarea Biodiversității și Utilizarea Durabilă a Resurselor Naturale; ³Departamentul Restaurare Ecologică și Redresare Specii - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea 820112, România.

Anexa 1 – Abrevieri

µg	= micro-grame
ADN	= acid dezoxiribonucleic
AFLP	= amplified fragment length polymorphism
APLR	= Asociația pentru Protecția Liliiecilor din România
ARBDD	= Administrația Rezervației Biosferei Delta Dunării
ARN	= acid ribonucleic
art.	= articol
°C	= celsius
C(E)E	= Comunitatea Economică Europeană
cca.	= circa
cm	= centimetri
colab.	= colaboratori
DCA	= Directiva Cadru pentru Apă
ELISA	= enzyme-linked immunosorbent assay
etc.	= et cetera (și celelalte)
FAO	= Food and Agriculture Organization
ha	= hectare
INCDDD	= Institutul Național de Cercetare – Dezvoltare “Delta Dunării”
IUU	= Illegal, unreported and unregulated fishing
kg	= kilograme
km	= kilometri
L	= litru
m	= metri
MMGA	= Ministerul Mediului și Gospodăririi Apelor
max.	= maxim
mg	= miligrame
min.	= minim
mL	= mililitri
mm	= milimetri
nr.	= număr
OMS	= Organizația Mondială a Sănătății
OUG	= Ordonanța De Urgență
pb.	= perechi de baze
PCR	= polymerase chain reaction
RBDD	= Rezervația Biosferei Delta Dunării
ș.a.	= și altele
SCI	= Site of Community Importance
sec.	= secol
sp.	= specie incomplet identificată (până la nivel de Gen)

spp.	= mai multe specii aparținând aceluiași Gen
t	= tone
UE	= Uniunea Europeană
UI	= unități internaționale
IUCN	= Uniunea Internațională pentru Conservarea Naturii
UNEP	= United Nations Environment Programme
UV	= ultraviolete
W	= watt

PREFAȚĂ

Rezervația Biosferei Delta Dunării este cea mai bine conservată deltă din Europa, iar din anul 1990 este declarată Rezervație a Biosferei, fiind inclusă în Lista Patrimoniului Mondial, Cultural și Natural UNESCO. În prezent, există 20 de zone strict protejate, care ocupă aproximativ 8,7% din suprafața totală a rezervației, iar Situl de Importanță Comunitară Delta Dunării - ROSCI0065, a fost desemnat pentru conservarea habitatelor și speciilor (altele decât cele de păsări): 29 de tipuri de habitate de interes comunitar, dintre care 7 habitate de interes prioritar, care includ 5 specii de plante, 9 specii de nevertebrate, 15 specii de pești, 2 specii de amfibieni, 3 specii de reptile și 7 specii de mamifere.

Ca urmare a stării precare a habitatelor și a statutului anumitor specii, s-a impus implementarea proiectului „Măsurile pentru asigurarea unui statut favorabil de protecție și conservare a habitatelor și a speciilor periclitate din RBDD în context internațional” din cadrul Programului Operațional Infrastructură Mare (cod apel: POIM/178/4/1/Creșterea gradului de protecție și conservare a biodiversității și refacerea ecosistemelor degradate, Axa prioritară: Protecția mediului prin măsuri de conservare a biodiversității, monitorizarea calității aerului și decontaminare a siturilor poluate istoric), cod SMIS 2014+ 123621, al cărui beneficiar este Administrația Rezervației Biosferei Delta Dunării (ARBDD) iar Institutul Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării (INCDDD) - partener. Proiectul urmărește menținerea echilibrului ecologic al biodiversității și al patrimoniului natural, precum și implementarea măsurilor de îmbunătățire a stării de conservare a ecosistemelor din Rezervația Biosferei Deltei Dunării prin creșterea capacității instituționale de gestionare a rețelei de arii naturale protejate, în conformitate cu Directivele Europene. Prezenta lucrare se dorește a fi un manual cu adresabilitate largă, care să faciliteze conștientizarea și înțelegerea abordărilor multidisciplinare în contextul general al monitorizării speciilor periclitate și al conservării habitatelor. Diversitatea abordărilor urmărește diferitele niveluri de organizare, pornind de la calitatea mediului și sursele de poluare, înțelegerea și evaluarea diversității genetice ca factor prioritar pentru structura și statusul populațiilor, descrierea principalelor grupe de organisme periclitate și a factorilor care contribuie la declinul a numeroase specii, până la digitalizarea parametrilor și a elementelor de biodiversitate, toate în contextul general al schimbărilor climatice.

STAREA DE CALITATE A ECOSISTEMELOR ACVATICE

Adrian BURADA, Cristina DESPINA, Liliana TEODOROF, Daniela SECELEANU-ODOR, Cristina DESPINA

1.1. Introducere

Calitatea apei variază în timp atât datorită factorilor naturali, cât mai ales datorită factorilor antropici. Într-un ecosistem acvatic, modificările generate de diferitele forme de poluare influențează în mod special compoziția biocenozelor acvatice care, la rândul lor, dau indicații semnificative asupra stării de calitate a apei. Prin urmare, programele de monitorizare a calității apelor de suprafață au la bază serie de indicatori fizico-chimici din legislația în vigoare, iar pentru cazurile particulare, indicatorii utilizați se ajustează/ completează în funcție de obiectivul programului de monitorizare.

1.2. Legislația în domeniul apei

La nivel global, apa este o resursă limitată, astfel încât găsirea unor soluții unitare și corespunzătoare de gestionare a calității și cantității acestei resurse necesită coordonare și cooperare din partea tuturor statelor.

Dacă ne referim la Europa, la început existau preocupări în special în ceea ce privește sănătatea umană, iar directivele adoptate înainte de anii '80 prevedeau o serie de standarde de calitate cu obiective clare privind protecția sănătății umane în primul rând și apoi a mediului care includea apele de suprafață, apele menajere, apele piscicole, a celor subterane și a celor destinate uzului casnic. Aceeași abordare de impunere a anumitor standarde de calitate și norme de deversare a anumitor compuși în apele de suprafață a fost adoptată și într-o nouă directivă legislativă în acea perioadă și care părea plauzibilă la acea vreme, dar care s-a dovedit ulterior a fi insuficientă în ceea ce privește protecția apelor deja poluate ale Europei. Avea să demonstreze acest lucru problemele grave privind eutrofizarea anumitor zone din Marea Nordului, Marea Mediterană și Marea Baltică, apărute la sfârșitul anilor 1980.

În aceste noi condiții, în 1991 a fost adoptată Directiva referitoare la Tratarea apelor uzate urbane (Urban Waste Water Treatment Directive – UWWT 91/271/EEC (****, 1991), care stabilește o serie de cerințe stricte privind modernizarea infrastructurii sistemelor de colectare, epurare și evacuare a apelor din aglomerările urbane. Alături de directiva privind epurarea apelor uzate urbane, tot în 1991 a fost aprobată și Directiva privind Nitrații 91/676/CEE (****, 1991), care pune accent pe prevenirea poluării cu nitrați a apelor subterane și a celor de suprafață, impunând controale

riguroase în domeniul agricol privitor la cantitățile de îngrășăminte ce conțin azot utilizate.

În ceea ce privește sectorul industrial, în 1996 a fost implementată Directiva privind Prevenția și Controlul Integrat al Poluării (Integrated Pollution Prevention and Control – IPPC) (****, 2008), care se referă la reducerea cantităților de poluanți deversați proveniți din activitățile industriale, vizați fiind marii coloși industriali. În aceste condiții, o direcție nouă în domeniul gospodăririi apelor vine în anul 2000 prin implementarea Directivei Cadru pentru Apa (DCA) (****, 2000), numită oficial „Directiva 2000/60/CE a Parlamentului European și a Consiliului Europei din 23 octombrie 2000, de stabilire a unui cadru de politică comunitară în domeniul apei” care, are drept obiectiv global atingerea unei stări ecologice bune pentru toate apele și care definește apa ca pe un patrimoniu ce trebuie protejat, tratat și conservat ca atare. Directiva Cadru pentru Apă se referă la apele interioare de suprafață, apele de tranziție, apele de coastă și la apele subterane și urmărește să prevină și să reducă poluarea, să promoveze utilizarea sustenabilă a apei, să protejeze și să îmbunătățească mediul acvatic și să atenueze efectele inundațiilor și secetelor. Protecția resurselor de apă, a ecosistemelor de apă proaspătă și de apă sărată, precum și a apei menajere și a celei pe care o bem a devenit, prin urmare, baza sistemului de protecție a mediului în Europa.

Directiva Cadru pentru Apă este completată și susținută de alte directive specifice privind apa, ce au drept scop asigurarea unei stări bune a apelor din Europa, cum ar fi Directiva privind epurarea apelor urbane 91/271/CEE, Directiva pentru apa de băut 2006/7/CEE, Directiva pentru nitrați 91/676/CEE și Directiva pentru apă potabilă 98/83/CE, Directiva-Cadru „Strategia pentru mediul marin”, precum și de acorduri internaționale.

În anul 2018, în Uniunea Europeană, s-a stabilit că principalele presiuni asupra corpurilor de apă de suprafață sunt presiunile hidromorfologice, sursele difuze, în special din agricultură, depunerile atmosferice, urmate de sursele punctuale de poluare și abstractizarea apei. Principalele efecte asupra corpurilor de apă de suprafață sunt creșterea concentrațiilor de nutrienți, poluarea chimică și modificarea habitatelor datorită schimbărilor morfologice (****EEA, 2010).

Directiva Cadru privind Apa a stabilit un cadru pentru evaluarea, gestionarea, protecția și îmbunătățirea calității resurselor de apă în UE. Conform acesteia, starea ecologică reprezintă o evaluare a calității structurii și funcționării ecosistemelor apelor de suprafață. Aceasta arată, de fapt, influența presiunilor (de exemplu poluarea și degradarea habitatelor) asupra elementelor de calitate identificate. La nivelul unui ecosistem acvatic, evaluarea acestuia trebuie să ia în considerare atât analiza, cât și interpretarea și raportarea rezultatelor, care se transpun în cele trei elemente care se interconectează respectiv monitorizare, evaluare, management.

În România Directiva Cadru pentru Apă, a fost transpusă în legislația națională printr-o serie de legi și ordonanțe. Ordinului M.M.G.A. nr. 161/ 2006 privind clasificarea calității apelor de suprafață în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă (****, 2006) prevede o clasificare în cinci clase de calitate pentru a defini calitatea apelor de

suprafață, de la clasa I de calitate, corespunzătoare unei stări ecologice „Foarte bune” până la clasa a V-a de calitate, corespunzătoare unei stări ecologice „Proaste”.

1.3. Monitorizarea calității apei în RBDD

Elementele fizico-chimice, suport pentru elementele biologice (conform cerințelor Directivei Cadru pentru Apă, transpusă în legislația națională prin Ordinul Ministrului Mediului și Gospodăririi Apelor nr. 161/2006), cu relevanță asupra calității apelor de suprafață și frecvent utilizate în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor din Rezervația Biosferei Delta Dunării sunt: indicatori generali (temperatură, adâncime și transparență, pH-ul, conductivitatea apei, materii în suspensie, substanțe solide totale dizolvate (TDS), oxigen dizolvat), indicatori de eutrofizare, nutrienți (amoniu, azotiți, azotați, azot total, ortofosfati, fosfor total) și indicatori de contaminare, poluanți toxici specifici (metale grele).

Pe lângă acești indicatori consacrați, care se regăsesc în legislația în vigoare cu valori limită bine stabilite, un bazin hidrografic extins și complex ca cel al Dunării, atrage după sine noi problematici de mediu, cauzate de evoluția sistemului socio-economic și care generează în prezent noi clase de contaminanți cu agresivitate asupra componentelor Capitalului Natural și implicit a sănătății umane, respectiv micro/macro plasticele și reziduuri de substanțe farmaceutice.

1.3.1. Indicatori generali de calitate

Din categoria indicatorilor fizico-chimici (figura 1.1) frecvent utilizați și cu relevanță asupra calității apelor de suprafață din ecosistemele acvatice, se pot enumera:

- **Temperatura** apei în ecosistemele acvatice influențează diferite procese deosebit de importante ca nivelul dizolvării oxigenului în apă, solubilitatea oxigenului, viteza oxidării substanțelor organice și solubilitatea sărurilor. Totodată, temperatura apei, influențează și caracteristicile biologice și microbiologice, precum și procesul de sedimentare.

- **Adâncimea și transparența** apelor de suprafață din ecosistemele acvatice sunt factori cu consecințe directe asupra dezvoltării vegetației acvatice și nu numai. Transparența apelor depinde în mare măsură de cantitatea de substanțe minerale aflate în suspensie sau dizolvate, precum și de natura și dimensiunea acestora.

În funcție de transparența apei, variază adâncimea până la care poate pătrunde lumina solară, influențând astfel desfășurarea proceselor de fotosinteză.

- **Materiile în suspensie** reprezintă substanțele insolubile din apă care se pot separa prin filtrare, centrifugare sau sedimentare (cu dimensiuni de max. 2 mm) și pot conduce la creșterea turbidității, formarea spumei sau la schimbarea proprietăților organoleptice ale resurselor de apă față de starea naturală a acestora. Totodată, acestea pot produce depuneri în albiile minore ale cursurilor de apă sau în cuvele lacurilor.

Dinamica cantității de materii în suspensii la nivelul lacurilor este influențată pe de o parte de viteza de circulație a apei prin rețeaua de canale care implică, la viteze mici, o sedimentare a materiilor în suspensie, iar la viteze mari apare fenomenul de remobilizare a suspensiilor, care se adaugă la cele transportate inițial.

- **Substanțele solide totale dizolvate (TDS)** reprezintă o unitate de măsură a gradului de încărcare cu substanțe organice și anorganice din apele de suprafață sub forma de molecule, ioni sau microgranule (suspensii coloidale). Surse primare ale solidelor dizolvate în apele de suprafață pot fi deversările apelor uzate, levigații din soluri, dizolvarea rocilor, etc.



Figura 1.1. Determinarea indicatorilor generali de calitate
(foto: Adrian BURADA)

1.3.2. Indicatori de eutrofizare

Nutrienții fac parte din fondul natural al apelor de suprafață, dar activitățile umane pot duce la o creștere a concentrațiilor acestora. Excesul de nutrienți se resimte la nivelul tuturor compartimentelor din mediul acvatic, amenințând calitatea apei și afectând starea ecosistemelor acvatice, provocând eutrofizarea apelor de suprafață, cu efect de consumare a oxigenului dizolvat necesar pentru susținerea vieții acvatice.

Azotul total este un indice integral al troficității lacurilor și râurilor, concentrația acestuia în apele naturale depinzând de gradul de troficitate al ecosistemului acvatic respectiv. Azotul total reprezintă însumarea formelor sale organice și anorganice, combinațiile chimice sub care este prezent azotul în ecosistemele acvatice fiind fie de azot molecular gazos, forme anorganice, azotați, azotiți, săruri de amoniu, cât și compuși organici dizolvați (Momeu și colab., 2018). Astfel, pe lângă formele sale anorganice, în apele de suprafață se găsesc în permanență combinații organice cu azot, rezultate din activitatea metabolică a organismelor acvatice sau, după moartea acestora, din procesele de putrefacție. Aflați în stare dizolvată, coloidală sau în

suspensie, compușii cu azot din apele de suprafață, pot trece cu ușurință dintr-o stare în alta sub acțiunea diferiților factori fizico-chimici și biochimici.

Ionul amoniu rezultă în apă din degradarea incompletă a substanțelor organice ce conțin azot sau poate proveni, de asemenea, din sol. Fiind primul stadiu de descompunere al substanțelor organice cu conținut de azot în molecula lor, existența ionului amoniu în apă indică o poluare recentă (ore-zile) cu produși de descompunere celulară sau deversări de ape uzate, în consecință foarte periculoasă. În transformările pe care le suferă azotul organic pentru a se mineraliza, această fază este foarte toxică pentru hidrobionți (alge, macrofite).

Azotiții reprezintă o etapă importantă în metabolismul compușilor azotului, acest parametru fiind un indicator de poluare recentă cu substanțe ce conțin azot. Toxici pentru organismele acvatice, azotiții sunt compuși instabili și reprezintă o etapă de tranziție, în dependență de condiții, în lanțul proceselor biologice de oxidare a amoniului până la azotat (procesul de nitrificare, care are loc în condiții aerobe) și cel de reducere a azotaților până la azot și amoniac (procesul de denitrificare ce decurge în condiții de insuficiență de oxigen). Astfel, în condiții lipsite de oxigen, azotiții sunt transformați în amoniac, iar în condiții de bună aerare a apei, azotiții sunt rapid oxidați și trecuți în azotați (Toderăș și colab., 2015).

Azotații reprezintă forma de bază a acumulării azotului în ecosistemele acvatice, iar prezența lui în apele de suprafață semnalează o poluare mai veche a apei. Astfel, ca și formă finală în oxidarea azotului amoniacal, azotații au valori superioare concentrațiilor de amoniu și a celor de azotiți. Ușor solubili în apă, azotații sunt consumați în cantități mari de către fitoplancton, fiind asimilați foarte bine de către celulele plantelor verzi. În cadrul circuitului trofic, azotații trec de la plante la animale și se întorc din nou în apă sub formă de azot proteic, prin descompunerea organismelor moarte și sub forma amoniacului din excremente. Concentrațiile de azotați în apele de suprafață fluctuează sezonier, cu valori ridicate în perioada toamnă-iarnă, în special datorită descompunerii substanțelor organice, valori mai scăzute primăvara, după maximul din iarnă și ajungând în lunile de vară la cantități foarte reduse.

Fosforul și formele de fosfor. În diferitele sale forme, fosforul este un element cheie, reprezentând unul dintre cei mai importanți indicatori ai stării trofice în ecosistemele acvatice naturale. Acest element este folosit de către plante pentru realizarea producției primare și depinde în mare parte de modificările sezoniere. Astfel, aflat în relație directă cu coraportul intensității procesului de fotosinteză și a celor de oxidare biochimică a substanțelor organice, conținutul compușilor fosforului atinge concentrații maxime toamna și iarna, în timp ce primăvara și vara, atunci când constituie cu predilecție hrana plantelor și bacteriilor, compușii fosforului înregistrează valori minime (Toderăș și colab., 2015). În aceste condiții, în sezoanele reci, rezervele de fosfor se refac, datorită trecerii fosforului din organismele moarte în fosfor mineral, dar și datorită mobilizării sedimentelor. Schimbul de fosfor între forma sa minerală și cea organică pe de o parte și între organismele acvatice pe de altă parte, constituie factorul principal care determină concentrația lui. Suma dintre fosforul mineral și fosforul organic constituie fosforul total.

Încărcătura crescută în fosfor organic la un moment dat, în special în zonele cu circulație redusă a apei, este rezultatul descompunerii organismelor moarte sau a schimbului de substanțe cu depunerile subacvatice. Variații ale concentrațiilor de fosfor mineral și organic în apele de suprafață, pot constitui de asemenea, indicii asupra dezvoltării faunei microbiene.

1.3.3. Indicatori de contaminare

Ecosistemele acvatice din RBDD, fiind sisteme dinamice și complexe, sunt supuse atât influențelor naturale cât și celor antropice. Metalele grele sunt poluanți anorganici semnificativi, care sunt de regulă o parte a apelor uzate industriale și a căror impact negativ reflectă în primul rând numeroase schimbări la diferite nivele ale organizărilor sistemului biologic. Exemple de metale ce prezintă o relevanță mai mare pentru mediul acvatic din punctul de vedere al efectelor toxice sunt următoarele: cadmiu, crom, cupru, plumb, nichel, zinc, arsen, mercur. Metalele au proprietăți chimice și fizice intrinseci și efecte fiziologice diferite. Proprietatea lor comună este faptul că, chiar în concentrații relativ reduse, efectele lor sunt toxice și, prin urmare, acestea se încadrează în categoria poluanților de mediu foarte periculoși.

Contaminarea cu metale grele este corelată, în special, cu sursele industriale, urbane și agricole, evenimentele hidrologice contribuind la intensificarea aportului cu aceste substanțe în apele de suprafață. Metalele sunt transportate fie în forme dizolvate în apă sau ca parte integrantă a sedimentelor. Odată ajunse în mediul acvatic, acestea pot urma mai multe căi: dizolvate în coloana de apă, stocate în sedimente, volatilizate în atmosferă, preluate de organisme.

Solubilizarea și biodisponibilitatea metalelor în mediul acvatic depind de caracteristicile lor fizico-chimice precum și de o serie de factori ai mediului precum pH, temperatură, salinitate, duritate, condiții redox, prezența liganzilor și complexilor anorganici și organici. De asemenea, condițiile fizico-chimice și hidrodinamice influențează căile de transport și distribuție ale metalelor grele.

Dacă ne referim la organismele vii, acestea joacă un rol important în ciclurile biogeochimice ale metalelor în mediul acvatic. Factorii care influențează acumularea metalelor sunt cantitățile relative ale metalelor prezente în mediu, precum și forma lor chimică. Totuși, există o variație considerabilă a concentrației metalelor între specii, țesuturi și chiar între indivizi colectați din aceeași locație. Aceasta se datorează faptului că preluarea și eliminarea metalelor sunt determinate de parametri biologici, care includ permeabilitatea suprafețelor externe, strategii de hrănire, cantități și tipuri de liganzi interni, eficiența sistemelor excretoare, starea de nutriție, creștere, sezon și stadiul reproductiv (Oros, 2009).

Organismele vii prezintă o anumită selectivitate în acumularea metalelor, trebuind făcută o distincție între metalele esențiale și cele neesențiale. Metale esențiale precum cupru, zinc, mangan, fier sau cobalt sunt componente vitale ale multor enzime și pigmenți respiratori. În consecință, organismele acvatice trebuie să asigure țesuturilor metale în cantități suficiente pentru necesitățile metabolice și respiratorii.

Deficiența acestor metale, dar în egală măsură și acumularea peste anumite niveluri, produc efecte dăunătoare (Simkiss și Mason, 1983; White și Rainbow 1985)

Metalele neesențiale (plumb, arsen, mercur, cadmiu) sunt foarte toxice, chiar la niveluri foarte scăzute, mai ales dacă se acumulează la nivelul situsurilor metabolice active. Organismul este obligat să limiteze acumularea metalelor neesențiale sau să le treacă în forme netoxice. Metalele toxice interferează cu funcțiile metabolice normale ale elementelor esențiale. Prin legarea la macromoleculele proteice se produce o perturbare a funcției biologice normale. Formarea catalizată de metale a radicalilor liberi de oxigen este implicată în producerea multor modificări patologice, inclusiv mutageneză, carcinogeneză și îmbătrânire (Depledge și Rainbow., 1990). Astfel, deși metalele sunt componente esențiale ale vieții, devin dăunătoare când sunt prezente în exces. Creșterea nivelurilor biodisponibile în mediul acvatic reprezintă o problemă pentru sănătatea umană și a ecosistemelor acvatice.

1.4. Surse de poluare

Surse difuze de poluare – apărute în cazul poluării cauzate de diverse activități pentru care nu există un punct de evacuare specific. Exemple de surse majore difuze de poluare sunt: agricultura, industria, traficul, depunerile atmosferice, populația din mediul rural. Poluarea apelor provenită din surse difuze are un rol deosebit de important în procesul de poluare a apelor de suprafață întrucât cuantificarea ei se face cu mare dificultate, neputând fi măsurată ci doar estimată prin diverse metode de calcul.

Surse punctiforme de poluare – apărute în cazul poluării cauzate de diverse activități pentru care există un punct de evacuare specific (figura 1), cum ar fi evacuări realizate de stații de epurare a apelor uzate menajere, orașenești, industriale, pluviale și de drenaj. Calitatea apelor de suprafață (receptorul) este direct afectată de apele uzate evacuate într-o relație de directă proporționalitate cu debitul de apă uzată evacuată și cu concentrația poluanților pe care aceasta le conține. În cazul evacuării apelor uzate în lacuri trebuie atrasă atenția și asupra caracterului cumulativ al acestora asupra receptorului, putându-se vorbi de o acumulare în timp a cantității de poluanți evacuați. Spre deosebire de poluarea apei provenită din surse difuze, în cazul poluanților proveniți din sursele de emisii punctiforme, aceștia pot fi supuși cuantificării și controlați înainte de a fi evacuați în receptor, apele provenite din aceste surse de poluare prestându-se epurării (figura 1.2)



Figura 1.2. Surse punctiforme de poluare
(foto: Adrian BURADA)

1.5. Tipuri de poluare cu impact semnificativ asupra calității apei

Poluarea organică – reprezentată de poluarea cu substanțe organice netoxice datorate emisiilor provenite de la sursele punctiforme și difuze de poluare, cum sunt apele uzate provenite din aglomerările umane dar și din surse industriale și agricole, dar, în cea mai mare parte, aceasta sunt reprezentate de apele uzate neepurate sau epurate în mod necorespunzător. Poluarea cu substanțe organice are efect semnificativ asupra ecosistemelor acvatice, cauzând în apele de suprafață o reducere drastică a concentrației de oxigen.

Poluarea cu nutrienți (azot și fosfor) – Cea mai mare parte a emisiilor de nutrienți provin din surse difuze (89% din totalul emisiilor de azot și 78% din totalul emisiilor de fosfor), cum ar fi emisiile provenite de la terenurile agricole (ca urmare a aplicării de îngrășăminte sau de gunoi de grajd și a depunerilor din atmosferă), eroziunea solului și scurgerile de la suprafață.

Poluarea cu substanțe periculoase – Aceste substanțe toxice (metale grele, micropoluanți organici), provenite atât din surse punctiforme (ape uzate municipale și industriale), cât și de surse difuze (cum sunt scurgerile de la suprafață, folosirea pesticidelor în agricultură, siturile contaminate și siturile miniere), produc în mediul acvatic toxicitate, persistență și bioacumulare.

Presiuni hidromorfologice - Aceste alterări influențează caracteristicile hidromorfologice ale apelor de suprafață, au efect asupra regimului hidrologic și al

transportului de sedimente, modificând cantitatea și calitatea debitului, ducând la întreruperea continuității apelor curgătoare și a habitatelor, dar și la deconectarea zonelor umede și a zonelor inundabile învecinate având, în esență, un impact semnificativ.

1.6. Probleme de mediu cauzate de impactul antropic în RBDD

Poluarea mediului înconjurător, una dintre cele mai dezbătute probleme ale societății noastre în prezent, reprezintă de fapt, prețul pe care oamenii îl plătesc pentru toate beneficiile aduse de revoluția industrială pe de o parte și dezvoltarea tehnologică pe de altă parte.

Teritoriul României se situează în cea mai mare parte (aproximativ 97,4%) în Bazinul Hidrografic al Dunării, iar acumulările deversate din toate cele 10 tari străbătute de Dunăre ajung în sectorul românesc al acestui fluviu și implicit în Delta Dunării, ca mai apoi să se verse în Marea Neagră. Presiunea exercitată de factorii antropici acționează direct și indirect la nivelul tuturor compartimentelor sistemelor ecologice, generând modificări atât structurale cât și funcționale.

În aceste condiții, perturbarea echilibrului natural al unui ecosistem poate avea consecințe imprevizibile asupra evoluției acestuia. Una dintre cele mai semnificative presiuni exercitate asupra mediului acvatic este reprezentată de evacuarea apelor uzate, datorită încărcării lor cu materii organice, nutrienți și alte substanțe periculoase. Dunărea reprezintă transportatorul final al tuturor efluenților de ape uzate provenite din țările din amonte, iar dacă vorbim de Delta Dunării, în mediul rural, un procent covârșitor din populație nu este conectat la sistemele de canalizare, astfel încât managementul apelor uzate fiind o problemă și până în acest moment. Deversarea de ape uzate netratate sau tratate impropriu în Dunăre de-a lungul celor 2857 km pe care acest fluviu îi străbate de la izvor până la vărsarea sa în Marea Neagră, dintre care 1071 Km pe teritoriul României, au dus la îmbogățiri ale apei cu diferite substanțe poluante.

Simptomele poluării resurselor de apă sunt fie schimbări ale proprietăților fizice cum sunt culoarea, mirosul sau gustul, până la modificări chimice, precum pH-ul soluției, conținutul substanțelor periculoase conținute, dar și scăderea cantității de oxigen dizolvat în apă, cu efecte negative asupra organismelor ecosistemului respectiv și/sau asupra fenomenului de epurare naturală (autoepurare) care are loc în apa receptorului. Evacuarea apelor reziduale poate avea efecte inhibitoare pentru unele procese naturale, favorizante pentru unele procese naturale cauzatoare de efecte nedorite pentru apele în care au fost evacuate (râuri sau lacuri), putând conduce în final la degradarea sau distrugerea faunei și/sau florei receptorului (figura 1.3).

Unul dintre cele mai vizibile simptome ale poluării ecosistemelor în care trăim este poluarea cu plastic. Conform unui raport realizat de Greenpeace Romania, la nivel global, doar 9% din tot plasticul produs este reciclat și chiar și în țările dezvoltate, rata reciclării plasticului colectat în gospodării nu depășește 50%, așadar criza poluării cu

plastic este una dintre problemele cele mai stringente cu care ne confruntăm la nivel global în ultimul deceniu.



Figura 1.3. Efectele deversărilor de ape uzate în ecosistemele acvatice în RBDD
(foto: Adrian BURADA)

1.6.1. Eutrofizarea și impactul negativ

Una dintre multiplele forme de poluare cauzată de om este și eutrofizarea, definită în Directivele Europene ca fiind procesul de “creștere accelerată a algelor și formelor superioare de vegetație cauzată de îmbogățirea apei cu nutrienți, în special compuși cu azot și/sau fosfor, inducând o perturbare nedorită a echilibrului organismelor prezente în apă și a calității apei respective (figura 1.4).



Figura 1.4. Proces de eutrofizare a ecosistemelor acvatice
(foto: Adrian BURADA)

Nutrienții se găsesc în mod natural în ape curgătoare și lacuri, dar activitățile umane au dus la creșterea concentrațiilor acestora în apele de suprafață. Ecosistemele acvatice sunt receptorii finali ai surplusului de azot, care emis odată cu apele uzate tind să se acumuleze în scurgerile de suprafață. Dacă vorbim de azot, sistemele naturale sunt capabile să absoarbă o cantitate limitată din excesul de azot prin creșterea biomasei producătorilor primari, dincolo de acest nivel putând rezulta pagube serioase. În aceste sisteme acvatice, azotul în exces poate stimula atât creșterea algelor cât și a altor plante. Când aceste plante mor și se descompun, pot prelua din apă oxigenul dizolvat, ducând la instalarea hipoxiei de mediu.

Jumătate din cantitatea totală de îngrășăminte comerciale, produsă până în prezent, a fost aplicată după 1984. Problema este că aproximativ jumătate din fiecare tonă de îngrășăminte aplicată terenurilor nu a fost niciodată preluată de plante ci a fost reemisă în atmosferă sau a intrat în cursurile de apă locale prin scurgerile de suprafață. Un management mai bun în domeniul producerii și aplicării fertilizatorilor de sinteză ar putea reduce aceste probleme în mod substanțial.

Apele uzate reziduale sunt sursa punctiformă cea mai semnificativă pentru multe dintre elementele ce ajung în apele Dunării. Astfel, concentrațiile ridicate ale nutrienților, provenite din activitățile umane, determină efecte nedorite, directe și indirecte în ecosistemele acvatice, într-o succesiune de evenimente ce au impact direct asupra întregului lanț trofic și al sănătății umane. Acest proces complex de suprafertilizare a apelor, fenomen susținut și de creșterea bruscă a temperaturii, are ca prim indicator dezvoltarea excesivă a fitoplanctonului, reprezentat de totalitatea speciilor de alge unicelulare care trăiesc în masa apei și având ca efecte imediate reducerea transparenței apei și a puterii de pătrundere a radiațiilor solare (figura 1.3). Descompunerea oxidativă a materiei organice rezultate după perioada de maximă dezvoltare a acestor alge, are în final consecințe mult mai grave, de scădere a concentrațiilor de oxigen din apă (hipoxie), cu urmări devastatoare, cum ar fi mortalitățile piscicole, dar și cu impact sever asupra sănătății populației și a sectorului economic.

Studiile arată că nutrienții în exces nu afectează doar sănătatea cursului de apă, ei putând avea efect și asupra sănătății oamenilor și a animalelor ce folosesc ca resursă apa eutrofizată. Spre deosebire de fosfat, care nu este toxic pentru organismele adulte, în concentrații moderate, nivele ridicate ale azotaților în apa de băut pot conduce la methemoglobinemie infantilă (grupa de vârstă 0-1 ani), îmbolnăviri soldate adesea cu decese ale sugarilor, cele mai ridicate incidențe înregistrându-se în special în mediul rural. Unele specii de alge, precum cianobacteriile (numite și alge albastre-verzi) produc toxine care afectează sistemul nervos și ficatul, fiind o amenințare atât pentru animale cât și pentru oameni.

Conform Agenției Europene de Mediu (****EEA, 2010), sectorul agricol are efecte atât directe cât și indirecte asupra mediului, agricultura fiind una dintre principalele cauze ale poluării cu nitrați a apelor de suprafață și a celor subterane, înregistrându-se și în prezent concentrații foarte ridicate ale acestor indicatori mai ales

În zonele cu agricultură practică intensivă. De asemenea, dacă ne referim la emisiile de amoniac, acestea provin în proporție de peste 90% din agricultură, în special din activități precum utilizarea îngrășămintelor anorganice pe bază de azot, depozitarea îngrășămintelor agricole organice și împrăștierea gunoierului de grajd. Deși utilizarea îngrășămintelor chimice în Rezervația Biosferei Delta Dunării este interzisă, Dunărea transportă din amonte cantități însemnate de agenți poluanți proveniți din utilizarea excesivă a îngrășămintelor, a pesticidelor, a apei de irigație necorespunzătoare calitativ și cantitativ, cu urmări vizibile asupra calității mediului, ce duc timp la degradarea ecosistemelor deltaice.

În ceea ce privește prezența fosforului în cursurile de apă la nivel european, în 82% din bazinele hidrografice, agricultura intensivă și horticultura reprezintă principala cauză a excesului de fosfor, la care contribuie semnificativ și deversările apelor uzate netratate sau insuficient tratate. Poluarea apei și a solurilor cu fosfor constituie un motiv de îngrijorare, atât la nivel european cât și la nivel mondial, mai ales datorită faptului că, nu există nici un alt substituent pentru utilizarea sa în îngrășăminte și în hrana animalelor. Inițial, primele îngrășăminte pe bază de fosfor proveneau din surse organice (în special din gunoierul de grajd sau făina de oase). În natură însă, fosforul apare sub formă de rocă fosfatică, iar cererea crescândă de îngrășăminte de după anii 1940, au dus la dezvoltarea unor tehnici de extragere și producere a acestuia din rocile fosfatice. Întrucât rezervele actuale de roci fosfatice se găsesc într-un număr limitat de țări (dintre care doar Finlanda se găsește în Uniunea Europeană), acestea depind în proporție de peste 90% de importurile acestei materii prime considerate critice. FAO indică o tendință de creștere a cererii globale a fosfatului ca îngrășământ, în condițiile estimării creșterii populației la peste nouă miliarde de persoane până în 2050, la care se adaugă și schimbarea obiceiurilor alimentare.

1.6.2. Micro/macro plastice în ecosistemele acvatice

Unul dintre cele mai vizibile simptome ale poluării ecosistemelor în care trăim este poluarea cu plastic. Conform unui raport realizat de Greenpeace România, la nivel global, doar 9% din tot plasticul produs este reciclat. Chiar și în țările dezvoltate, rata reciclării plasticului colectat în gospodării nu depășește 50%. Așadar criza poluării cu plastic este una dintre problemele cele mai stringente cu care ne confruntăm la nivel global în ultimul deceniu.

Primele raportări ale poluării apelor marine și oceanice cu materiale plastice datează din anii '70 (Carpenter și colab., 1972; Carpenter și Smith, 1972; Colton și colab., 1974; Fowler, 1987; Coe și Rogers, 2012), fiind inițial lipsite de succes în atragerea atenției comunității științifice, cu privire la potențialul efect asupra faunei marine. În următoarele decenii, interesul acordat poluării cu resturi de materiale plastice a crescut considerabil, punându-se accent și pe impactul cauzat de microplastice.

Dacă inițial studiile privind deșeurile plastice au vizat mamiferele marine (Laist, 1997), în special cetaceele (Clapham și colab., 1999), ulterior au fost vizate și alte specii marine, capturate în mod uzual în plasele de pescuit (Bullimore și colab., 2001;

Eriksson și Burton, 2003; Tschernij și Larsson, 2003). De asemenea, ingerarea de materiale plastice de către speciile de păsări marine (Cadée, 2002; Mallory, 2008) și broaște țestoase (Bugoni și colab., 2001; Tomás și colab., 2002; Mascarenhas și colab., 2004) este documentată amănunțit la nivel mondial, cu accent pe efectele acestora. La aproximativ 44% din speciile de păsări marine ingestia de resturi plastice a fost confirmată (Rios și colab., 2007), și mai mult decât atât, în cazul speciei de albatros, *Phoebastria nigripes*, s-a documentat inclusiv hrănirea cu deșeuri plastice a puilor (Andrady, 2011).

Odată cu creșterea aproape exponențială a incidenței raportărilor, privind poluarea cu resturi de materiale plastice în zona Pacificului de Nord (Moore și colab., 2001a; Moore și colab., 2001b; Moore și colab., 2002; Moore, 2008), poluarea cu materiale plastice a devenit un subiect prioritar de cercetare în domeniul biologiei marine (Derraik, 2002; Page și colab., 2004; Arthur și colab., 2009).

O preocupare deosebită a fost acordată bucăților mici de resturi de materiale plastice (figura 1.5), în special cele care nu sunt vizibile cu ochiul liber (Andrady, 2011), numite ulterior microplastice. Din 2011 și până în prezent, s-au publicat peste 270 de articole ISI orientate strict pe ingestia microplasticelor.



Figura 1.5. Resturi de materiale plastice
(foto: Adrian BURADA)

Numărul de studii orientate parțial sau tangențial cu efectul ingestiei microplasticelor este mult mai mare, fiind reflectat printr-un număr de aproximativ 6700 de citări ale articolelor dedicate strict ingestiei microplasticelor. Desigur, numărul de studii care doar amintesc, sau pur și simplu se referă succint la efectele poluării cu microplastice, este cu mult mai mare.

Izolarea microplasticelor din mediu poate fi deosebit de laborioasă, mai ales dacă eșantioanele conțin foarte multă substanță organică. De asemenea, identificarea spectroscopică a polimerilor sintetici este îngreunată de concentrațiile mari de pigmenți

și de uzura și dezagregarea în timp, a particulelor și a fibrelor de microplastice. În consecință, detectarea și confirmarea prin metode analitice a microplasticelor, necesită acces la echipament sofisticat.

Pentru că sunt cercetate de puțin timp, nu se cunosc efectele pe termen lung ale expunerii la microplastice. Cercetările asupra organismelor marine au semnalat fenomenul de malnutriție, asociat hrănirii intensive cu microplastice, care înlocuiesc o parte din hrana naturală. Speciile de apă dulce sunt o parte a unei rețele trofice complexe, în cadrul căreia se regăsește o mare diversitate a tipurilor de hrană, dar și diferite strategii de hrănire (Phuong și colab., 2016; Welden și Cowie, 2016).

1.6.2.1. Pătrunderea plasticelor în ecosistemele acvatice

Plasticul pătrunde în mediul acvatic din diferite surse și pe căi variate cum ar fi: (1) prin trecerea filtrelor de la nivelul stațiilor de tratare a apei, (2) prin aplicarea biosolidelor - materiale bogate în nutrienți, rezultate din tratarea apelor menajere - în agricultură, (3) prin emisii incidentale, cum ar fi, cele rezultate din uzura cauciucurilor, (4) prin emisii din diverse procese industriale și (5) prin transportul atmosferic și depunerea fibrelor.



Figura 1.6. Pătrunderea plasticelor prin transportul atmosferic
(foto: Adrian BURADA)

Conform documentelor statistice, în anul 2010, piața plasticelor era dominată de patru clase principale: (1) polietilena – PE – cu o producție mondială de 73 milioane de tone, (2) tereftalatul de polietilenă – PET – 53 milioane de tone, (3) polipropilena – PP – 50 de milioane de tone, și (4) policlorura de vinil – PVC – 35 milioane de tone (UNEP, 2016).

În prezent, utilizarea materialelor plastice prezintă o tendință de creștere, care generează astfel o cantitate în continuă creștere de deșeuri plastice.

Mai mult decât atât, deșeurile din materiale plastice "curăță" apa de produsele chimice poluante dizolvate (figura 1.6), iar prin ingerarea de către viețuitoare, acestea pot deveni bio-disponibile (Endo și colab., 2005). Agregarea poluanților organici persistenți, prezenți în apă în fragmentele microplastice, se realizează prin absorbție și concentrare lentă.

1.6.2.2. Acumularea

Capacitatea de acumulare a microplasticelelor într-un organism are capacitatea de a afecta, prin accentuare, impactul fizic asociat ingerării de microplastice. Până în prezent, există o literatură de specialitate limitată cu privire la acumularea microplasticelelor în nevertebratele marine și de apă dulce. Însă, încă din anii '70, a fost semnalată ingestia de microplastice la o specie de viermi acvatici, *Parasagitta elegans*, din familia Sagittidae, care prezenta o sferă de microplastice cu un diametru de 0,6 mm, în condițiile în care organismul avea o lungime totală de 20 de mm (Carpenter și colab., 1972). Acest exemplu evidențiază capacitatea nevertebratelor de a acumula particule formate din microplastice sau a unor particule similare. Acumularea de particule microplastice în nevertebrate poate provoca blocaje ale sistemului digestiv, suprimând hrănirea din cauza sațietății aparente. În mod alternativ, consumul de către prădători al nevertebratelor contaminate cu microplastice, reprezintă o cale de transfer și acumulare ale acestora în lanțul trofic (Wright și colab., 2013).

Pe lângă acumularea internă, adsorbția externă a microplasticelelor poate, de asemenea, să producă efecte adverse. De asemenea, s-a arătat că atașarea particulelor microplastice la unele specii de alge, genurile *Chlorella* sp. și *Scenedesmus* sp. (Bhattacharya și colab., 2010), a inhibat fotosinteza (cel mai probabil datorită blocării fizice a luminii și a aerului) și a indus o creștere a stresului oxidativ, prin creșterea producției de specii reactive de oxigen.

Deoarece algele joacă un rol esențial în rețelele acvatice de hrănire, productivitatea și rezistența ecosistemelor ar putea fi compromise datorită efectelor adverse ale particulelor de plastic, producându-se un efect de domino, cu repercusiuni asupra întregului ecosistem.

1.6.2.3. Potențialul toxic al microplasticelelor ingerate

Ecosistemele acvatice conțin în mod natural numeroase micro- și nanoparticule (aproximativ 106 – 107 particule per mL, cu o proporție de 10 până la 500 µg/L), majoritatea dintre acestea cu dimensiuni mai mici de 100 nm (figura 1.7) (Rosse și Loizeau, 2003).

Organismele filtratoare, de la zooplancton până la balene, interacționează în mod obișnuit cu aceste particule, fără nici un efect nefavorabil aparent (Andrady, 2011). Deoarece nici unul dintre aceste organisme nu prezintă căi enzimatice pentru a descompune polimerii sintetici, microplasticele ingerate nu sunt digerate sau absorbite în tractul digestiv și, prin urmare, sunt bio-inerte.

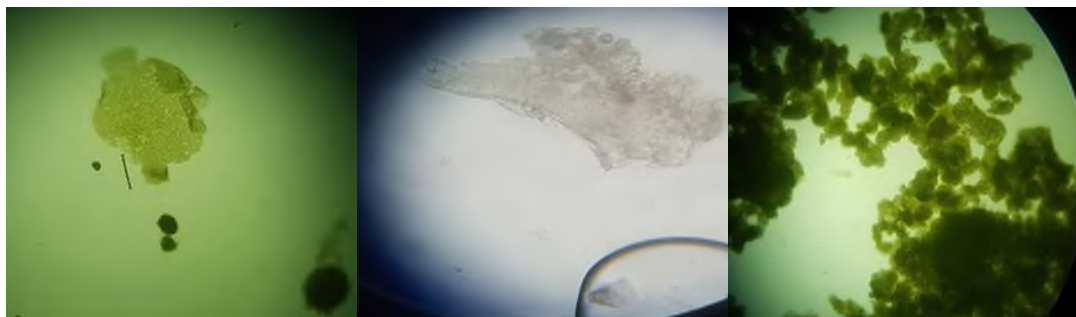


Figura 1.7. Conținut natural de micro-particule din masa apei de suprafață
(foto: Adrian BURADA)

Ingerarea microplasticelor de către nevertebrate, poate cauza leziuni potențial letale, cum ar fi blocări la nivelul sistemul digestiv sau abraziuni cu obiecte ascuțite. Alte efecte posibile au fost sugerate de Directiva-Cadru „Strategia pentru mediul marin” - Grupul de Lucru 10 (Galgani și colab., 2010), ce includ: blocarea producției de enzime; diminuarea stimulilor de hrănire; diluția nutrienților; rate de creștere reduse; scăderea nivelului de hormoni steroizi; ovulația întârziată cu insuficiență reproductivă; și absorbția/acumularea de toxine.

Există posibilitatea ca microplasticele să agreze și să blocheze apendicele de hrănire ale nevertebratelor marine sau chiar să fie încorporate în țesuturi (Derraik, 2002). Fragmente de material plastic, dar și fire/monofilamente de polipropilenă (PP) au fost găsite în țesuturile a două aparate de hrănire prin filtrare, la specia *Thetys vagina*, colectate din eșantioanele de neuston din zona centrală a Pacificului de Nord (Moore și colab., 2001a).

Pe de altă parte, ingerarea de microplastice de către microbiotă, prezintă o problemă total diferită. Microbiota prezintă în general un potențial crescut de transfer, în concentrație mare, a poluanților organici persistenti, către fauna marină (Bowmer și Kershaw, 2010). Poluanți organici persistenti preluați din apă, sunt cei care dau efectele toxice în special.

Orice toxicitate asociată cu materialele plastice în general, inclusiv cea asociată cu mezo- și microplasticele, poate fi atribuită cel puțin unuia dintre următorii factori:

- Eliberarea din materialul plastic ingerat a unor aditivi toxici utilizați în fabricarea acestuia și/sau monomeri reziduali. Un exemplu de monomer rezidual cu potențial toxic asupra faunei este bisfenolul A (BPA) din produsele policarbonate (Vandenberg și colab., 2007);
- Toxicitatea unor agenți chimici intermediari rezultați din degradarea parțială a materialelor plastice. De exemplu, polistirenul ars, parțial sau integral, poate produce stiren și alte substanțe aromatice. Stirenul în concentrații mici, aflat în mediu, poate provoca pierderea auzului, iar prin ingerare poate determina modificări ale mucoasei nazale și, ulterior, o afectare considerabilă a funcțiilor ficatului (William și Roper, 1992).

Efectele adverse potențiale asociate cu prezența microplasticelor pot varia în funcție de forma particulelor. Spre exemplu, nano-tuburile de carbon cu un singur perete au indus leziuni pulmonare și inflamații în cazul șobolanilor expuși în condiții de laborator (Warheit și colab., 2004).

Alte studii au arătat că nano-particulele în formă de tijă alungită au redus considerabil viabilitatea și respectiv apoptoza celulelor, în comparație cu particulele sferice și nano-particule tubulare scurte. O explicație pentru această formă de toxicitate, dependentă de formă, rezidă în capacitatea particulele alungite de a fi mai ușor de prelucrat de către celule, datorită zonei de contact și a potențialului de interacțiune mărită, grație formei fizice (Huang și colab., 2010). Având în vedere că microplasticele apar într-o varietate de forme (de la fibre și fragmente neregulate la sfere și tije (figura 1.8), există posibilitatea ca efectele adverse fizice ale polimerilor să se modifice, în funcție de forma acestora (Wright și colab., 2013). Prin urmare, organismele bentonice prezintă o vulnerabilitate suplimentară la toxicitate, dependentă de forma particulelor de micro- și nano-plastice ingerate.



Figura 1.8. Diferite forme a particulelor de materiale plastice
(după <https://geoecomar.ro>)

1.6.2.4. Efectul microplasticelor la nivel de populație

În afară de impactul fizic și chimic, microplasticele au și un potențial rol în asigurarea unui nou habitat cu substrat dur pentru comunitățile de rafting (comunități localizate pe elemente aflate în derivă), care anterior au fost limitate la elemente naturale, cum ar fi lemnul plutitor, piatra ponce și cochiliile. Moore și colaboratorii, au

identificat mono-filamente submerse colonizate cu diatomee și alte alge microscopice (Moore și colab., 2001a).



Figura 1.9. Alge dezvoltate pe diferite tipuri de substrat din material plastic și fibre sintetice (potențial vector de transport al algelor pe distanțe mari)
(foto: Adrian BURADA)

Recent, microplasticele au fost identificate ca o importantă resursă pentru oviposiție la insecta pelagică *Halobates sericeus* (fapt indicat de un grad de corelație pozitiv între ouăle de *H. sericeus* pe microplastice și abundența microplasticelelor). Comunitatea nevertebratelor pelagice reprezintă o verigă crucială între producătorii primari și speciile nectonice. Astfel, modificările structurii populației, în cazul speciei *H. sericeus*, pot produce consecințe vizibile la scară largă asupra ecosistemului (Goldstein și colab., 2012). Abundența crescândă a microplasticelelor poate fi capabilă să modifice parametrii structurali ai comunităților de organisme acvatice. În plus, microplasticele prezintă un mecanism pentru transportul pe distanțe lungi al speciilor, îmbunătățind conectivitatea biogeografică (figura 1.9). Speciile de raft din filumuri precum Cnidaria, Crustacea și Ectoprocta (Gibson și colab., 2005), pot fi considerate cele mai vulnerabile din populație, la schimbările asociate cu microplasticele.

1.6.2.5. Transferul în lanțul trofic

Există puține studii privind bioacumularea materialelor plastice și a poluanților organici persistenți la nivel de lanțuri trofice. Având în vedere că organismele din nivelele trofice inferioare, în special nevertebratele, pot ingera și acumula particule microplastice, este foarte probabil ca aceste microplastice să fie introduse ulterior în rețeaua trofică. Studiile de laborator privind ingestia de microplastice au abordat în principal nevertebratele, însă *in situ*, s-a raportat ingerarea de microplastice la mai multe specii de vertebrate. Ingerarea de particule microplastice la vertebrate s-a raportat la nenumărate specii de pești (Lusher și colab., 2013), bentonici și pelagici, balene și alte organisme filtratoare, organisme aflate superior în lanțul trofic precum

foci sau lei de mare (McMahon și colab., 1999; Eriksson și Burton, 2003) și nenumărate specii de păsări.

În prezent, există informații limitate privind impactul microplasticelor asupra rețelelor trofice, experimentele de laborator asociate acestora fiind momentan indisponibile. Prin urmare, rămâne nedeterminat dacă plasticul de orice dimensiune, poate fi transferat la niveluri trofice superioare. Există însă, exemple bine documentate de transfer trofic pentru mulți poluanți organici persistenți în rețelele trofice marine, pentru mulți dintre aceștia fiind raportată asocierea cu deșeurile plastice (Ogata și colab., 2009) și efectul lor ca bio-magnificatori (Hu și colab., 2005). Consecința co-ingherării microplasticelor asupra comportamentului trofo-dinamic al aditivilor POP și al aditivilor din materialele plastice, rămâne încă un subiect important. Alți factori importanți care trebuie luați în considerare pentru transferul microplasticelor și a POP-urilor asociate acestora, sunt timpii de retenție ai intestinului (dependenți de taxon), precum și fracția microplasticelor consumate, capabile să se deplaseze pe epiteliul intestinal și în alte țesuturi sau organe.

BIBLIOGRAFIE

1. ****,1991. Directiva 91/676/CEE a Consiliului din 12 decembrie 1991 privind protecția apelor împotriva poluării cu nitrați proveniți din surse agricole (JO.L.375, 31.12.1991, p.1).
2. ****,1991. Directiva 91/271/CEE a Consiliului din 21 mai 1991 privind tratarea apelor urbane reziduale (JO.L.135, 30.5.1991, p. 40).
3. ****, 2000. Directiva 2000/60/EC, din 23 octombrie 2000, a Parlamentului și Consiliului European de stabilire a unui cadru de politică comunitară în domeniul apei, Jurnalul Oficial al Comunitatii Europene (2000).
4. ****, 2006. Ordinul nr. 161 din 16 februarie 2006 al Ministrului Mediului și Gospodăririi Apelor pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calității apelor de suprafață în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă. Monitorul Oficial al României, no. 511 (publicat în 13 iunie 2006), București.
5. ****, 2008. Directiva 2008/1/CE a Parlamentului European și a Consiliului din 15 ianuarie 2008 privind prevenirea și controlul integrat al poluării (JO L 24, 29.1.2008, p. 8), înlocuită de Directiva 2010/75/UE a Parlamentului European și a Consiliului din 24 noiembrie 2010 privind emisiile industriale (prevenirea și controlul integrat al poluării) (JO L 334, 17.12.2010, p. 17).
6. ****, 2010. The European environment - state and outlook 2010: <http://www.eea.europa.eu/soer>
7. ****, 2016. Evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice de pe teritoriul RBDD, 26 pagini. Raport Faza I / aprilie/2016, al proiectului nr. PN 16 28 01 04 (coord. Iuliana-Mihaela TUDOR) al contractului nr. 47N/ANCS/2016, Anexa 1/2016 (executant: INCDDD - Tulcea). Tulcea, România.
8. ****, 2018. Evaluarea stării actuale a ecosistemelor acvatice de pe teritoriul Rezervației Biosferei Delta Dunării, 110 pagini. Raport Faza IV / Decembrie / 2018, al proiectului nr. PN 18 14 01 02 (coord. Liliana Teodorof) al contractului nr. PN 2/MCI/2018, (executant: INCDDD - Tulcea). Tulcea, România.
9. ****, 2020. Raport Greenpeace. Stop poluarii cu plastic <https://www.greenpeace.org/romania/articol/4405/stop-poluarii-cu-plastic/>- accesat în 25.04.2021
10. ****CE, 2020. Comunicare A Comisiei Către Parlamentul European, Consiliu, Comitetul Economic Și Social European Și Comitetul Regiunilor Strategia pentru promovarea sustenabilității în domeniul substanțelor chimice către un mediu fără substanțe toxice, Bruxelles, 14.10.2020 COM(2020) 667 final
11. ****, 2010. Regulamentul (UE) nr. 1235/2010 al Parlamentului European și al Consiliului din 15 decembrie 2010 privind modificarea, în ceea ce privește farmacovigilența medicamentelor de uz uman, a Regulamentului (CE) nr. 726/2004 de stabilire a procedurilor comunitare privind autorizarea și supravegherea medicamentelor de uz uman și veterinar și de instituire a unei

- Agenții Europene pentru Medicamente și a Regulamentului (CE) nr. 1394/2007 privind medicamentele pentru terapie avansată
12. Burada A., Teodorof L., Ionascu A., Topa M. C., Georgescu L. P., Tudor I.-M., Ibram O., Tudor M., 2016. Temporal trends and evolution of heavy metals concentrations in Somova–Parches aquatic complex – last area of the Danube Floodplain *Journal of Environmental Protection and Ecology* 17, No 3, 864–873
 13. Lechner A., Keckeis H., Lumesberger-Loisl F., Bernhard Z., R. Krusch, Tritthart M., Glas M., Schludermann E., 2014. The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river, *Environ Pollut.*; 188(100): 177–181. doi: 10.1016/j.envpol.2014.02.006
 14. Andrady A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin* 62, pp. 1596-1605.
 15. Arthur C., Baker J., Bamford H., 2009. Effects, and fate of microplastic marine debris. (Proceedings of the Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence Tacoma, WA: NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30).
 16. Behrendt H., 2008. Nutrient Reduction Scenarios for the Danube River Basin and First Assumptions for the Baseline Scenario for 2015. Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin.
 17. Bhattacharya P., Lin S., Turner J.P., Ke P.C., 2010. Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. *The Journal of Physical Chemistry C* 114, pp. 16556-16561.
 18. Bowmer T., Kershaw P., 2010. Proceedings of the GESAMP International Workshop on Microplastic Particles as a Vector in Transporting Persistent, Bio-accumulating and Toxic Substances in the Ocean, 28-30th June 2010, UNESCO-IOC, Paris.
 19. Bugoni L., Krause L.G., Petry M.V.N., 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. *Marine pollution bulletin* 42, pp. 1330-1334.
 20. Bullimore B.A., Newman P.B., Kaiser M.J., Gilbert, S.E., Lock, K.M., 2001. A study of catches in a fleet of "ghost-fishing" pots. *Fishery Bulletin* 99, 247-247.
 21. Cadée G.C., 2002. Seabirds and floating plastic debris. *Marine pollution bulletin* 44, pp. 1294-1295.
 22. Carpenter E.J., Anderson S.J., Harvey G.R., Miklas H.P., Peck B.B., 1972. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science* 178, pp. 749-750.
 23. Carpenter, E.J., Smith, K., 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science* 175, pp. 1240-1241.
 24. Clapham P.J., Young S.B., Brownell R.L., 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal review* 29, pp. 37-62.
 25. Coe J.M., Rogers D., 2012. *Marine debris: sources, impacts, and solutions*, Vol., Springer Science & Business Media.
 26. Colton J.B., Knapp F.D., Burns B.R., 1974. Plastic particles in surface waters of the northwestern Atlantic. *Science* 185, pp. 491-497.

27. Depledge M.H. and Rainbow P.S., 1990. Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.*, p. 97.
28. Derraik J.G., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin* 44, pp. 842-852.
29. Endo S., Takizawa R., Okuda K., Takada H., Chiba K., Kanehiro H., Ogi H., Yamashita R., Date T., 2005. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Marine pollution bulletin* 50, pp. 1103-1114.
30. Eriksson C., Burton H., 2003. Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 32, pp. 380-384.
31. Fowler C.W., 1987. Marine debris and northern fur seals: a case study. *Marine pollution bulletin* 18, pp. 326-335.
32. Galgani F., Fleet D., Van Franeker J., Katsanevakis S., Maes T., Mouat J., Oosterbaan L., Poitou I., Hanke G., Thompson R., 2010. Marine Strategy Framework directive-Task Group 10 Report marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment. Report on the identification of descriptors for the Good Environmental Status of European Seas regarding marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, Office for Official Publications of the European Communities.
33. Gibson R., Atkinson R., Gordon J., 2005. The ecology of rafting in the marine environment. II. The rafting organisms and community. *Oceanography and Marine Biology: an annual review* 43, 279-418
34. Goldstein M.C., Rosenberg M., Cheng L., 2012. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology letters* 8, pp. 817-820
35. Hu J., Jin F., Wan Y., Yang M., An L., An W., Tao S., 2005. Trophodynamic behavior of 4-nonylphenol and nonylphenol polyethoxylate in a marine aquatic food web from Bohai Bay, North China: comparison to DDTs. *Environmental science & technology* 39, pp. 4801-4807
36. Huang X., Teng X., Chen D., Tang F., He J., 2010. The effect of the shape of mesoporous silica nanoparticles on cellular uptake and cell function. *Biomaterials* 31, pp. 438-448
37. ICPDR, 2014. Report-Plastics and microplastics in the Danube River <https://www.icpdr.org/main/publications/plastics-and-microplastics-danube-river> -accesat în 27.04.2021
38. Laist D.W., 1997. 'Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records', in: *Marine Debris*. Springer, pp. 99-139.
39. Lusher A., McHugh M., Thompson R., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine pollution bulletin* 67, pp. 94-99.

40. Mallory M.L., 2008. Marine plastic debris in northern fulmars from the Canadian high Arctic. *Marine pollution bulletin* 56, pp. 1501-1504.
41. Mascarenhas R., Santos R., Zeppelini D., 2004. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. *Marine pollution bulletin* 49, pp. 354-355.
42. McMahon C.R., Holley D., Robinson S., 1999. The diet of itinerant male Hooker's sea lions, *Phocarcos hookeri*, at sub-Antarctic Macquarie Island. *Wildlife Research* 26, pp. 839-846.
43. Momeu L., Cîmpean M., Battes K., 2018. Hidrobiologie, Presa Universitară Clujeană, pp. 133
44. Moore C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research* 108, pp. 131-139.
45. Moore C.J., Moore S.L., Leecaster M.K., Weisberg S.B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Marine pollution bulletin* 42, pp. 1297-1300.
46. Moore C.J., Moore S.L., Weisberg S.B., Lattin G.L., Zellers A.F., 2002. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Marine pollution bulletin* 44, pp. 1035-1038.
47. Moore S.L., Gregorio D., Carreon M., Weisberg S.B., Leecaster M.K., 2001. Composition and distribution of beach debris in Orange County, California. *Marine pollution bulletin* 42, pp. 241-245.
48. Ogata Y., Takada H., Mizukawa K., Hirai H., Iwasa S., Endo S., Mato Y., Saha M., Okuda K., Nakashima A., 2009. International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine pollution bulletin* 58, pp. 1437-1446.
49. Oros A.N., 2009. Contribuții la cunoașterea consecințelor poluării cu metale grele asupra ecosistemelor marine costiere de la litoralul românesc al Marii Negre, in *Ecologie și Protecția Mediului*. Universitatea Ovidius Constanța. p. 201.
50. Page, B., McKenzie J., McIntosh R., Baylis A., Morrissey A., Calvert N., Haase T., Berris M., Dowie D., Shaughnessy P.D., 2004. Entanglement of Australian sea lions and New Zealand fur seals in lost fishing gear and other marine debris before and after Government and industry attempts to reduce the problem. *Marine pollution bulletin* 49, pp. 33-42.
51. Phuong N.N. , Zalouk-Vernoux A. , Poirier L. , Kamari A. , Châtel A, Mouneyrac C. , Lagarde F., 2016. Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? *Environ. Pollut.*, 211, pp. 111-123
52. Rios L.M., Moore C., Jones P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine pollution bulletin* 54, pp. 1230-1237.
53. Rosse P., Loizeau J.-L., 2003. Use of single particle counters for the determination of the number and size distribution of colloids in natural surface

- waters. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 217, pp. 109-120.
54. Simkiss K. and Mason A.Z., 1983. Metal ions: metabolic and toxic effects. In The Mollusca. Academic Press, New York. 2: p. 164.
55. Toderas I., Zubcov E., Bilețchi L., 2015. Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice : Îndrumar metodic / Acad. de Științe a Moldovei, Inst. de Zoologie, Univ. Acad. de Științe a Moldovei. – Chișinău (Tipogr. „Elan Poligraf ”), pp. 84 .
56. Tomás J., Guitart R., Mateo R., Raga J., 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. Marine pollution bulletin 44, pp. 211-216.
57. Tschernij V., Larsson P.-O., 2003. Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. Fisheries Research 64, pp. 151-162.
58. Uhel R., Spyropoulou R., Breton F., Beltrame C., Arévalo J., Richard D., GómezBaggethun E., MartínLópez B., Lomas P., Tomas P., Ezzine D., Nichersu J., Marin J., 2010. Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses: The case of costal Mediterranean wetlands. European Environmental Agency, TR no 3. Văidianu, M.N., Pavel, O., Călin, I.E., 2014. Promoting arts-based activities for local sustainability: Danube delta case study. Procedia Soc. Behav. Sci. 122, pp. 105–109
59. UNEP, 2016. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. Nairobi, United Nations Environment Programme: 274.
60. Vandenberg L.N., Hauser R., Marcus M., Olea N., Welshons W.V., 2007. Human exposure to bisphenol A (BPA). Reproductive toxicology 24, pp. 139-177.
61. Warheit D.B., Laurence B.R., Reed K.L., Roach D.H., Reynolds G.A., Webb T.R., 2004. Comparative pulmonary toxicity assessment of single-wall carbon nanotubes in rats. Toxicological sciences 77, pp. 117-125.
62. Welden N. A. C. și Cowie. P. R., 2016. "Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, *Nephrops norvegicus*." Environ Pollut 214, pp. 859-865.
63. William L. și Roper M., 1992. Toxicological Profile for Styrene. Government Printing Office: Atlanta, USA, pp. 43-45.
64. White S.L. and Rainbow P.S., The metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. Mar. Environ. Res., 1985. 16: p. 229.
65. Wright S.L., Thompson R.C., Galloway T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. Environmental Pollution 178, pp. 483-492.

DIVERSITATE GENETICĂ

Mitică CIORPAC, Daniela Nicoleta HOLOSTENCO, Elena TAFLAN, Daniela POREA, Adela AMBROSIMOV, Dragoș-Lucian GORGAN

2.1. Introducere

Progresele în domeniul geneticii au permis cercetătorilor să abordeze aspecte complexe la nivelul sistemelor vii, iar noile tehnologii în genomică au oferit de asemenea oportunitatea de a găsi un răspuns la întrebările legate de diversitatea genetică a speciilor endemice, protejate și periclitare.

Evaluarea diversității genetice presupune aplicarea tehnicilor moleculare în ecologie, definește biodiversitatea prin intermediul structurii ADN și utilizează aceste informații în vederea cuantificării funcțiilor și interacțiunilor organismelor la nivel de ecosistem, în corelație cu procesele ecologice și evolutive.

În ultimii ani biologia moleculară a revoluționat cercetarea ecologică, prin adoptarea unor metode de caracterizare genetică a indivizilor, populațiilor și speciilor, furnizând numeroase informații noi despre ecologia și evoluția diferitelor grupe de organisme. Markerii moleculari sunt reprezentați de secvențe de ADN care au capacitatea de a furniza informații pentru cuantificarea diversității genetice, monitorizarea deplasării indivizilor, aprecierea gradului de consangvinizare, identificarea rămășițelor indivizilor, caracterizarea unor noi specii și retrasarea modelelor istorice de dispersie. Aceste aplicații au o importantă valoare științifică și sunt frecvent utilizate în elucidarea unor aspecte de ecologie practică, de exemplu, care dintre populațiile periclitare sunt mai expuse riscului consangvinizării sau stabilirea gradului de hibridizare între culturile modificate genetic și soiurile sălbatice. Obținerea informațiilor de genetică moleculară devine din ce în ce mai facilă și mai eficientă din punct de vedere al costurilor, permițând laboratoarelor să determine de exemplu originea geografică a speciilor invazive, pe baza unui număr mic de probe sau monitorizarea populațiilor rare, prin metode neinvazive, cu ajutorul probelor de păr sau fecale.

Markerii moleculari generează date pe baza moleculelor de acid dezoxiribonucleic (ADN) care se regăsesc la majoritatea organismelor vii, molecule care prezintă o variabilitate infinită.

2.2. ADN, ARN și Proteine

ADN și ARN sunt macromolecule vitale implicate în procesele de stocare a informației genetice și de transmitere a acestei informații în descendență (macromoleculele de ADN) sau de transmitere a informației de la locul de stocare, la locul de decodificare și sinteza proteinelor (macromoleculele de ARN).

Procariotele, celule lipsite de nucleu, au propriul ADN sub forma unei bucle bicentenare situată în citoplasma celulară. În cazul celulelor eucariote, macromoleculele de ADN se regăsesc la nivelul nucleului (ADN nuclear = ADN_n), la nivelul mitocondriilor (ADN mitocondrial = ADN_{mt}) și cloroplastelor (ADN plastidial = ADN_{cp}) (figura 2.1). Moleculele de ADN_n se găsesc în număr variabil și reprezintă o caracteristică de specie, având lungimi de până la câteva milioane de nucleotide. Aceste molecule au rolul de a transmite informația genetică în descendență și sunt moștenite biparental în cazul organismelor cu reproducere sexuată. Moleculele de ADN_{mt} și ADN_{cp} au o structură de dublu helix circular și au transmitere în descendență uniparentală – ADN_{mt} pe filiație maternă, iar ADN_{cp} pe filiație maternă sau paternă. Toate moleculele de ADN sunt divizate funcțional în unități numite gene – secvențe din macromolecula de ADN, care dețin informația necesară sintezei unui lanț polipeptidic.

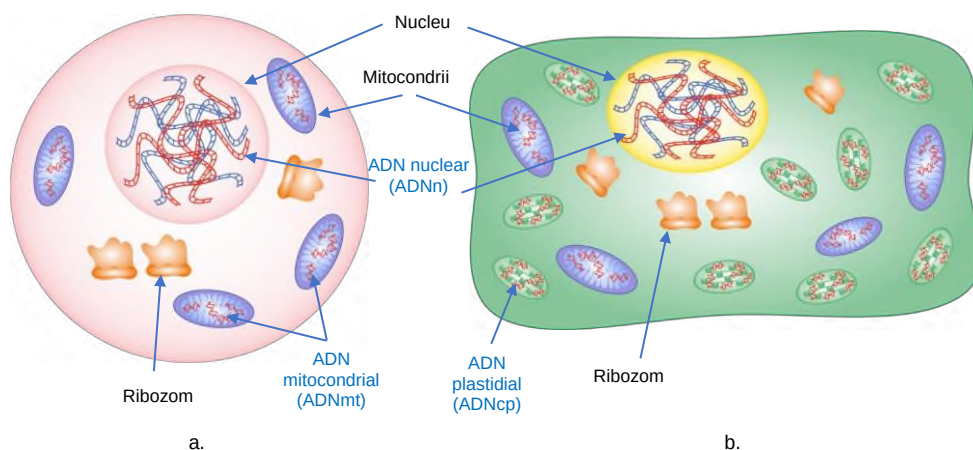


Figura 2.1. Tipuri de ADN și localizarea la nivelul celulei eucariote:
a. celulă animală; b. celulă vegetală

Informația stocată în secvențele de ADN este determinată de aranjarea a 4 nucleotide, fiecare având o constituție chimică diferită, cunoscută sub numele de bază azotată. Cele 4 baze azotate sunt: adenina (A), timina (T), guanina (G); și citozina (C), toate acestea fiind legate împreună printr-un schelet glucofosforic, care formează o catenă de ADN (figura 2.2). În stare nativă, macromolecula de ADN este aranjată sub forma a două catene complementare menținute împreună sub forma unui dublu helix cu ajutorul legăturilor de hidrogen duble între adenină și timină și triple între citozină și guanină.

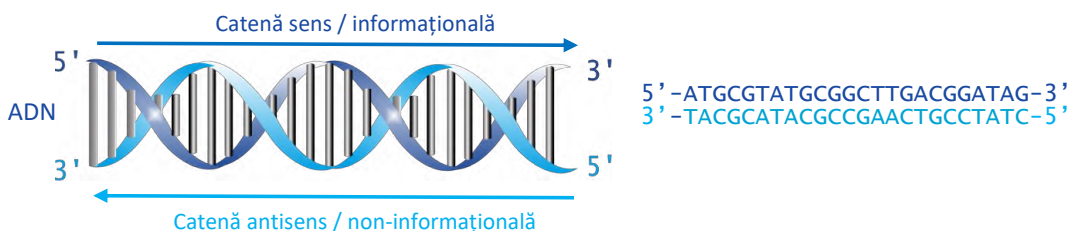


Figura 2.2 Dublul helix de ADN. 3' și 5' se referă la orientarea catenelor de ADN: capătul 5' al secvenței are o grupare liberă fosfat, iar celălalt capăt 3' are o grupare liberă hidroxil

Rolul multor gene este de a codifica anumite proteine, iar procesul prin care informația genetică este transferată de la ADN în proteine poartă numele de **expresie genică**. Secvența unei gene codificatoare de proteine va determina structura proteinei sintetizate. Primul pas al sintezei proteinelor are loc atunci când regiunea codificatoare a ADN este copiată (transcrisă) în acid ribonucleic (ARN) printr-un proces numit **transcripție**. Secvențele de ARN mesager (ARNm) sunt monocatenare și sunt complementare secvențelor de ADN și au aceleași baze azotate, cu excepția uracilului (U), care înlocuiește timina (T). În cazul eucariotelor, după transcripție, intronii (secvențe necodificatoare de ADN) sunt excizați iar secvențele ARN părăsesc nucleul și ajung în citoplasmă la nivelul ribozomilor, unde sunt decodificate și sintetizate secvențele proteice corespunzătoare, pe baza unui proces numit **translație** (figura 2.3).

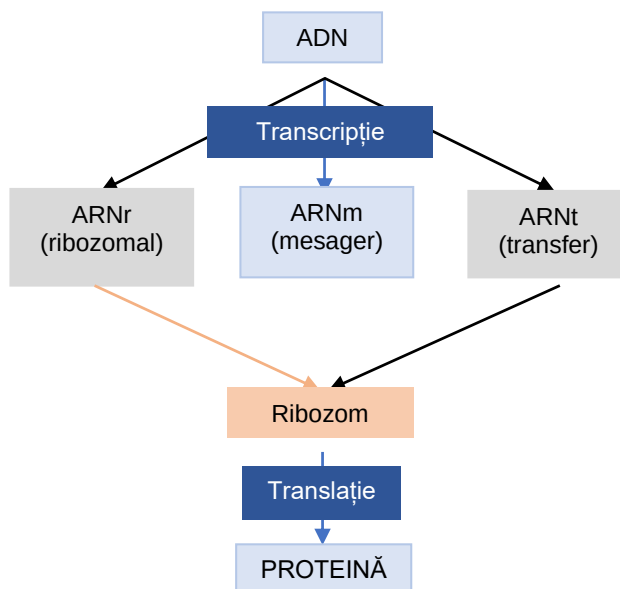


Figura 2.3. Informația genetică din ADN este preluată de ARNm prin transcripție și transportată la nivelul ribozomilor unde este decodificată și sunt sintetizate proteinele

2.3. ADN sursă nelimitată de informații

Chiar și organismele foarte mici au genomuri extrem de complexe. Drojdia unicelulară *Saccharomyces cerevisiae*, în ciuda dimensiunii extrem de reduse, are o dimensiune a genomului de aproximativ 12 megabaze (Mb); 1 Mb = 1 milion de perechi de baze) (Goffeau et al., 1996). Genomul viermelui nematod *Caenorhabditis elegans*, cu o dimensiune considerabil mai mare - 1 mm lungime, este de aproape 97 megabaze (conform *Caenorhabditis elegans* Sequencing Consortium, 1998), iar cel al plantei *Arabidopsis thaliana* de aproximativ 157 megabaze (conform *Arabidopsis* Genome Initiative, 2000), în timp ce pentru șoarece *Mus musculus* dimensiunea genomului este de 2600 Mb (Waterston et al., 2002), se apropie de cea a genomului uman de circa 3200 megabaze (indicată de International Human Genome Mapping Consortium în anul 2001). În cadrul fiecărui genom există o diversitate colosală a ADN, care poate fi atribuită în parte unui număr foarte mare de produși funcționali, care sunt codificați de diferite gene. Mai mult, conform Consorțiul Internațional pentru Secvențierea Genomului Uman s-a constatat că nu întreg genomul nuclear codifică produși funcționali, genomul uman conținând doar 20.000 – 25.000 de gene, ceea ce nu diferă foarte mult de cele 19.500 găsite în organismul mult mai mic *C. elegans* (International Human Genome Sequencing Consortium, 2004). ADN necodificator include intronii (secvențe intercalate) și pseudogenele (derivate din gene funcționale care au suferit mutații implicate în blocarea transcripției).

Numeroase secvențe de nucleotide pot fi repetate în cadrul genomului de câteva ori până la câteva milioane de ori. Secvențe scurte înalt repetitive includ minisateliții (secvențe repetitive succesive de 10 – 100pb) și microsateliții (secvențe repetitive de 1 – 6pb). O altă grupă de regiuni genice repetitive care este utilizată în studii de ecologie moleculară, este reprezentată de ADN mediu repetitiv. Acestea sunt secvențe de sute sau mii de perechi de baze care pot să apară oriunde în genom de câteva ori până la câteva sute de ori. Un astfel de exemplu se referă la regiunea complexă care codifică ADN nuclear ribosomal. Contrar, copii unice de ADN nuclear (ADNscn) apar doar o singură dată în genom și majoritatea genelor transcrise sunt localizate la nivelul ADNscn. Numărul secvențelor ADNscn variază foarte mult între specii; astfel, cuprind aproximativ 95% din genom la *Chironomus tentans* și doar 12% din genom la *Necturus maculosus* (John și Miklos, 1988).

Deși structura și rolul genelor variază între specii, acestea sunt de obicei conservate la membrii aceleiași specii. Aceasta nu presupune neapărat că toți membrii aceleiași specii sunt identici genetic. Variații în secvențele codificatoare și necodificatoare ale ADN sugerează că nu există doi indivizi cu aceeași structură a genomului, excepție făcând clonele. Acest aspect se datorează faptului că macromolecula de ADN suferă modificări în timpul succesiunii de evenimente care au loc pe parcursul replicării, diviziunii și recombinărilor, evenimente cum ar fi duplicațiile și mutațiile, aspecte care stau la baza apariției diversității.

2.4. Mutații și recombinări

Variabilitatea genetică are la bază două procese: **mutația** și **recombinarea**. Cele mai multe mutații apar în timpul replicării ADN, când secvența unei molecule ADN este folosită ca template pentru crearea unei noi secvențe ADN. Fără replicare, nu ar putea avea loc nici procesul de reproducere nici cel de expresie genică. În timpul replicării are loc ruperea legăturilor de hidrogen care unesc cele două catene ale duplexului ADN parental, rezultând două catene separate care vor folosi ca model pentru sinteza de noi catene ADN. Mecanismul replicării este complicat de faptul că sinteza unei noi catene poate avea loc doar în direcția 5' – 3'. Pentru sinteza noii catene este necesară o enzimă numită ADN polimerază, care adaugă câte o nucleotidă în ordinea necesară pentru obținerea unei catene complementare, în care guanina va avea ca pereche citozina, iar adenina va avea ca pereche timina. Nucleotide succesive sunt adăugate până când noua catenă este complet formată (figura 2. 4).

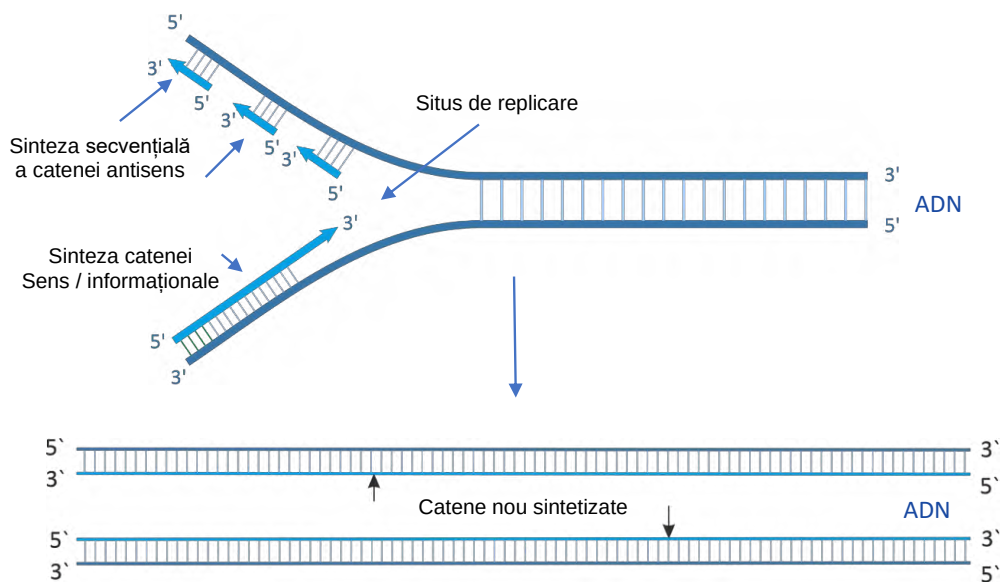


Figura 2.4 Replicarea ADN. Nucleotidele sunt adăugate la catena în formare, în direcția 5' - 3'

Erorile în replicarea ADN pot conduce la substituții nucleotidice, când o anumită nucleotidă este înlocuită de o alta. Aceste substituții pot fi de două tipuri: tranziții, care implică fie schimbări între purine (A sau G) fie între pirimidine (C sau T), sau transversii, în care o purină este înlocuită de o pirimidină sau invers. În general, tranzițiile sunt mult mai frecvente decât transversiile. În cazul în care o anumită substituție nu modifică aminoacidul codificat, vorbim despre o **mutație sinonimă**; adică, secvența ADN a fost modificată dar produsul codificat rămâne același.

Substituțiile **nesinonime** apar atunci când substituția unei nucleotide duce la sinteza unui aminoacid diferit; în acest caz, funcția respectivului fragment de ADN ar

putea fi alterată. Deși modificarea unei singure nucleotide nu se manifestă întotdeauna la nivel fenotipic, poate uneori induce modificări semnificative.

Siclemia umană (anemia falciformă) este rezultatul înlocuirii unei singure perechi de nucleotide care determină înlocuirea acidului glutamic cu valina, mutație care este letală la indivizii homozigoți.

Erorile în replicarea ADN includ de asemenea **inserții** de nucleotide sau **deleții**, care au loc atunci când una sau mai multe nucleotide sunt adăugate sau înlăturate dintr-o secvență. Dacă o inserție sau deleție apare într-o regiune codificatoare, va muta cadrul de citire al tuturor codonilor următori, caz în care poartă numele de **mutație cu schimbarea cadrului de citire**. Când apar astfel de mutații secvențele genice devin nefuncționale.

Mutațiile pot de asemenea implica o deplasare a poziției catenelor și imposibilitatea împerecherii pe bază de complementaritate a nucleotidelor, aspecte care pot apărea în timpul procesului de replicare când catenele nou sintetizate se disociază temporar de catenele inițiale. Dacă astfel de mutații intervin în secvențe repetitive de tipul microsateliților, catenele nou sintetizate își pot pierde poziția și se pot realinia într-o poziție necorespunzătoare în cadrul secvenței repetitive. Ca rezultat, catenele nou sintetizate vor fi mai lungi sau mai scurte decât catenele inițiale, deoarece au un număr diferit de repetiții (Hancock, 1999).

Majoritatea indivizilor se formează pornind de la o singură celulă rezultată în urma unui proces de fecundare între două celule sexuale. După adăugarea celor două genomuri (matern și patern) rezultă o celulă diploidă (celulă somatică) care stă la baza formării unui individ. Celula începe să se dividă, iar prin aceste diviziuni repetate, celulele rezultate încep să se specializeze în țesuturi și organe, iar în final vor contribui la formarea, creșterea și dezvoltarea individului. Acest tip de diviziune este cunoscut ca mitoză (diviziune mitotică), etapă a unui ciclu celular care implică anterior etapei de diviziune, replicarea tuturor macromoleculelor de ADN – celulele rezultate în urma diviziunii conțin exact același număr de macromolecule de ADN, cu aceeași structură, ca și celula inițială (figura 2.5). O dată cu intrarea celulei în diviziune, macromoleculele de ADN se structurează în cromozomi, prin cuplarea cu proteinele histonice care contribuie la hipercondensarea ADN (figura 2.6). Cromozomii, permit distribuirea în mode egal, a aceleiași informații genetice (a moleculelor identice de ADN obținute în urma procesului de replicare) în cele două celule care se vor forma la sfârșitul etapei de diviziune.

Deși necesară pentru creșterea normală a organismului, **mitoza** ar genera probleme în situațiile în care ar sta la baza obținerii celulelor reproductive. Reproducerea sexuată implică de regulă fuziunea dintre un ovul și un spermatozoid, pentru crearea unui embrion. Dacă ovulul și spermatozoidul ar fi rezultatul mitozei, atunci ar avea fiecare câte un set complet de cromozomi, iar embrionul rezultat în urma fuziunii va avea de două ori mai mulți cromozomi. Acest număr va fi dublu în fiecare generație, ducând rapid la o cantitate nesustenabilă de ADN în fiecare individ. Această situație este evitată prin **meioză**, un tip de diviziune celulară specific doar pentru

celulele care stau la baza formării spermatozoizilor, ovulelor, polenului și sporilor.

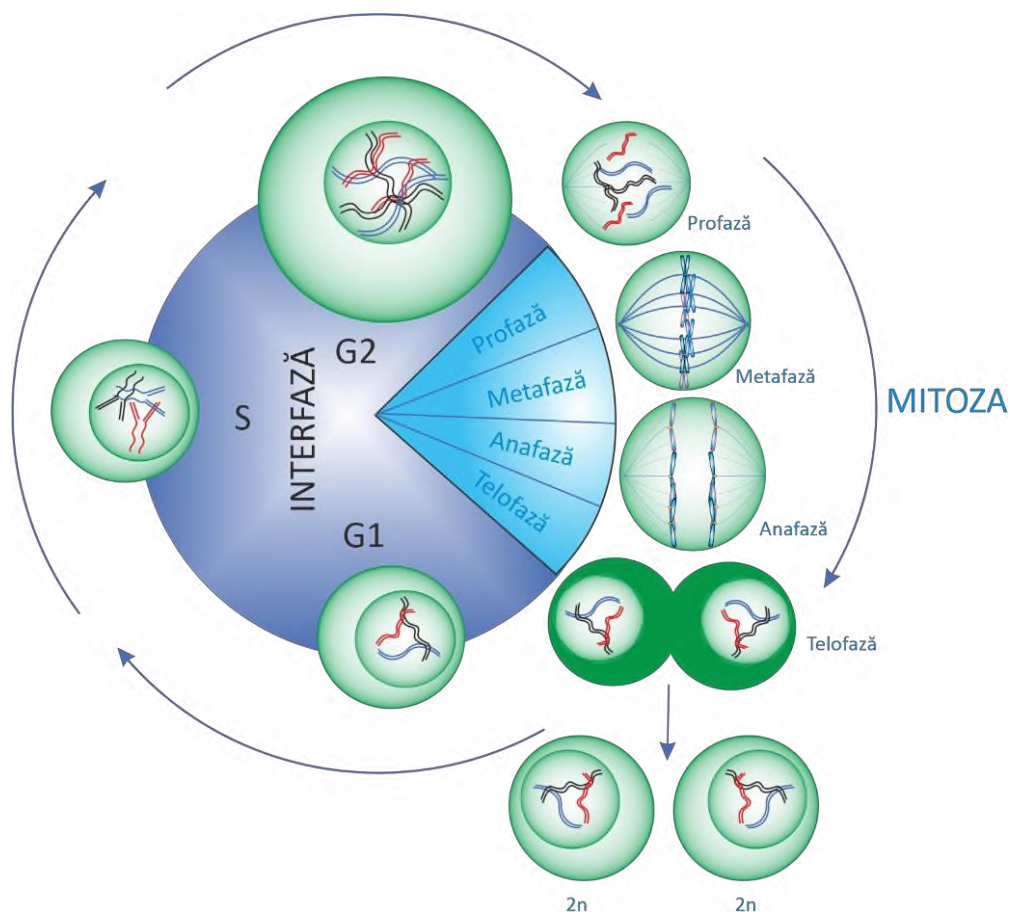


Figura 2.5. Ciclul celular și diviziunea mitotică

În cazul speciilor diploide, meioza duce la obținerea de gameți care dețin un singur set de cromozomi (n), iar ca urmare a fuziunii acestora, va rezulta un embrion diploid ($2n$). În timpul meiozei, apar alte procese foarte importante pentru variabilitatea și diversitatea organismelor – **recombinările** intra- și intercromozomiale, care presupun amestecarea informațiilor genetice moștenite, astfel încât gameții produși de un individ, să conțină informație genetică de la ambii genitori. Aceasta conduce la apariția de noi combinații genice în cadrul aceluiași cromozom, fiind un important factor al diversității genetice la taxonii cu reproducere sexuată.

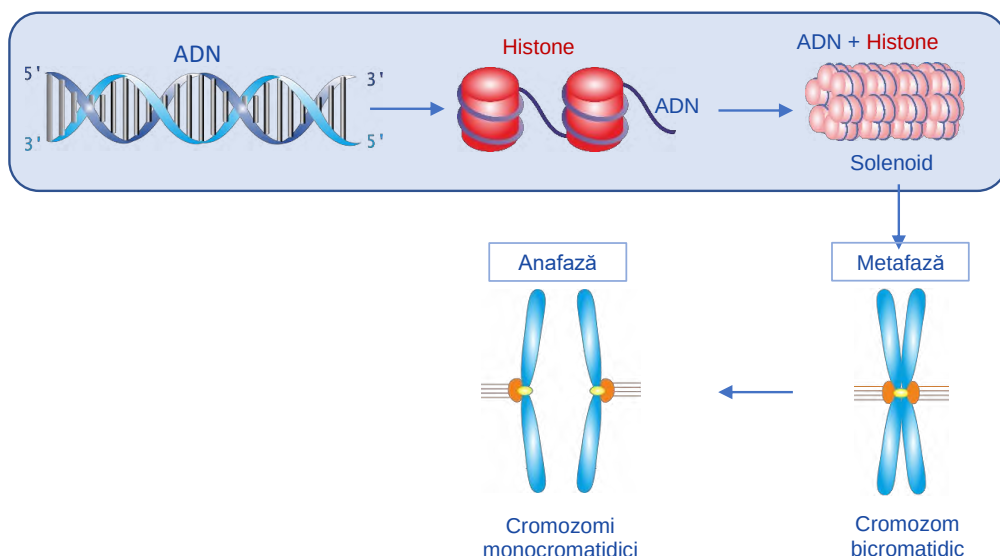


Figura 2.6. Formarea cromozomilor bicromatidici în timpul diviziunii și separarea cromozomilor monocromatidici

2.5. Importanța genomicii în ecologie

Ecologia este o ramură a biologiei, implicată în studiul interacțiunilor dintre organisme și dintre organisme și mediu. În trecut, aceste interacțiuni erau studiate prin intermediul observațiilor pe teren și cu ajutorul experimentelor. Acestea furnizau date fenotipice bazate pe unul sau mai multe aspecte de morfologie, fiziologie, biochimie sau comportament ale unui organism. Aceste studii de ecologie clasică au contribuit la o îmbogățire a cunoștințelor asupra multor specii și au adus contribuții însemnate la înțelegerea proceselor implicate în stabilitatea ecosistemelor. În același timp, folosite separat, informațiile fenotipice au anumite limitări. Am putea suspecta de exemplu, că o populație de fluturi prezintă o diversitate genetică redusă, ceea ce poate duce la o susceptibilitate crescută la dăunători sau patogeni. Dacă dispunem doar de date fenotipice putem încerca să deducem diversitatea genetică prin intermediul unor caractere morfologice variabile cum ar fi forma aripilor, adică populațiile diferite morfologic vor fi și diferite genetic. Putem de asemenea utiliza ceea ce presupune a fi un model al aripilor, cu specificitate populațională, pentru a urmări deplasările indivizilor care pot fi importante, deoarece imigranții pot aduce noi gene și ca urmare, pot determina o creștere a diversității genetice în cadrul populației. Aceste aspecte pot constitui o potențială problemă când sunt utilizate date fenotipice în identificarea variațiilor genetice ale populațiilor și originii indivizilor: deși unele caractere morfologice se află sub un control genetic strict, influența condițiilor de mediu presupune că nu există o relație cauză – efect între genotipul unui organism (set de gene) și fenotipul său.

De exemplu, modelul aripilor la fluturii africani din genul Bicyclus poate varia în funcție de cantitatea precipitațiilor din perioada dezvoltării larvare; ca rezultat, același genotip poate determina atât apariția formelor caracteristice sezonului umed cât și a formelor caracteristice sezonului uscat (Roskam și Brakefield, 1999).

Potențialul dezvoltării mai multor fenotipuri alternative din același genotip în diferite condiții de mediu poartă numele de **plasticitate fenotipică**.

Un exemplu spectaculos de plasticitate fenotipică este dat de omida stejarului Nemoria arizonaria care trăiește în sud-vestul SUA și se hrănește pe câteva specii de stejar din genul Quercus. Morfologia omizilor variază în funcție de organul vegetativ cu care se hrănesc. Omizile care se hrănesc cu inflorescențe se camuflează prin imitarea acestora, în timp ce omizile care se hrănesc cu frunze vor avea aspect de rămurele. Experimentele au arătat că dieta este singurul factor care declanșează modificarea morfologică (Greene, 1996). Diferența morfologică între imitarea ramurilor și a inflorescențelor este atât de accentuată încât mulți ani s-au considerat a fi două specii diferite. Există de asemenea și o componentă comportamentală a acestor fenotipuri, deoarece dacă sunt plasate într-o anumită parte a copacului pe care nu o frecventează în mod uzual, cele care mimează inflorescențele vor căuta inflorescențe, iar cele care mimează rămurelele vor căuta frunze sau crenguțe.

Plasticitatea fenotipică poate conduce la o supraestimare a variațiilor genetice când acestea se bazează doar pe variații morfologice. Mai mult, plasticitatea fenotipică poate masca deplasarea indivizilor și a genelor acestora între populații dacă induce o mai mare asemănare a urmașilor imigranților cu indivizi din populația lor natală, decât cu părinții.

Interacțiunile complexe între genotip, fenotip și mediu au constituit motivul pentru care s-au căutat soluții fiabile pentru genotiparea organismelor; informațiile genetice permit o cuantificare directă a variației genetice și o urmărire a deplasării genelor între populații. Prima realizare în acest sens datează de peste 50 de ani, când cercetătorii au descoperit cum să cuantifice variabilitatea genetică individuală prin identificarea diferențelor structurale la nivelul proteinelor (Harris, 1966; Lewontin și Hubby, 1966). În anii 1960, o metodă cunoscută ca electroforeză în gel de amidon a alozimelor, a fost o realizare extrem de importantă care a permis cercetătorilor să obțină informații directe asupra unor proprietăți genetice ale indivizilor, populațiilor, speciilor și taxonilor superiori.

2.6. Markerii moleculari

Markerii moleculari sunt secvențe de ADN, ARN sau proteine, care au capacitatea să furnizeze diferite informații despre indivizi, specii sau populații.

2.6.1. Modalități de transmitere a informației genetice în descendență

Materialul genetic este transmis de la părinți la descendenți, în mod predictibil, astfel încât markerii moleculari ne permit să deducem relațiile genetice existente între

indivizi. Aceasta nu înseamnă că putem folosi date genetice pentru a determina doar gradul de rudenie pentru doi indivizi – dacă sunt frați sau veri de rangul I. În studiile de genomică, calcularea relațiilor genetice, adesea ia în considerare transmiterea unor alele (variante ale unei gene) de-a lungul a sute, mii sau chiar milioane de generații. Înțelegerea diferitelor mecanisme de transmitere în descendență a macromoleculelor de ADN, este foarte importantă, înainte de a determina cum diferite regiuni ale ADN se pot comporta diferit în diferite scenarii ecologice și evolutive.

2.6.2. Genomul nuclear / genomul organitelor

Descendenții organismelor cu reproducere sexuată, moștenesc aproximativ jumătate din ADN de la fiecare dintre genitori. De exemplu, la un organism diploid, cu reproducere sexuată, în cadrul genomului nuclear, o alelă din același locus (poziția unei gene în cadrul macromoleculei de ADN) provine de la mamă, iar altă alelă provine de la tată. Acest tip, este cunoscut drept moștenire biparentală. Totuși, chiar și la speciile cu reproducere sexuală, nu tot ADN-ul celular este moștenit de la ambii părinți. Două excepții importante, sunt reprezentate de genomurile organitelor moștenite uniparental, cum ar fi ADN mitocondrial (ADNmt) și cloroplastidial (ADNcp). Ambele sunt localizate în afara nucleului celular.

Mitocondriile se găsesc atât la plante cât și la animale, în timp ce cloroplastele se găsesc doar la organismele vegetale. ADN bicatenar din organele celulare, de obicei se găsește sub formă circulară superrăsucită, iar aceste genomuri sunt mult mai mici comparativ cu genomul nuclear. De exemplu, genomul mitocondrial al mamiferelor are între 15000 și 17000 perechi de baze și reprezintă aproximativ 1/10000 din mărimea genomului nuclear al celui mai mic organism, dar ceea ce se reduce prin mărime, se compensează parțial prin număr – o singură celulă umană, normal, conține de la 1000 până la 10000 mitocondrii. Markerii moleculari din genomurile organitelor celulare și în particular ADNmt de la animale, au devenit foarte populare în studii de genomică, deoarece, dețin un număr de atribute utile care nu se regăsesc în genomurile nucleare.

2.6.3. ADN mitocondrial la organismele animale

ADN mitocondrial este implicat în principal, în respirația celulară, proces prin care energia este extrasă din alimente. ADNmt al animalelor, conține 13 gene codificatoare pentru proteine, 22 regiuni pentru ARN de transfer și două regiuni codificatoare pentru ARN ribosomal. De asemenea, există o regiune de control care conține situsurile de inițiere a replicării și transcripției genomului mitocondrial.

Majoritatea secvențelor sunt unice, nerepetitive și nu există secvențe spațioare între gene sau în cadrul secvențelor genelor care sunt normal transcrise. Deși unele rearanjări ale genelor în cadrul genomului mitocondrial au fost identificate la diferite specii de animale, structura de bază, mărimea și ordinea genelor, sunt destul

de bine conservate. La majoritatea animalelor, ADN mitocondrial este moștenit pe linie maternă.

Există câteva motive pentru care markerii ADNmt au fost utilizați pe scară largă în studiul populațiilor de organisme animale. În primul rând, cu ADNmt se lucrează foarte ușor, deoarece molecula este mică iar distribuția conservativă a genelor permite amplificarea regiunilor mitocondriale cu diferite seturi de primeri universali, la diferite grupe de organisme de origine animală. Aceasta presupune că, se pot obține date genetice, fără o cunoaștere anterioară a secvențelor ADN mitocondrial ale unei anumite specii. În al doilea rând, deși aranjamentul genelor în cadrul genomului este conservativ, rata tuturor mutațiilor, este destul de ridicată.

Rata substituțiilor sinonime în ADNmt al mamiferelor, a fost estimat la $5 : 7 \times 10^{-8}$ substituții pe situs pe an (Brown et al., 1982), ceea ce presupune că este de aproximativ zece ori mai mare comparativ cu media substituțiilor sinonime în genele nucleare codificatoare pentru proteine. Regiunea de control mitocondrial (D-loop), necodificatoare, care include regiunea de inițiere a replicării, evoluează destul de repede la numeroși taxoni. Rata mare a mutațiilor la nivelul ADNmt poate fi cauzată de existența unor mecanisme de reparație mai puțin stricte comparativ cu cele care acționează la nivelulul ADN nuclear (Wilson et al., 1985). Indiferent de cauză, aceste rate ridicate ale mutațiilor presupun că moleculele de ADNmt sunt corelate cu frecvențe destul de mari ale polimorfismului și prin urmare, vor indica direcții genetice multiple comparativ în cadrul populațiilor și între populații.

A treia proprietate importantă a ADNmt, este dată de lipsa proceselor de recombinare, ceea ce presupune că descendenții, în mod normal (cu excepția mutațiilor care intervin), vor avea exact același genom mitocondrial, ca al genitorului matern. Ca rezultat, ADNmt reprezintă un singur haplotip (alelă), care este transmis de la genitorii materni, în descendență. Acest aspect, presupune că liniile filogenetice mitocondriale pot fi identificate mai simplu, comparativ cu liniile nucleare, care, la speciile cu reproducere sexuată, în mod continuu determină noi structuri genice în timpul recombinărilor.

Moștenirea clonelor de ADNmt, presupune că liniile individuale pot fi urmărite în timp și spațiu, relativ ușor, motiv pentru care, secvențele de ADNmt sunt foarte des utilizate în studii de filogenie și filogeografie.

În final, deoarece ADNmt este haploid și moștenit uniparental, reprezintă doar un sfert dintr-o populație, comparativ cu ADN nuclear. Deoarece sunt doar câteva copii inițiale de ADNmt, acesta este relativ sensibil la evenimente demografice cum ar fi reducerile semnificative cauzate de evenimente neprevăzute. Acestea apar când se reduce semnificativ mărimea populației, de exemplu, ca urmare a epidemiilor sau catastrofelor naturale. Chiar dacă populația se reface repede, va avea relativ puține haplotipuri mitocondriale care rămân în populație, comparativ cu genotipurile nucleare. După cum se va constata ulterior, identificarea reducerilor populaționale bruște din trecut, poate avea o contribuție importantă la înțelegerea structurilor actuale ale populațiilor.

2.6.4. ADN mitocondrial la plante

Ca și în cazul animalelor, ADNmt la majoritatea plantelor superioare, este moștenit pe linie maternă. Există câteva excepții de la această regulă, de exemplu ADNmt este transmis pe linie paternă la specia *Sequoia sempervirens* și biparental la unele plante din genul *Pelargonium* (Metzlaff, et al., 1981). În ansamblu, funcțiile ADNmt la plante și animale sunt similare, dar structurile diferă semnificativ. Spre deosebire de ADNmt al animalelor, genomul mitocondrial al plantelor, în general este supus proceselor de recombinare și prin urmare, evoluează rapid, ca urmare a rearanjării genelor și duplicațiilor.

Organizarea generală a genomului mitocondrial al plantelor, în general, suferă modificări; însă evoluția este lentă. De fapt, la majoritatea speciilor de plante, mitocondriile au genomul cu cea mai lentă evoluție (Wolfe și colab., 1987). Rata totală a substituțiilor nucleotidice la nivelul ADNmt al plantelor este de până la 100 de ori mai redusă comparativ cu cea a genomului mitocondrial animal (Palmer și Herbon, 1988), dar, această rată scăzută a mutațiilor, combinată cu o rată crescută a recombinărilor, nu prezintă un avantaj pentru studii de genomică. Acesta nu înseamnă că nu există aplicații utile pentru date obținute pe baza studiilor ADNmt la plante. Pentru numeroase specii de plante, dispersia este posibilă prin intermediul semințelor sau al polenului, distanțe care adesea variază în funcție de potențialul de deplasare.

De exemplu, dacă semințele sunt consumate de mamifere mici, acestea se pot deplasa pe distanțe relativ scurte înainte să fie depozitate. În contrast, polenul poate fi dispersat de vânt, caz în care, se poate deplasa la distanțe foarte mari de la locul de formare. Chiar dacă semințele sunt dispersate de vânt, ele sunt mai grele decât polenul și prin urmare, se vor deplasa pe distanțe mai scurte. Cu toate acestea, este foarte posibil ca următor scenariu să intervină, de exemplu, semințele care sunt ingerate de păsări migratoare, se pot deplasa la distanțe mai mari comparativ cu polenul transportat de vânt. Urmărirea semințelor și a polenului, este extrem de dificilă, dar abilitățile de dispersie ale acestora pot fi uneori deduse prin compararea distribuțiilor genelor mitocondriale și nucleare. Deoarece ADNmt este de obicei moștenit pe linie maternă, distribuția sa va reflecta modelele distribuției semințelor și nu va fi influențată de distribuția polenului, care conține doar genotipul patern.

2.6.5. ADN cloroplastidial (ADNcp)

Variabilitatea relativ scăzută a ADNmt la plante, determină ca cercetările să fie orientate către analiza ADN cloroplastidial (ADNcp). Ca și în cazul ADNmt, ADNcp este moștenit pe linie maternă la majoritatea angiospermelor (plantele cu flori), deși, la majoritatea gimnospermelor este moștenit pe linie paternă. Genomul cloroplastelor, care, la majoritatea plantelor reprezintă cheia pentru realizarea procesului de fotosinteză, are de obicei cu lungimi de la 120.000pb până la 220.000pb (valoarea medie fiind de aproximativ 150.000pb). Deși intervin uneori recombinările, cloroplastele sunt pentru majoritatea, structuri stabile iar majoritatea variațiilor de

mărimi pot fi atribuite diferențelor de lungime ale secvențelor repetitive, spre deosebire de rearanjarea genelor și duplicațiile întâlnite în ADNmt al plantelor.

Rata medie a substituțiilor sinonime în cadrul genomului cloroplastidial, cel puțin în cazul plantelor superioare, este estimată ca fiind aproximativ de trei ori mai mare decât în cazul ADNmt (Wolfe, Li și Sharp, 1987), deși aceasta este de patru până la cinci ori mai redusă decât estimarea ratei substituțiilor sinonime din cadrul genomului nuclear al plantelor (Wolfe, Sharp și Li, 1989). Cu toate acestea reprezintă o rată medie a mutațiilor, iar utilizarea markerilor ADNcp în studii de genetică a populațiilor vegetale este din ce în ce mai frecventă în ultimii ani, fiind urmată de identificarea microsateliților hipervariabili din cadrul genomului cloroplastidial. Chiar și atunci când variabilitatea este scăzută, datele genetice furnizate de genomul cloroplastidial, au un rol important în studii de ecologie, în principal datorită modului uniparental de transmitere.

2.6.6. Identificarea hibrizilor

Este evident faptul că utilizarea markerilor moleculari cu moduri diferite de transmitere ereditară, poate constitui un avantaj. Aceste potențiale beneficii, sunt ulterior ilustrate de studiile de hibridare. Hibrizii pot fi identificați pe baza genotipului, deoarece hibridarea rezultă din introgresie, adică, flux de gene alele de la o specie (sau populație) către alta. Ca rezultat, hibrizii, în general, conțin un amestec de alele de la ambele specii parentale, de exemplu comparația speciilor vegetale din genul *Miscanthus*, arată că *M. giganteus* este un hibrid între *M. sinensis* și *M. sacchariflorus*, deoarece are câte o alelă ITS de la fiecare genitor și o secvență plastidială care identifică genitorul matern ca fiind *M. sacchariflorus* (Hodkinson și colab., 2002).

În prezent sunt utilizați markeri multipli pentru a constata dacă membrii populațiilor europene de lup (*Canis lupus*), aflate în declin se hibridează cu câinele domestic (*C. familiaris*). Un studiu care a utilizat markeri mitocondriali pentru investigarea acestei posibilități, a indicat doar câteva situații în care haplotipul era intermediar între lup și câine concluzionând că hibridările între câine și lup nu constituie un motiv al declinului populațiilor de lupi (Randi și colab., 2000). Cu toate acestea, deoarece ADNmt este moștenit pe linie maternă, haplotipurile de câine vor apărea în populațiile de lup, doar dacă hibridarea a avut loc între femelele de câine și masculii de lup.

2.6.7. Markerii uniparentali

Deși markerii uniparentali au numeroase aplicații utile în genomică, este important de menționat și faptul că, de asemenea, prezintă unele dezavantaje. A fost menționată anterior rata mare a recombinărilor la ADNmt din plante și rata scăzută a mutațiilor la ADNcp, dar, întrucât nici una dintre aceste considerații nu se aplică în cazul ADNmt de la organisme animale, există alte limitări comune tuturor markerilor ADNmt și ADNcp. Toate organitele celulare se comportă ca module unice de transmitere în descendență și prin urmare, ca markeri cu un singur locus.

Datele obținute prin analiza unui singur locus, ne permit refacerea istoriei unei singure unități genetice (genă sau genom), care pot fi sau nu concordante cu istoria speciei analizate. Acest aspect este adevărat în cazul ADNmt, ADNcp și cromozomilor Y, deoarece conduce teoretic la o reducere a mărimii efective a populației, ceea ce înseamnă că haplotipurile lor au șanse mai mari să devină extincte. Această pierdere de haplotipuri, poate cauza o deducere supersimplificată a istoriei unei populații sau să subestimeze nivelele diversității genetice.

Un alt dezavantaj al markerilor moșteniți uniparental, este faptul că nu pot fi întotdeauna reprezentanți ai populației ca întreg. Acest lucru poate fi adevărat la animale, dacă dispersia este realizată de doar unul dintre sexe, de exemplu, dacă masculii pot asigura o dispersie și femelele nu, haplotipurile ADNmt vor fi specifice populației respective, iar datele furnizate de ADNmt pot conduce la o concluzie eronată, potrivit căreia, indivizii nu se deplasează între populații.

Un alt risc asociat cu markerii ADNmt, implică copii ale ADNmt care au fost translocate în cadrul genomului nuclear, proces cunoscut sub numele de pseudogene mitocondriale sau *NUMTS* (copii nucleare ale secvențelor ADNmt). Odată ce au fost transportate în nucleu, aceste pseudogene nefuncționale, continuă să evolueze independent de ADNmt. Problemele apar abia în momentul realizării reacției de amplificare genică prin PCR, dacă situsurile de legare ale primerilor au fost conservate în pseudogene, ceea ce va determina o amplificare în plus sau în locul regiunii mitocondriale de interes. Deși nu există o distribuție egală între taxoni, copii nucleare ale ADNmt, au fost identificate la peste 80 de specii eucariote, inclusiv la fungi, plante, nevertebrate și vertebrate (Bensasson și colab., 2001).

Un aspect important, este reprezentat de faptul că markerii moleculari sunt simple mijloace care pot fi folosite pentru obținerea de rezultate, însă, rezultatele pot fi optime, numai dacă se alege metodologia corectă de analiză.

Există câțiva factori care trebuie luați în considerare când se alege un marker. În primul rând, este important să considerăm nivelul așteptat de variabilitate. Unele regiuni genetice pot evolua mai repede decât altele, iar variabilitatea dorită, va depinde de întrebarea la care se face referire. În general, markerii care ne permit diferențierea între organisme înrudite, trebuie să fie foarte variabili, în timp ce relațiile între taxoni mai îndepărtați, pot fi identificate cu ajutorul unor markeri mai puțin variabili. Astfel, ajungem la cele două categorii de markeri care vor fi descriși în continuare: codominanți și dominanți. Markerii codominanți ne permit identificarea tuturor alelelor prezente într-un anumit locus, în timp ce markerii dominanți furnizează doar informații referitoare la o singură alelă dominantă.

2.6.8. Markeri codominanți

La speciile diploide, fiecare marker dominant va putea identifica o alelă în cazul indivizilor homozigoți și două alele la indivizii heterozigoți (figura 2.7). Această capacitate de a face distincția între homozigoți și heterozigoți, este una dintre cele mai importante aspecte ale markerilor codominați, deoarece, ne permite să calculăm

frecvența alelelor pentru probe cu aceeași origine (cum ar fi populațiile). Frecvența alelelor, se referă la frecvența fiecărei alele din cadrul populației, adică, ne indică cât de comună este o anumită alelă în cadrul populației.

Dacă avem o populație diploidă, cu 30 de indivizi, atunci, vor fi un total de $30 \times 2 = 60$ alele, în orice locus autozomal. Dacă 12 indivizi au un genotip homozigot AA și 18 indivizi au genotipul heterozigot Aa într-un anumit locus, atunci, frecvența alelei A este $[2(12) + 18]/60 = 42/60 = 0,7$ sau 70 de procente, iar frecvența alelei a este $18/60 = 0,3$ sau 30 de procente.

Numeroase metode analitice în genetica populațiilor sunt bazate cel puțin parțial pe frecvența alelelor.

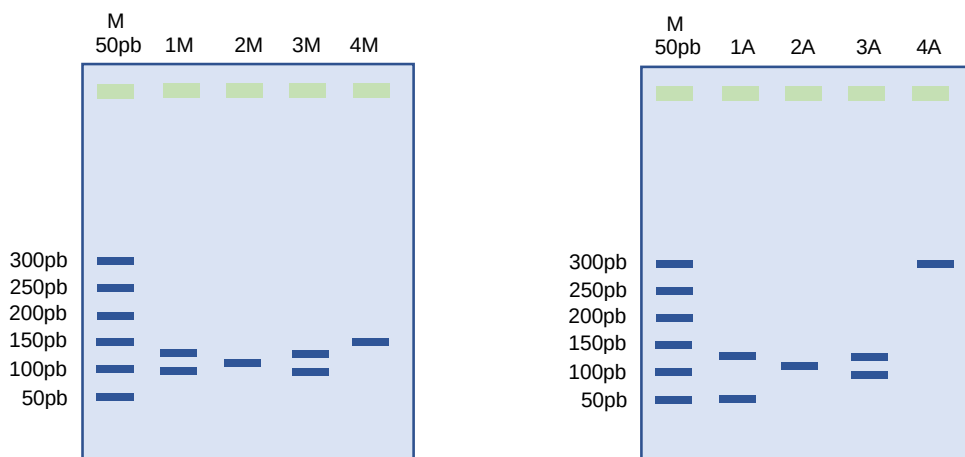


Figura 2.7. Gel prezentând genotipurile a patru indivizi, pe baza unui locus pentru microsatelit (marker codominant) (1M–4M) și loci AFLP (dominanți) (1A–4A). Conform locusului pentru microsatelit, indivizii 1 și 3 sunt heterozigoți pentru alelele cu lungimi de 100pb și 130pb, în timp ce indivizii 2 și 4 sunt homozigoți pentru alelele cu lungimi de 125pb, respectiv 140pb. Deoarece există două copii ale fiecărei alele din totalul de opt alele, frecvența fiecărei alele pentru locusul microsatelitului, va fi 0,25. Conform markerului AFLP, care permite analiza mai multor loci, toți cei patru indivizi sunt diferiți genetic, dar nu pot fi identificați homozigoții și heterozigoții și nici nu poate fi calculată frecvența alelelor

2.6.8.1. Polimorfismul lungimii fragmentelor de restricție (RFLP)

Prima utilizare pe scară largă a markerilor care cuantifică variația secvențelor de ADN (ca opus al proteinelor), a fost cea a polimorfismului lungimii fragmentelor de restricție (RFLP). Datele furnizate de RFLP, sunt generate prin utilizarea enzimelor de restricție, care taie ADN-ul în secvențe scurte specifice (de regulă, de patru până la șase perechi de baze). Exemple pentru astfel de enzime de restricție, cuprind: AluI, care taie ADN când întâlnește secvența AGCT și EcoRV, care taie în mijlocul secvenței GATATC. Digestia ADN purificat cu una sau mai multe enzime de restricție, poate transforma o secvență unică de ADN în fragmente multiple. Dacă doi indivizi au distanțe diferite între două situsuri de restricție, fragmentele rezultate, vor avea lungimi

diferite. Prin urmare, RFLP nu permite studierea întregii secvențe de ADN, dar orice mutație care adaugă sau înlătură un situs de recunoaștere pentru o anumită enzimă sau care modifică lungimea secvenței între două situsuri de restricție, se va reflecta în mărimea și numărul fragmentelor care apar în gelul de electroforeză (figura 2.8).

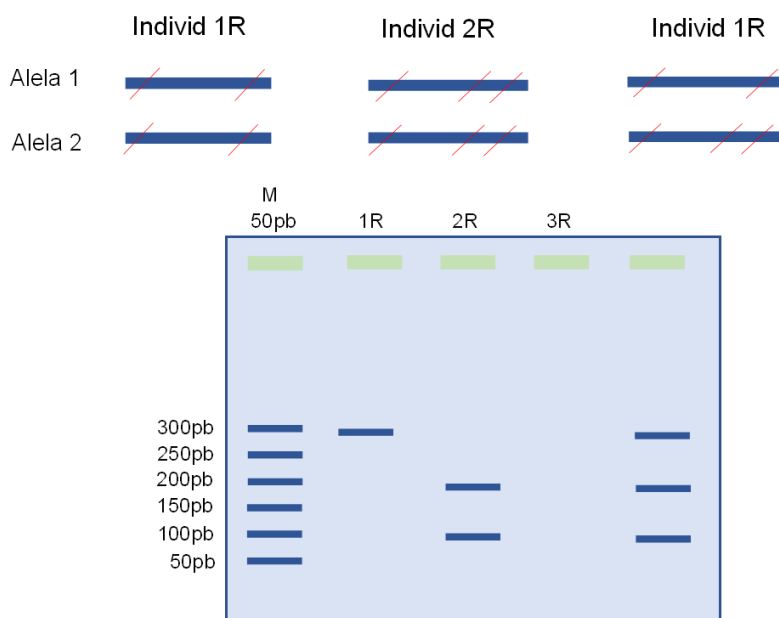


Figura 2.8. Trei genotipuri diferite RFLP rezultate din diferențele care afectează situsurile de recunoaștere ale enzimelor (desemnate prin simbolul /). În acest locus, indivizii A și B sunt homozigoți pentru alelele care au două respectiv trei situri de restricție. Individul C este heterozigot, având două situri de restricție la o alelă și trei situri de restricție la altă alelă. Numărul benzilor care vor rezulta în urma profilului RFLP, sunt prezentate în imaginea gelului rezultat după electroforeză

2.6.8.2. Secvențierea ADN

Secvențierea este singura metodă care permite identificarea diferențelor existente între molecule de ADN provenite de la indivizi diferiți. Acesta este un aspect important al acestei tehnici, deoarece elimină orice ambiguitate; prin compararea a două secvențe, putem identifica cu exactitate, unde există diferențe și cât de diferite sunt. Ca rezultat, secvențele ne permit să deducem relațiile evolutive ale alelelor. Acest aspect este posibil, deoarece, orice mutație apărută la o anumită linie evolutivă se păstrează, chiar dacă, ulterior, mai intervin și alte mutații. Altfel spus, dacă o alelă cu secvența GGGATATACGATACG se modifică prin mutație într-o nouă alelă cu secvența CGGATATACGATACG, atunci, toți descendenții individului respectiv, cu noua alelă, vor avea C în loc de G în prima poziție a secvenței, chiar dacă mai intervin și alte mutații în alte situri ale secvenței. În general, cu cât doi indivizi au mai multe mutații în comun, cu atât se consideră a fi mai înrudiți.

Rata variabilă a evoluției secvențelor, sugerează că putem utiliza secvențe cu evoluție relativ rapidă pentru a compara taxoni apropiați și secvențe cu evoluție mai lentă, pentru a compara taxoni mai îndepărtați. În ultimii ani, alegerea unei anumite regiuni, corespunzătoare unei gene, este facilitată de disponibilitatea în continuă creștere a secvențelor în bazele de date.

2.6.8.3. Polimorfismul la nivelul unei singure nucleotide (SNP)

Polimorfismul unei singure nucleotide (SNP), se referă la diferențele al nivel de nucleotidă între indivizi. Majoritatea SNP, au doar două stări alternative (adică, fiecare individ are una din două nucleotide posibile într-un anumit locus SNP) și prin urmare, corespunzătoare la doi markeri bialelici. Din punct de vedere tehnic, fiind doar o altă metodă de analiză detaliată a variațiilor unei secvențe, SNP își au propriile clasificări, deoarece furnizează o nouă abordare în scopul identificării de noi informații din analiza secvențelor. Secvențierea ADN în general, presupune o comparare a secvențelor între indivizi, pentru a vedea dacă există variabilitate, întrucât situsurile polimorfe ale indivizilor, trebuie să fie identificate înainte de a fi clasificate ca fiind SNP. Odată ce știm că un anumit situs este variabil, putem utiliza aceste SNP pentru a caracteriza genetic atât indivizii, cât și populațiile.

SNP pot fi identificate într-o manieră foarte simplă, prin secvențierea produșilor PCR care au fost amplificați utilizând primeri specifici sau universali sau prin secvențierea locilor anonimi cum ar fi cei amplificați prin metode tip multi-locus, descrise în continuare.

Rata mutațiilor pentru SNP este de obicei în jur de 10^{-8} - 10^{-9} (Brumfield și colab., 2003). Acest interval este mai scăzut, comparativ cu rata de mutație a altor markeri, cum ar fi microsateliții și prin urmare, cea mai promițătoare aplicație a SNP în ecologia moleculară în prezent, pare a fi elucidarea proceselor care au avut loc în trecut. Oricum, această metodă a identificării SNP este recentă, iar pe măsură ce tot mai mulți loci sunt caracterizați, SNP are tendința de a se dovedi o metodă utilă pentru unele aplicații, cum ar fi identificarea indivizilor și evaluarea nivelului variabilității genetice în cadrul populațiilor (Morin, Luikart și Wayne, 2004).

2.6.8.4. Microsateliții

Microsateliții sau repetiții ale unor secvențe simple (SSR) sau secvențe scurte repetitive în tandem (STR), sunt porțiuni de ADN care conțin repetiții în tandem a 1 – 6pb. Un exemplu de secvență cu microsateliți, este dată de repetarea dinucleotidelor (CA)₁₂, care constă în repetarea de 12 ori a secvenței CA (CACACACACACACACACACA). În acest caz, secvența complementară de ADN, va avea microsatelitul (TG)₁₂. Microsateliții sun localizați pe parcursul genomurilor nucleare și cloroplastidiale și de asemenea pot fi întâlniți în genomurile mitocondriale la unele specii (figura 2.9).

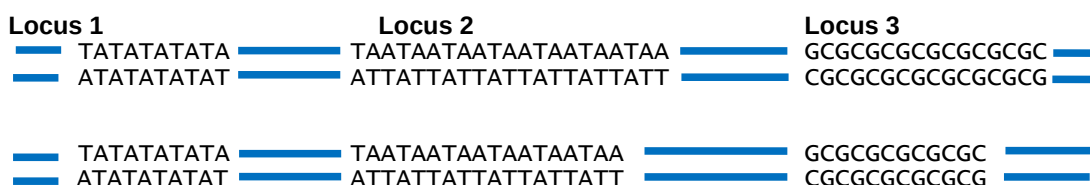


Figura 2.9. Reprezentarea schematică a doi cromozomi omologi, în secvența cărora se află trei loci cu microsateliți. Acest individ este homozigot pentru locusul 1 deoarece ambele alele sunt (TA)₅, heterozigot pentru locusul 2 deoarece o alelă este (TAA)₇, iar cealaltă este (TAA)₆ și heterozigot pentru locusul 3, deoarece o alelă este (GC)₈, iar cealaltă alelă este (GC)₆.

Abordarea obișnuită, este de a clona fragmente randomice de ADN într-o bibliotecă, urmată de scanarea bibliotecii cu probe microsatelit (asemănător cu identificarea probelor prin RFLP). Clonele care conțin microsateliți, sunt ulterior izolate și secvențiate, iar primerii care vor amplifica aceste regiuni repetitive, sunt realizați pe baza secvențelor nerepetitive care flanchează segmentul de interes (figura 2.10) Odată ce primerii au fost realizați, datele pot fi obținute repede prin reacții PCR.

Prođușii PCR, pot fi ulterior migrați prin electroforeză într-un gel cu rezoluție ridicată, fiind astfel identificate dimensiunile fiecărei alele. Numărul speciilor din care locii microsateliților au fost caracterizați, se află în continuă creștere, iar secvențele care flanchează loci microsatelitari sunt de obicei conservative pentru specii înrudite, ceea ce presupune că primerii pentru microsateliți pot fi utilizați uneori pentru a genera date de la numeroase specii (Lippe și colab., 2004; Provan și colab., 2004).

TTGTCAAAGAGTTCAGCGGAATACAATTTATTAAGTGAGCTTAATACAGTTAGCGACGACAAAGGAAGA
AGTACAACAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGA
GAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGAGTGTAAAGATATAGGGAG
ACTAGCTAGAGCCAAGCACTAAGATACAACACGC

Figura 2.10. O secvență ADN care include o regiune repetitivă, izolată din briozoarul de apă *Cristatella mucedo* (Freeland *et al.*, 1999). Microsatelitul, care este (AG)₅₃, este subliniat. Regiunile care flanchează microsatelitul, reprezentate cu caractere îngroșate, prezintă locația primerilor care au fost utilizați pentru amplificarea acestui microsatelit prin PCR.

Datele referitoare la microsateliți, nu sunt neapărat utile pentru deducerea evenimentelor evolutive care s-au desfășurat în trecutul relativ îndepărtat. Rata crescută a mutațiilor și tendința microsateliților de a-și modifica dimensiunile, indică posibilitatea de apariție a homoplaziei. Aceasta poate fi ilustrată printr-un exemplu a două alele ancestrale din același locus, una cu 20 dinucleotide repetitive și cealaltă cu 16 dinucleotide repetitive. Dacă alela mai mare pierde un fragment repetitiv, iar la cea mai mică se mai adaugă un segment repetitiv, în acest caz, ambele mutații vor conduce la alele cu 18 repetiții. Aceste două noi alele, fiecare având câte 18 repetiții, pot părea ca fiind două copii ale aceleiași secvențe ancestrale, dar direcțiile evolutive a celor

două alele sunt de fapt diferite. Homoplazia dimensională, presupune că relația ancestor – descendent, poate fi dificil de elucidat din date furnizate de microsateliți.

2.6.9. Markerii Dominanți

Markerii dominanți, sunt de asemenea cunoscuți ca markeri multi-locus, deoarece generează simultan date din mai mulți loci. Aceștia funcționează prin utilizarea de primeri randomici pentru amplificarea regiunilor anonime din genom, producând un model cu benzi multiple, caracteristic fiecărui individ. Deoarece folosesc primeri randomici pentru amplificarea fragmentelor de ADN, nu este necesară o cunoaștere anterioară a secvențelor și prin urmare, timpul de implementare al metodei, poate fi relativ scurt. Mai mult, deoarece fiecare marker dominant caracterizează mai multe regiuni din genom, adesea prezintă un nivel ridicat al polimorfismului, ceea ce poate fi util pentru deducerea relațiilor genetice între rude. Probabil, cel mai mare dezavantaj al acestor markeri este natura lor dominantă, ceea ce presupune că doar o singură alelă poate fi identificată pentru fiecare locus și prin urmare, heterozigoții nu pot fi diferențiați de homozigoți. Prezența unei benzi înseamnă că un individual poate fi în egală măsură homozigot (AA, cu ambele alele generând fragmente) sau heterozigot (Aa, caz în care, numai alela dominantă generează un fragment) într-un anumit locus. În cazul indivizilor homozigoți recesivi, nu va fi generată nici o bandă.

2.6.9.1. ADN polimorfic amplificat randomic (RAPD)

În anul 1990, o tehnică bazată pe PCR, cunoscută sub denumirea de amplificare randomică a ADN polimorf (RAPD), a fost introdusă ca metodă pentru genotiparea de loci multipli. (Williams și colab., 1990; Welsh și McClelland, 1990).

RAPD este generat prin utilizarea într-o reacție PCR de primeri scurți (în general de 10 nucleotide) cu atașare aleatorie în cadrul genomului (figura 2.11).

Există milioane de primeri posibili care pot fi realizați din 10 nucleotide, fiind foarte utilă detectarea polimorfismelor, prin utilizarea unui primer în fiecare reacție. Un singur primer este adăugat în fiecare reacție PCR și vor fi generate aleator, benzi multiple, când primerul se atașează în situsuri complementare. Modelul benzilor pentru fiecare individ, va depinde de câte situsuri complementare primerului sunt localizate în acel genom.

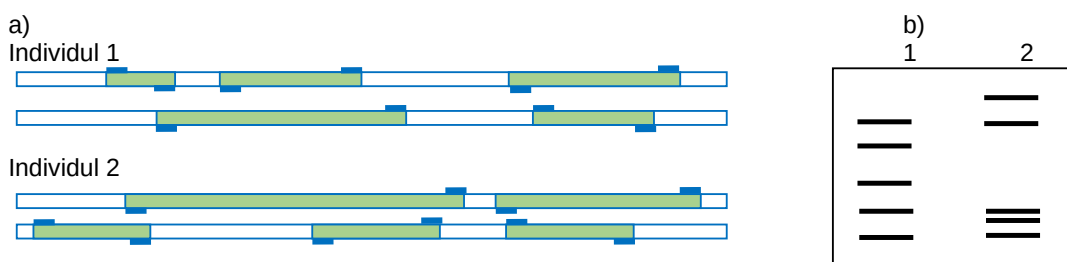


Figura 2.11. (a) Siturile de atașare ale primerilor RAPD (indicate prin linii albastre) sunt distribuite în întreg genomul, deși în această schemă sunt reprezentați parțial doar câte doi cromozomi. Mărimea produșilor, (reprezentați în verde) care vor fi amplificați în timpul PCR, depinde de locația siturilor de atașare a primerilor. (b) Reprezentarea schematică a gelului de electroforeză realizat cu produșii RAPD pentru cei doi indivizi. Viteza cu care o bandă migrează în gel, este invers proporțională cu lungimea fragmentului amplificat.

RAPD poate constitui o metodă relativ rapidă și simplă de cuantificare a similarității genetice între indivizi. Mai mult, natura randomică a RAPD, sugerează că poate fi dificilă identificarea benzilor care au fost amplificate din ADN total.

RAPD poate fi utilizat pentru a se estima similaritatea genetică între doi sau mai mulți indivizi, pe baza numărului de benzi comune. Oricum, în ciuda faptului că sunt ușor de utilizat, o reproductibilitate scăzută, combinată cu natura lor dominantă, a determinat o scădere a popularității acestei metode în ultimii ani.

2.6.9.2. Polimorfismul lungimii fragmentelor amplificate

O metodă mai laborioasă, dar în același timp și mai fiabilă, comparativ cu RAPD, pentru generarea profilurilor bazate pe benzi multiple, este **polimorfismul lungimii fragmentelor amplificate (AFLP)** (Vos și colab., 1995).

Markerii AFLP sunt generați de digestia ADN cu două enzime diferite de restricție, care taie ADN-ul, astfel încât cele două catene să fie complementare și să se suprapună, pentru 1 sau mai multe baze azotate, producându-se astfel capetele cu suprapunere ("sticky ends"). Între timp, sunt sintetizate secvențe ADN scurte, de legătură, astfel încât un capăt al secvenței de legătură este compatibil cu o secvență de suprapunere a ADN.

Secvențele de legătură (linker), se atașează la fragmentele inițiale de ADN, lăsând astfel o colecție de fragmente care au aceeași secvență ADN în final. Aceste fragmente pot fi amplificate prin utilizarea de primeri care se atașează la secvența de ADN linker (figura 2.12).

Specificitatea primerilor este de obicei accentuată prin adăugarea a una până la trei nucleotide la un capăt al secvenței, deoarece PCR necesită o potrivire perfectă între secvența țintă și capătul 3' al primerului.

Din amplificarea mai multor fragmente, rezultatul apare sub forma unei serii de benzi cu lungimi diferite după migrarea electroforetică în gel de agaroză. Modelul

benzilor, va depinde de secvențele care sunt adiacente linker-ului și de asemenea, de distanțele dintre siturile de restricție.

Spre deosebire de RAPD, în cazul căruia benzile sunt produse aleatoriu, această metodă prezintă un grad ridicat de reproductibilitate, devenind o metodă mai populară pentru genotiparea markerilor dominanți.

Similaritatea genetică a indivizilor și populațiilor poate fi dedusă din numărul benzilor AFLP care le au în comun. Informații suplimentare pot fi obținute prin modificarea metodei AFLP standard pentru studierea expresiei genice. Prin ligarea linker-ilor la ADNc digerat, pot fi comparate modelele benzilor pentru genele care au fost exprimate.

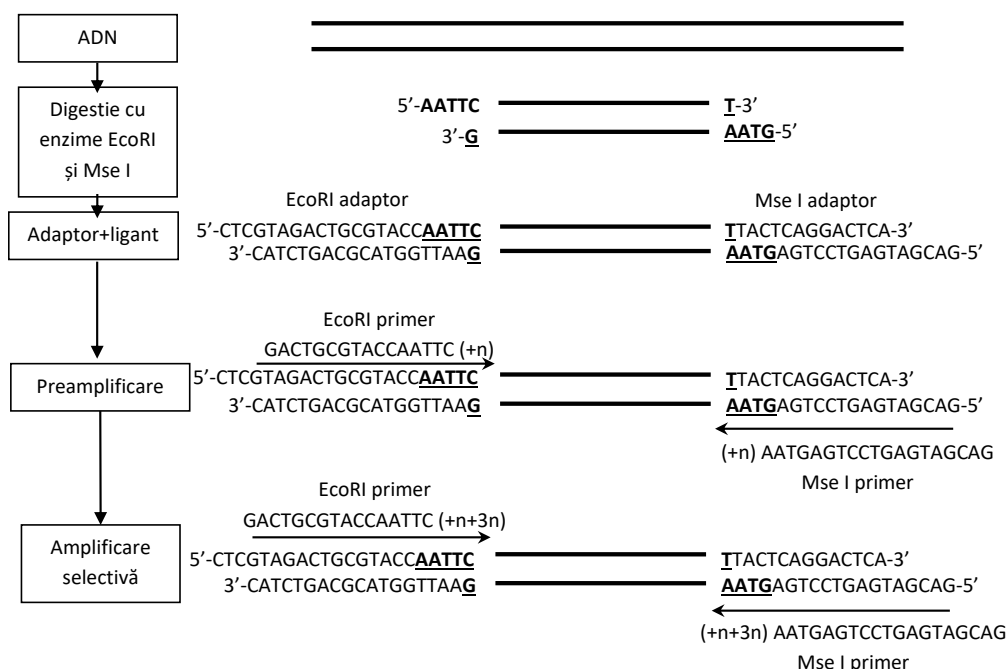


Figura 2.12. Reprezentarea schematică a modului de generare a genotipurilor AFLP. Digestia cu două enzime de restricție determină producerea capetelor de suprapunere, la care se vor atașa adaptorii prin ligare

2.7. Populația

Populația reprezintă o comunitate de indivizi care se pot încrucișa între ei, aparțin aceleiași specii și ocupă același areal geografic.

Delimitarea populației este rareori exactă, deși în majoritatea cazurilor aceasta trebuie să corespundă, mai mult sau mai puțin, cu arealul de distribuție al potențialilor parteneri. Sunt numeroase situații în care sunt identificate deseori populații discrete la începutul programelor de cercetare, doar ca și cadru pentru identificarea punctelor de colectare a probelor, ceea ce va permite specificarea unui număr minim de indivizi

necesari pentru fiecare populație prezumtivă. Totuși, populațiile nu trebuie tratate ca unități clar delimitate, granițele acestora fiind deseori revizuite ca urmare a obținerii unor noi informații ecologice sau genetice. Ținând cont de faptul că ecologia moleculară vizează în primul rând populațiile sălbatice, care prin natura lor sunt variabile și deseori imprevizibile, vom analiza modul în care genetica moleculară ne poate ajuta în înțelegerea dinamicii în cadrul unei singure populații.

2.7.1. Cuantificarea diversității genetice

Diversitatea genetică este una dintre cele mai importante caracteristici ale oricărei populații. Mediul se află într-o continuă schimbare iar diversitatea genetică se află la baza evoluției continue a populațiilor și implicit la adaptarea acestora la noile condiții. Mai mult, o diversitate genetică scăzută duce de regulă la un nivel ridicat de consangvinizare, care poate duce la o scădere a fitnessului indivizilor și populațiilor. O apreciere a gradului de diversitate genetică este esențială în genetica unei populații și are implicații extrem de importante în biologia conservării. Multe dintre metodele de estimare a diversității genetice au la bază fie frecvența alelelor fie cea a genotipurilor și este important să înțelegem diferențele dintre cele două.

2.7.1.1. Echilibrul Hardy–Weinber

În anumite condiții, frecvența genotipurilor într-o populație dată va urma un model predictibil. Pentru a evidenția acest lucru, vom folosi exemplul fluturului *Panaxia dominula*. În cazul acestei specii un sistem un locus/două alele generează trei modele diferite ale aripilor care variază în funcție de numărul punctelor albe de pe aripile anterioare de culoare neagră și de numărul petelor negre de pe suprafața aripilor din spate, predominant roșii. Deoarece aceste modele corespund genotipurilor homozigot dominant, heterozigot și homozigot recesiv, frecvența alelelor în acest locus poate fi calculată pe baza datelor fenotipice. Vom nota cele două alele relevante cu A și a. Deoarece specia în cauză este una diploidă, fiecare individ are două alele în acest locus. Astfel, cele două genotipuri homozigote vor fi AA și aa iar genotipul heterozigot va fi Aa. Frecvențele alelice indică cât de întâlnită este o alelă în cadrul unei populații. Într-un sistem cu două alele, similar cu cel care determină genotipul pentru aripă la *Panaxia dominula*, frecvența alelelor dominante (A) este notată cu p, iar frecvența alelelor recesive (a) este notată convențional cu q. Deoarece acest locus este ocupat doar de două alele, $p + q = 1$.

Frecvența genotipurilor, care indică proporția în care un anumit genotip se regăsește în cadrul unei populații (în acest caz AA, Aa și aa), trebuie de asemenea să aibă o valoare apropiată de 1. Dacă se cunoaște frecvența alelelor relevante, putem deduce frecvența fiecărui genotip în cadrul unei populații, cu condiția ca un număr de cerințe referitoare la populație, să fie îndeplinite. Acestea includ:

- Încrucișările sunt întâmplătoare în cadrul populației (panmixie). Adică, fiecare femelă dintr-o populație poate fi fecundată de oricare dintre masculii acesteia;

- Să nu fie selectat un anumit genotip;
- Efectele migrației sau ale mutațiilor în frecvența alelelor sunt neglijabile;
- Populația să fie foarte numeroasă;
- Segregarea alelelor are loc în conformitate cu legile mendeliene.

Dacă aceste condiții sunt îndeplinite, atunci respectiva populație se presupune a fi în echilibru Hardy – Weinberg (HWE). Frecvența genotipurilor unei astfel de populații poate fi calculată din frecvența alelelor, deoarece probabilitatea ca un individ să aibă un genotip AA, depinde de probabilitatea ca o alelă A să se unească cu o altă alelă A și sub HWE, această probabilitate este pătratul frecvențelor acelei alele (p^2). Similar, probabilitatea ca un individ să aibă un genotip aa, va depinde de probabilitatea ca o alelă a să se unească cu o altă alelă a și sub HWE, această probabilitate este pătratul frecvențelor acelei alele (q^2). În final, probabilitatea ca doi gameți să formeze un individ Aa, depinde de probabilitatea ca alela A de la genitorul mascul să se unească cu gena a de la genitorul femel (formând un individ Aa) sau o alelă a de la genitorul mascul, să se unească cu o alelă A de la genitorul femel (formând de asemenea un individ Aa). În timp ce există două posibilități de apariție a unui individ heterozigot, probabilitatea ca aceasta să se întâmple în condițiile HDW este $2pq$.

Frecvența genotipurilor într-o populație aflată în echilibru Hardy – Weinberg, poate fi exprimată ca:

$$p^2 + 2pq + q^2 = 1$$

În ciuda multitudinii de criterii care sunt asociate cu HWE, numeroase populații naturale mari, se află în HWE deoarece în aceste populații efectul mutațiilor și selecției vor fi mult reduse. Există însă numeroase populații care nu se consideră a fi în HWE, inclusiv cele care se reproduc sexuat. O deviație de la HWE, poate de asemenea constitui un rezultat neașteptat, iar când aceasta se întâmplă, se încearcă identificarea cauzelor, deoarece aceste aspecte pot dezvălui lucruri interesante ori despre locusul analizat (în cazul selecției naturale) sau despre populația studiată (de exemplu consangvinizarea). Pentru început, trebuie să ne asigurăm că un rezultat neașteptat nu este atribuit unei erori umane. Devierea de la HWE poate duce la o prelevare a probelor, improprie. Mărimea ideală a probei dintr-o populație este de obicei de 30 – 40 indivizi, deși aceasta depinde de variabilitatea locilor care urmează a fi caracterizați. Prelevarea insuficientă a probelor, va conduce la o estimare greșită a frecvenței alelelor, prin urmare, fiind motivul pentru care concluzia asupra HWE poate fi imprecisă.

O altă sursă probabilă de erori, este dată de prelevarea probelor din mai mult de o populație. După cum s-a precizat anterior, identificarea limitelor unei populații poate fi dificilă. Dacă datele genetice din două sau mai multe populații cu frecvențe diferite ale alelelor sunt amestecate, atunci va interveni efectul **Wahlund**, ceea ce presupune că proporția homozigoților va fi mai mare în amestecul de probe, decât dacă populațiile ar fi analizate separat. Acest aspect ne poate determina să concluzionăm eronat că o

populație nu a fost în HWE, deoarece, dacă datele ar fi fost analizate separat, am fi identificat două sau mai multe populații aflate în HWE.

2.7.1.2. Reducerile semnificative ale numărului indivizilor în cadrul populațiilor (population bottlenecks)

Această “ștrangulare” a efectivului populației va reduce mărimea efectivă a populației și implicit nivelul diversității genetice. Aceste reduceri bruște ale efectivului, constituie cei mai importanți factori determinanți ai diversității genetice. Metodele de cuantificare ale efectelor produse de reducerile numerice bruște în cadrul populațiilor asupra N_e și implicit asupra diversității genetice, necesită date demografice, înregistrate pe lungi perioade de timp. Deoarece astfel de date nu sunt întotdeauna disponibile, relațiile potențiale existente între reducerile bruște ale efectivului unei populații și diversitatea genetică a acesteia, pot fi deduse din identificarea populațiilor degenerate din punct de vedere genetic, pentru care nu există astfel de date, încercând să se identifice dacă o astfel de reducere a efectivului, care s-a produs sau nu în trecut, poate explica de ce actuala diversitate genetică este prea scăzută.

Identificarea unor reduceri ale efectivului populației, care au avut loc în trecut, poate fi rareori identificată direct. Dintr-un singur motiv, gravitatea oricărei reduceri în efectivul populației, depinde atât de efectivul cu care s-a redus populația, cât și de viteza cu care se reface. În general, pierderea inițială de alele este proporțională cu reducerea mării populației. Driftul genetic presupune că, diversitatea va continua să se reducă, în timp ce efectivul populației rămâne scăzut și ca rezultat, populațiile care se refac mai greu, vor pierde mai mult din diversitatea genetică, comparativ cu populațiile care își refac efectivele mai repede.

Identificarea reducerilor bruște ale efectivului populațiilor, se confundă cu faptul că nu toate măsurile diversității genetice, vor prezenta o scădere uniformă. Pe de altă parte, de obicei, diversitatea alelelor scade drastic după o reducere bruscă a efectivului populației, deoarece în general alelele rare se pierd. Acest aspect este adesea asociat cu o reducere în cadrul H_e deoarece puține alele duc la o reducere a nivelului heterozigoției sub influența HWE (echilibrului Hardy-Weinberg). În același timp, valorile H_o nu scad ci, dimpotrivă, se poate înregistra o creștere temporară a heterozigoției observate, comparativ cu presupunerile privind HWE. În unele cazuri, o creștere excesivă a heterozigoției observate, poate constitui un indicator util pentru reduceri bruște ale efectivului unei populații, care au avut loc în trecut, deși acest test necesită un număr mare de loci polimorfi și poate identifica doar reducerile bruște ale efectivului, care s-au produs relativ recent (Luikart și Cornuet, 1998).

Dacă există probe disponibile din două sau mai multe generații, atunci se poate realiza o identificare a reducerilor în efectivul populației, care au avut loc în trecut, pe baza variațiilor înregistrate de frecvența alelelor între generații. Este cunoscut faptul că, dacă o populație a fost supusă unei reduceri bruște de efectiv, valoarea lui N_e va fi scăzută. Deoarece rata driftului genetic este invers proporțională cu valoarea N_e a populației, o reducere bruscă a efectivului, va determina o accelerare a apariției

driftului. Acest aspect, va conduce la o variație crescută a frecvenței alelelor, care poate fi considerată drept dovadă pentru intervenția unei reduceri bruște de efectiv, între două perioade de prelevare a probelor. Simulările sugerează că metoda varianței temporale, furnizează o probabilitate de 85 procente de detectare a unei reduceri bruște de efectiv, după o singură generație, cu condiția ca datele, să fie obținute din cel puțin cinci loci hipervariabili și cel puțin 30 de indivizi pentru fiecare etapă de prelevare a probelor (Luikart și colab., 1998). Experimental, s-a demonstrat că testarea varianței temporale, poate fi inutilă pentru populații care au fost supuse la reduceri bruște de efectiv pentru o perioadă îndelungată (mai mult de 3 – 5 generații), deoarece aceste populații vor continua să piardă alele. Odată ce o genă alelă este pierdută, frecvența acesteia trebuie să rămână zero, iar prin urmare, nu poate să exprime nici o varianță între generații diferite. Reducerile bruște de efectiv, care se întind pe mai multe generații, vor determina o eliminare a majorității alelelor și implicit, nu vor induce nici o modificare a frecvenței de-a lungul timpului, iar ca rezultat, valoarea lui N_e va fi supraestimată.

2.7.2. Efectul fondatorului

Efectele asupra diversității genetice a unei populații, induse de amplexarea reducerii bruște a efectivului și viteza de refacere a populației, au fost foarte bine evidențiate prin studiul unor specii introduse artificial în habitate noi, de tipul insulelor. Aceste introduceri, implică un tip particular de reducere bruscă a efectivului, numită efectul fondatorului, deoarece, fondatorii noii populații, vor deține doar o parte din genele (și implicit diversitatea genetică) prezente în populația sursă.

Avantajul utilizării introducerilor controlate, pentru investigarea efectelor reducerilor bruște de efectiv, este dat de cunoașterea perioadei populării noului areal, precum și a efectivului populației introduse.

Efectele pe care le au mărimea populației fondatoare și rata creșterii numerice după reducerea bruscă a efectivului, asupra variabilității genetice, au fost de asemenea cercetate prin introducerea unor specii de păsări în insule și investigarea alozimelor pentru a compara diversitatea genetică din populația sursă și cea din populația în formare (Baker, 1992). Rezultatele obținute, ne arată că populațiile introduse în insule, nu au neapărat un nivel scăzut al diversității genetice, comparativ cu populația sursă. Diversitatea genetică a acestora, a fost corelată cu mărimea (efectivul) populației fondatoare și rata de creștere a populației, concluzie care susține ipoteza conform căreia o reducere bruscă a efectivului unei populații, poate induce o scădere a diversității genetice, doar dacă este severă (implică o mare parte a populației) și este prelungită.

2.7.3. Selecția naturală

Este cunoscut faptul că procesele non-adaptative pot afecta variabilitatea genetică a populațiilor. De asemenea, diversitatea genetică este afectată de selecția naturală, proces care conduce la reproducere diferențiată a indivizilor diferiți genetic sau a genotipurilor din cadrul populației (Li, 1997).

Selecția naturală, poate induce o alterare a frecvenței genelor alele pe diferite căi, care pot determina o creștere sau o scădere a variabilității genetice a întregii populații. Atât selecția stabilizatoare cât și cea direcțională, vor determina o scădere a diversității genetice.

Selecția stabilizatoare determină o scădere a variabilității prin favorizarea fenotipurilor intermediare (și genotipurilor asociate), în defavoarea fenotipurilor extreme.

Selecția direcțională reduce diversitatea, prin selecție negativă sau de purificare, care presupune eliminarea acelor mutații implicate în reducerea fitness-ului indivizilor purtători, sau prin selecție pozitivă, care favorizează mutațiile implicate în îmbunătățirea fitnessului indivizilor purtători. În timp ce selecția pozitivă determină o creștere a frecvenței unei anumite alele, diversitatea va crește temporar, proces cunoscut sub numele de polimorfism tranzitoriu. Odată ce alela favorizată de selecție, este fixată în cadrul populației, locusul ocupat de aceasta devine monomorfic, iar variabilitatea genetică se pierde.

Tipul de selecție care determină o creștere a variabilității, este selecția disruptivă (numită și diversificatoare), care intervine când două sau mai multe fenotipuri sunt avantajate, fiind dezavantajate fenotipurile intermediare (figura. 2.13).

Selecția balansată, este un termen general conferit proceselor selective care mențin diversitatea genetică, deoarece anumite alele sunt favorizate în anumite situații și defavorizate în altele. În populații mari, în care driftul genetic joacă un rol relativ scăzut în frecvența alelelor, selecția balansată poate influența diversitatea genetică a unor loci non-neutri.

O formă a selecției balansate, este reprezentată de avantajul heterozigot, cunoscut ca și supradominanță. Acesta intervine atunci când heterozigoții au un fitness mai accentuat, comparativ cu homozigoții și asigură o menținere a ambelor alele în cadrul populației.

O altă formă a selecției balansate care poate influența diversitatea genetică, este reprezentată de frecvența dependentă de selecție. Aceasta intervine atunci când fitness-ul unui genotip depinde de frecvența acelui genotip în cadrul populației.

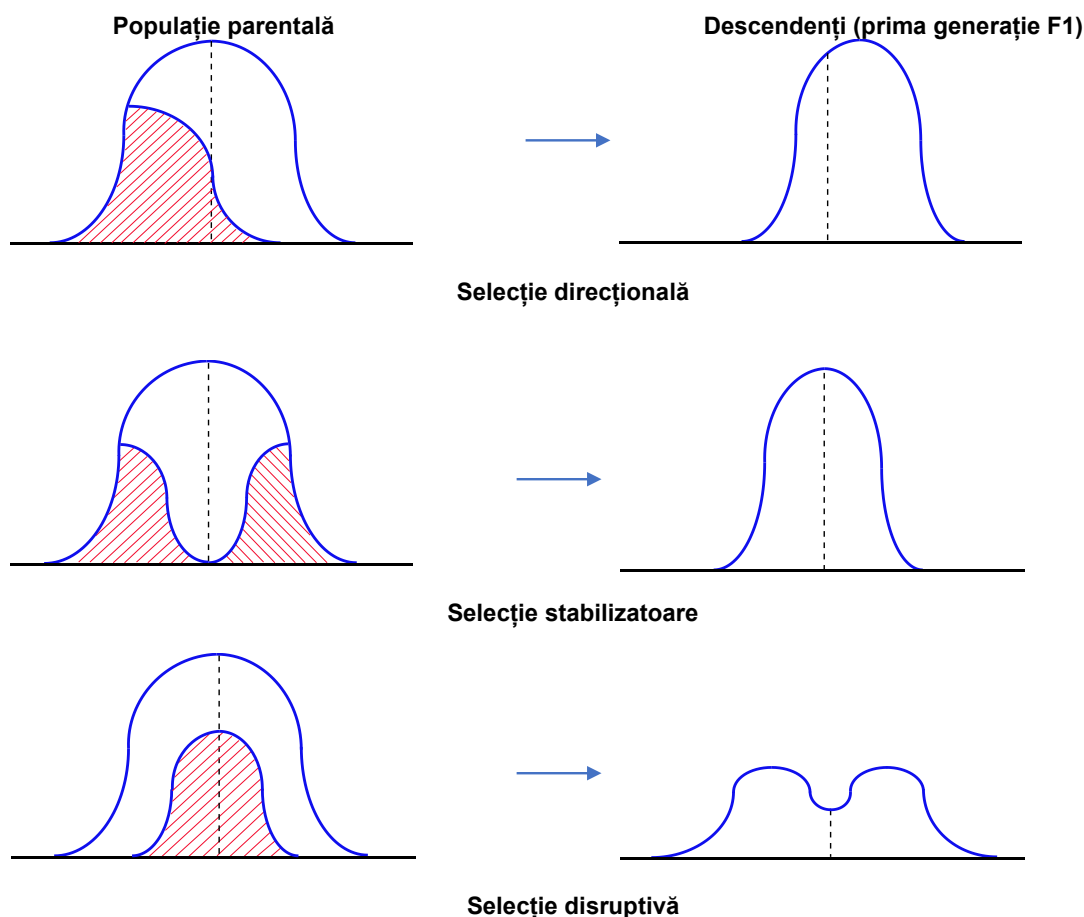


Figura 2.13. Trei tipuri de selecție care pot influența nivelul variabilității fenotipice și variabilitatea genotipurilor care stau la baza acestora, din cadrul unei populații. În fiecare diagramă, frecvența fenotipurilor este ilustrată prin curba de distribuție, linia punctată reprezintă valoarea medie a caracterelor fenotipice, iar zonele hasurate cu roșu, reprezintă indivizii care au un fitness relativ scăzut în cadrul populației parentale. Selecția direcțională favorizează un fenotip extrem, selecția stabilizatoare favorizează un fenotip intermediar, iar cea disruptivă, favorizează două sau mai multe tipuri în defavoarea oricărui fenotip intermediar (după Endler, 1986).

2.7.4. Reproducerea

Modalitățile de reproducere influențează în mod direct factorii responsabili de apariția diversității genetice. Reproducerea sexuată a fost considerată o perioadă îndelungată ca fiind un paradox, deoarece predomină în cadrul eucariotelor multicelulare, iar în cazul speciilor cu o astfel de reproducere, jumătate din descendenți sunt masculi, iar cealaltă jumătate femele, în timp ce în cazul unei femele cu reproducere asexuată, toți descendenții vor fi femele. Producerea de masculi este costisitoare, deoarece singura lor contribuție pentru generația următoare, constă în fertilizare. Femelele care prezintă o reproducere de tip sexuat, transmit în descendență

doar jumătate din informația genetică, comparativ cu femelele care prezintă o înmulțire asexuată (Smith, 1978). Există însă și avantaje care pot explica predominanța reproducerii sexuate, dintre care, cele mai importante sunt recombinările, care generează în mod continuu, noi combinații de gene și implicit noi genotipuri, care au potențialul de a se adapta la schimbările de mediu. Acest proces rapid de generare de noi genotipuri, prin intermediul recombinărilor, indică faptul că populațiile cu reproducere sexuată, de obicei, prezintă un nivel ridicat de diversitate genetică, comparativ cu populațiile cu înmulțire asexuată.

2.7.5. Consangvinizarea

Acest proces, intervine când indivizi înrudiți se reproduc. Consangvinizarea nu alterează frecvența alelelor în cadrul unei populații, dar determină o creștere a proporției homozigoților pentru toți locii, ducând astfel la o scădere a diversității genetice individuale. Astfel, consangvinizarea va reduce diversitatea populațională când este măsurată ca H_0 , deși nu va afecta imediat valoarea lui H_e ; oricum, consangvinizarea este un potențial motiv de îngrijorare, deoarece poate reduce nivelul fitness-ului, iar dacă se produce acest fenomen, vor fi ulterior epuizate toate măsurile care conduc la diversitate genetică, prin creșterea ratei mortalității.

Referitor la istoricul unei populații, singura modalitate de estimare a consangvinizării, este reprezentată de înregistrările detaliate din cadrul pedigree-ului, metodă impracticabilă în cazul populațiilor naturale. O dată cu apariția markerilor moleculari, au fost identificate metode alternative pentru detectarea consangvinizării. Principiul acestor metode, este de a identifica alelele care sunt identice în descendență, cum ar fi alele, copii ale unei alele unice, prezentă la un ancestor relativ recent. Indivizii care au două gene alele identice în descendență, sunt autozigoți și ar trebui să fie homozigoți pentru un anumit locus. Acest aspect, contrastează cu indivizii alozigoți, care au două alele diferite în descendență (figura 2.14). Trebuie remarcat faptul că indivizii alozigoți, pot fi homozigoți sau heterozigoți pentru un anumit locus, deoarece un individ alozigot poate avea două copii ale aceleiași alele care nu provine de la un ancestor comun recent. Din acest motiv, estimarea gradului de consangvinizare nu este la fel de precisă, ca măsurarea homozigoției observate.

În cazul vertebratelor, care (cu câteva excepții) sunt relativ invariabile în ceea ce privește modalitățile de reproducere, consangvinizarea poate să apară în cazul populațiilor mici, izolate, ca urmare a creșterii probabilității de împerechere între rude, chiar și atunci când acest proces este aleatoriu. În cazul altor taxoni, cum ar fi numeroase plante sau vertebrate care prezintă două sau mai multe metode de înmulțire, consangvinizarea poate fi influențată de ecologia speciei.

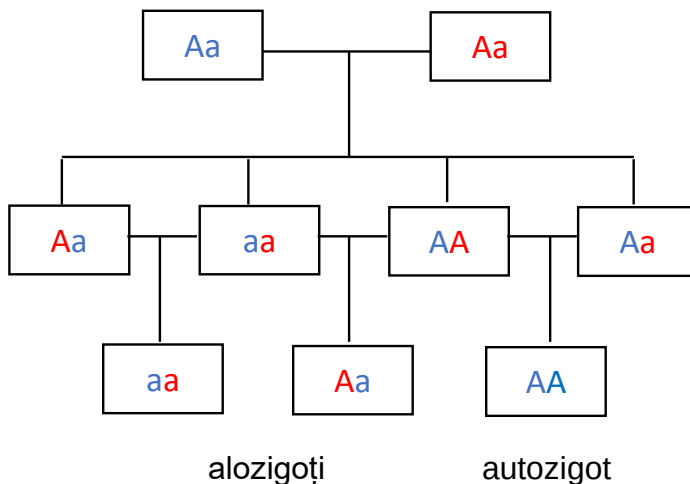


Figura 2.14. Reprezentarea schematică a generării de indivizi alozigoți și autozigoți, în cadrul aceleiași familii. Doi indivizi heterozigoți din prima generație, produc patru descendenți cu diferite combinații alelice (generația a 2-a). Consangvinizarea intervine între frați din generația a 2a, rezultând astfel doi indivizi alozigoți și un individ autozigot în generația a 3-a. Trebuie remarcat faptul că indivizii alozigoți sunt unul heterozigot, iar celălalt homozigot.

BIBLIOGRAFIE

1. Baker A. J., 1992. Genetic and morphometric divergence in ancestral European and descendant New Zealand populations of chaffinches (*Fringilla coelebs*). *Evolution* 46: 1784-1800.
2. Beaumont M. A., 2003. Estimation of population growth or decline in genetically monitored populations. *Genetics* 164: 1139-1160.
3. Bensasson D., Zhang D. -X., Hartl D. L., Hewitt G. M., 2001. Mitochondrial pseudogenes: evolution's misplaced witnesses. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 314-321.
4. Brown W. M., Prager E. M., Wang A., Wilson A. C., 1982. Mitochondrial DNA sequences of primates: tempo and mode of evolution. *Journal of Molecular Evolution* 18: 225-239.
5. Brumfield R. T., Beerli P., Nickerson D. A., Edwards S. V., 2003. The utility of single nucleotide polymorphisms in inferences of population history. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 249-256.
6. Endler J. A., 1986. Natural Selection in the Wild. *Princeton University Press*.
7. Frankham R., 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66: 95—107.
8. Freeland J. R., Boag P. T., 1999. The mitochondrial and nuclear genetic homogeneity of the phenotypically diverse Darwin's ground finches. *Evolution* 53: 1553—1563.
9. Goffeau A., Barrell B. G., Bussey H., Davis R. W., Dujon B., Feldmann H., Galibert F., Hoheisel J. D., Jacq C., Johnston M., 1996. Life with 6000 genes. *Science* 274: 563—567.
10. Greene E., 1996. Effect of light quality and larval diet on morph induction in the polymorphic caterpillar *Nemoria arizonaria* (Lepidoptera: Geometridae). *Biological Journal of the Linnean Society* 58: 277—285.
11. Hancock J. M., 1999. Microsatellites and other simple sequences: genomic context and mutational mechanisms. In *Microsatellites: Evolution and Applications* (Goldstein, D. B. & Schlötterer, eds), pp. 1-9. *Oxford University Press*, Oxford.
12. Harris H., 1966. Enzyme polymorphisms in man. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 164: 298—310.
13. Hasselquist D., Kempenaers B., 2002. Parental care and adaptive brood sex ratio manipulation in birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 357: 363—372.
14. Hedrick P. W., Kim, T. J., 2000. Genetics of complex polymorphisms: parasites and maintenance of MHC variation. In *Evolutionary Genetics from Molecules to Morphology* (Singh, R. S. & Krimbas, C. K., eds). pp. 204--234. *Cambridge University Press*, Cambridge.

15. Hill W. G., 1981. Estimation of effective population size from data on linkage disequilibrium. *Genetical Research* 38: 209-216.
16. Hodkinson T. R., Chase M. W., Takahashi C., Leitch I. J., Bennett M. D., Renvoize S. A., 2002. The use of DNA sequencing (ITS and TRNL-F), AFLP and fluorescent in situ hybridization to study allopolyploid *Miscanthus* (Poaceae). *American Journal of Botany* 89: 279—286.
17. John B., Miklos G. L. G., 1988. *The Eukaryote Genome in Development and Evolution*. Allen and Unwin, London.
18. Lewontin R. C., Hubby J., 1966. A molecular approach to the study of genic heterozygosity in natural populations. II. Amounts of variation and degree of heterozygosity in natural populations of *Drosophila pseudoobscura*. *Genetics* 54: 595—609.
19. Li W.-H., 1997. *Molecular Evolution*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Lippe C., Dumont P., Bernatchez L. 2004. Isolation and identification of 21 microsatellite loci in the Copper redhorse (*Moxostoma hubbsi*; Catostomidae) and their variability in other catostomids. *Molecular Ecology Notes* 4: 638—641.
20. Luikart G., Cornuet J.-M., 1998. Empirical evaluation of a test for identifying recently bottlenecked populations from allele frequency data. *Conservation Biology* 13: 523—530.
21. Luikart G., Sherwin W. B., Steele B. M., Allendorf F. W., 1998. Usefulness of molecular markers for detecting population bottlenecks via monitoring genetic change. *Molecular Ecology* 7: 963—974.
22. Maynard Smith J., 1978. *The Evolution of Sex*. Cambridge University Press, Cambridge, MA.
- Metzlaff M., Borner T., Hagemann R., 1981. Variations of chloroplast DNAs in the genus *Pelargonium* and their biparental inheritance. *Theoretical and Applied Genetics* 60: 37—41.
23. Morin P. A., Luikart G., Wayne R. K., 2004. SNPs in ecology, evolution and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 208—216.
24. Nei M., 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 70: 3321—3323.
25. Nei M., 1987. *Molecular Evolutionary Genetics*. Columbia University Press, New York.
- Nei M., Tajima F., 1981. Genetic drift and estimation of effective population size. *Genetics* 98: 625-640.
26. Palmer J. D., Herbon L. A., 1988. Plant mitochondrial DNA evolves rapidly in structure, but slowly in sequence. *Journal of Molecular Evolution* 28: 87—97.
27. Provan J., Biss P. M., McMeel D., Mathews S., 2004. Universal primers for the amplification of chloroplast microsatellites in grasses (Poaceae). *Molecular Ecology Notes* 4: 262—264.
28. Pudovkin A. I., Zaykin D. V., Hedgecock D., 1996. On the potential for estimating the effective number of breeders from heterozygote excess in progeny. *Genetics* 144: 383—387.

29. Randi E., Lucchini V., Christensen M. F., Mucci N., Funk S. M., Dolf G., Loeschcke V., 2000. Mitochondrial DNA variability in Italian and East European wolves: detecting the consequences of small population size and hybridization. *Conservation Biology* 14:464—473.
30. Roskam J. C., Brakefield P. M., 1999. Seasonal polyphenism in *Bicyclus* (Lepidoptera: Satyridae) butterflies: different climates need different cues. *Biological Journal of the Linnean Society* 66: 345-356.
31. Takahata N., Nei M., 1990. Allelic genealogy under overdominant and frequency-dependent selection and polymorphism of major histocompatibility complex loci. *Genetics* 124: 967-978.
32. Vos P., Hogers R., Bleeker M., Reijans M., Van de Lee T., Hornes M., Frijters A., Pot J., Peleman J., Kuiper M., Zabeau M., 1995. AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Research* 23: 4407-44 14.
33. Waples R. S., 1989. A generalised approach for estimating effective population size from temporal changes in allele frequency. *Genetics* 121: 379-391
34. Waterston R. H., Lindblad-Toh K., Birney E., Rogers J., Abril J. F., Agarwal P., Agarwala R., Ainscough R., Alexandersson M., An P., 2002. Initial sequencing and comparative analysis of the mouse genome. *Nature* 420: 520-562.
35. Welsh J., McClelland M., 1990. Fingerprinting genomes using PCR with arbitrary primers. *Nucleic Acids Research* 18: 7213-7218.
36. Williams J. G. K., Kubelik A. R., Livak K. J., Rafalski J. A., Tingey S. V., 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Research* 18: 6531-6535.
37. Wilson A. C., Cann R. L., Carr S. M., George M., Gyllenstein U. B., Helm-Bychowski K. M., Higuchi R. G., Palumbi S. R., Prager E. M., Sage R. D., Stoneking M., 1985. Mitochondrial DNA and two perspectives on evolutionary genetics. *Biological Journal of the Linnean Society* 26: 375—400.
38. Wolfe K. H., Li W.-H., Sharp P.M., 1987. Rates of nucleotide substitution vary greatly among plant mitochondrial, chloroplast and nuclear DNAs. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 84: 9054-9058.
39. Wolfe K. H., Sharp P.M., Li W.-H., 1989. Rates of synonymous substitutions in plant nuclear genes. *Journal of Molecular Evolution* 29: 208-211.
40. Wright S., 1969. *Evolution and the Genetics of Populations*, Vol. 2: The Theory of Gene Frequencies. *University of Chicago Press*, Chicago. Arabidopsis Genome Initiative. 2000. Analysis of the genome sequence of the flowering plant *Arabidopsis thaliana*. *Nature* 408: 796-815.
41. International Human Genome Mapping Consortium. 2001. A physical map of the human genome. *Nature* 409: 934-941. International Human Genome Sequencing Consortium. 2004. Finishing the euchromatic sequence of the human genome. *Nature* 431: 931-945.
42. Caenorhabditis elegans Sequencing Consortium. 1998. Genome sequence of the nematode *C. elegans*: a platform for investigating biology. *Science* 282: 2012-2018.

SPECII ADVENTIVE DIN FLORA DELTEI DUNĂRII

Mihai DOROFTEI, Liliana ENE, Silviu COVALIOV

3.1. Introducere

Dezvoltarea infrastructurilor economice, precum și intervenția omului în natură, a determinat fragmentarea regiunilor naturale prin introducerea deliberată sau accidentală a unor specii care, în timp, s-au dovedit a avea consecințe nebanuite. Amenințarea biodiversității, datorată speciilor alohtone, crește în raport cu gradul de fragmentare al habitatului. Altfel spus, efectul speciilor invazive este perceput prin scăderea biodiversității, modificarea habitatului și intensificarea fenomenului de invazie prin care populațiile noilor specii își sporesc efectivele, înlocuindu-le pe cele native. Acest fenomen este perceput în prezent ca una dintre cele mai mari amenințări asupra biodiversității.

Pe acest fundament, politica de mediu actuală a comunității internaționale, prin elaborarea Strategiei Europene asupra Speciilor Invazive, sprijină acțiunile de conservare a biodiversității la nivel global, regional sau local.

Cadrul general al convențiilor internaționale pentru stoparea declinului biodiversității presupune elaborarea unor măsuri de prevenire pentru a diminua impactul produs de pătrunderea unor specii invazive. Printre acțiunile unanim acceptate de aceste convenții, putem enumera: identificarea și eliminarea speciilor invazive din habitatele de interes comunitar; controlul asupra transportului de material biologic și integrarea la nivel național a situației speciilor invazive, ca acțiune prioritară în conservarea biodiversității.

În Planul de Management al Rezervației Biosferei Delta Dunării, la obiectivul de stopare a declinului biodiversității, este prevăzută acțiunea de inventariere a speciilor invazive și elaborarea măsurilor precauționare pentru managementul lor. Până în prezent, la nivel de Administrație a Rezervației Biosferei Delta Dunării, nu există o listă neagră a speciilor invazive sau o listă de observație a speciilor alohtone, cu atât mai puțin date relevante care să determine elaborarea unor măsuri de prevenire și control.

3.2. Date generale cu privire la speciile adventive întâlnite de-a lungul canalelor Deltei Dunării

3.2.1. *Amorpha fruticosa* Linnaeus, 1753

Încadrare taxonomică:

- **Denumirea populară:** amorfă
- **Genul:** *Amorpha* Linnaeus, 1753 (genul cuprinde circa 10 specii de plante lemnoase răspândite în America de Nord).
- **Specia:** *Fruticosa* Linnaeus

Descriere. Specia *Amorpha fruticosa* este un arbust care are tulpini de 1—3 m, ajunge rar până la 5 m (zona Dunavăț – Dranov). Denumirea populară menționată în literatură este de salcâm pitic; localnicii de Delta Dunării numesc această specie amorfă sau făzănariță datorită faptului ca păstăile plantei sunt consumate de fazan. Frunzele sunt imparipenat – compuse, cu 11—27 foliole (figura 3.1a) scurt pețiolate, ovate eliptice sau lanceolate, verzi, pe dos cenușiu-verzi, glabre sau fin pubescente (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007). În primul an de viață, ramurile și lujerii sunt roșiatice, iar pețiolii și foliolele fin pubescente. Acest aspect a fost observat cu precădere la exemplarele ce se dezvoltă pe substrat nisipos în zona cordonului litoral și pe insula Popina. Florile sunt mici, parfumate, cu miros de vanilie (McMillan, 1985) de culoare purpuriu violacee, corola este redusă doar la stindard, grupate în raceme dense (Ștefan și Oprea, 2007) (figura 3.1b), erecte. Fructul este păstăie de 7—9 mm, slab curbat, glandulos verucos (figura 3.1c), indehiscent sau târziu dehiscent, cu 1 rar 2 semințe de circa 3 mm (figura 3.1c), de culoare brună, care se maturizează spre sfârșitul toamnei (McMillan, 1985; McMahon și Hufford, 2004). De multe ori, fructul persistă pe plantă peste iarnă. Lujerii anuali sunt supli, verzi sau brun-verzii, netezi, la început dispers păroși sau glabri.

Ecologie. Specia *Amorfă*, denumită și Salcâm pitic este una de tip rustic, provenită din sud-vestul Americii de Nord (California). În ceea ce privește mediul de dezvoltare, *Amorpha fruticosa* este frecvent întâlnită în zonele umede, prezentând o rezistență ridicată la condițiile de inundabilitate ale Deltei Dunării (Șofletea, 2001), însă nu pentru perioade de inundații mai mari de trei luni. Specia este întâlnită pe malurile canalelor, iazurilor, iar uneori este întâlnită în păduri de luncă, liziere de pădure luminoase și de semi – umbră (Anastasiu și colab, 2008).

Planta are cerințe pentru solurile lutoase – argiloase; și pentru cele bine drenate, deși, se poate dezvolta și în condițiile oferite de un sol sărac (nisipos). Astfel, pentru dezvoltarea ei necesită soluri bine drenate, planta dezvoltând rezistență și în condiții de secetă. Salcâmul pitic tolerează vânturi puternice, însă, nu se adaptează la zona de coastă a vânturilor dinspre mare dacă nu este plantată în perdele de protecție cu o altă specie. Zona cordonului litoral Sulina, unde *Amorpha fruticosa* este întâlnită alături de *Elaeagnus angustifolia* și *Hippophae rhamnoides* este un exemplu elocvent în acest sens.

Perioada activă de dezvoltare a speciei este înregistrată în sezonul estival, perioadă în care are un potențial ridicat de a forma mai multe tulpini la un loc. În condițiile oferite de Delta Dunării, rata de creștere și durata de viață a speciei este mare (Doroftei, 2009a). Tranziția de la stadiul de plantulă (10 cm) la înălțimea de 75 – 100 cm, se realizează într-o lună, majoritatea plantulelor fiind legate prin sistemul radicular bine dezvoltat al unui exemplar de dimensiuni mari din imediata vecinătate.

Vitalitatea speciei este foarte mare în condițiile deltei fluviatile. Indivizii cu cele mai mari vârste au fost întâlniți în zona Dunavăț - Dranov. Aceasta este zona în care s-au făcut primele plantări ale acestei specii de-a lungul canalelor regularizate. Au fost întâlnite exemplare cu tulpini ce ajung până la 30 – 40 cm în diametru în această zonă. Un experiment ce a fost efectuat în staționarul 3 al Depresiunii Dranov ne arată rapiditatea speciei în formarea de rădăcini noi. Tulpinile tinere ce au fost tăiate în prealabil au fost lăsate pe sol sau înfipte în pământ.

După un sezon de vegetație, toate tulpinile au format rădăcini noi. De asemenea, nu prezintă retenția apei la nivelul coronamentului, iar toleranța la salinizare este scăzută (Huxley, 1992). *Amorpha fruticosa* nu are nevoie de un sol cu un anumit pH pentru a se dezvolta și suportă variații ale pH-ului cuprinse între 5 și 8,5.

Valoarea nutritivă a semințelor este redusă, cu potențial proteic scăzut. Planta nu face parte din spectrul trofic normal al animalelor, aceasta este consumată numai în condiții speciale de către speciile de păsări precum pițigoii (*Parus sp.*). Totuși, există date care atestă că semințele speciei *Amorpha fruticosa*, care ajung și la 50.000 per plantă (Doroftei, 2009a) (figura 3.1b), sunt consumate de speciile de păsări granivore cu un spectru larg de hrănire, precum cele din ordinul *Anseriformes* (Kiss, 1997), *Phasianus colchicus* (Kiss, 1976, 1985), *Columba oenas* (Kiss, 1995).

Fenologie. Perioada de înflorire este Mai - Iulie (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007). Rezistența la ger a speciei este bună, poate tolera temperaturi scăzute de până la – 25°C (Huxley, 1992; Doroftei, 2009b); în schimb, lujerii degeră an de an (Șofletea, 2001). Datele din teren indică o înflorire a speciei cuprinsă între începutul lunii Mai și începutul lunii Iunie. De la această dată, începe fructificarea. Astfel, până la sfârșitul lunii Iunie, această fenofază se termină.

Întrebuințări. *Amorpha fruticosa* este o specie meliferă (Cârnu, 1980). Pe teritoriul Deltei Dunării au fost observate adeseori ferme apicole amplasate în zone cu salcâm pitic.

Literatura de specialitate menționează faptul că anumite părți ale plantei sunt folosite în diferite domenii. După Huxley (1992), fructele conțin cca. 3% uleiuri eterice, iar măcinate, sunt utilizate ca și condiment. Din ritidom se obține o substanță care conține compuși cu acțiune repelentă împotriva insectelor. Acest mod de utilizare a speciei nu a fost întâlnit în Delta Dunării. În schimb, tulpinile plantei sunt folosite la garduri, la diverse împletituri care nu necesită o elasticitate mare (diferite instrumente de pescuit, de ex. vintire). După Săvulescu și Nyarady (1962), lăstarii tineri dau un colorant asemănător indigoului, de unde și numele popular din țara de origine, Indigo Bush, însă pigmentul extras se găsește în cantități reduse și nu poate fi folosit la scară mare (Usher, 1992). Fiind un bun fixator al solului, a fost utilizat în perioada anilor “70

– “80, în Delta Dunării, pentru consolidarea taluzărilor și a pantelor instabile, pentru realizarea gardurilor vii și a perdelor de protecție contra vânturilor, în asociere cu alte specii de arbori (*Populus canadensis*).



Figura 3.1. Elemente de identificare ale speciei *Amorpha fruticosa*
(a - floare, b – ramură cu ciorchini, c – frunză, d – păstăi)

Răspândire generală. America de Nord este țara de origine a speciei *Amorpha fruticosa*; în restul continentelor, este considerată o specie invazivă. Extinderea speciei în Europa a fost favorizată de bazinele hidrologice importante, dat fiind faptul că salcâmul pitic este adaptat zonelor umede. În Europa, specia este răspândită în: Albania, Austria, Bulgaria, Cehia, Elveția, Franța, Italia, Marea Britanie, Rusia, România, Serbia și Turcia (Tutin, 1964-1980).

Răspândire în România. subspontan în Delta Dunării, de-a lungul brațelor și canalelor, fiind mai frecvent în zona Dunavăț – Dranov. Este întâlnit și în localități și vecinătatea acestora, Lunca și ostroavele Dunării, Insula Mare a Brăilei, Podișul Dobrogei, Câmpia Bărăganului, Podișul Moldovei, sectorul inferior al afluenților Dunării, în general, în zona de stepă și silvostepă, etajul gorunului. Ca plantă cultivată, specia este întâlnită în grădini botanice, parcuri și grădini (Muja, 1994).

Răspândire în Delta Dunării. În amenajarea Popina (heleșteele 21 -22), pe canalul de centură dintre grindul Letea și amenajare; Sfiștofca; brațul Sulina în zonele ce dețin vegetație lemnoasă, de regulă în în cea de a doua linie; Pe canalul Litcov, în grupurii de câteva zeci de exemplare de-a lungul canalului (mai abundentă în zona canalelor de legătură cu lacurile Gorgovăț, Potcoava, Cuibul cu Lebede și Isac); Pe

canalul Perivolovca, specia deține o prezență redusă (mai frecventă în partea sudică, zona brațului Sfântu Gheorghe – canal Taranova); canal Candura (la Scăunele) – borna Durnoi (Nebunu); Ostrovul din vecinătatea canalului Erenciuc; canal Cioban Gârlă; Dunărea Veche, ambele bucle ale marelui M, brațul Sfântul Gheorghe; Pe Brațul Chilia, Periteașca, la capătul canalului; zona cordonului litoral; insula Popina; Insula Sahalin, se găsesc câteva exemplare de amorfă de dimensiuni reduse (max. 50 cm), în asociație de volbură de nisip; Canal Erenciuc, exemplare puține pe marginea canalului, sub sălcii; Grindul Lupilor, zona canalului 5 – câteva exemplare; Portița – în stațiune, câteva exemplare de dimensiuni mari, plantate, pe plajă; în zona strict protejată, exemplare răzlețe de dimensiuni reduse (max. 50 cm); pe canalul de legătură dintre brațul Sfântu Gheorghe și Melea, la cherhana – câteva exemplare de 2 – 3 metri înălțime; Gura Dranovului - exemplare mari ce formează crâng; zona Iancina, la Bisericuța - câteva exemplare de dimensiuni reduse; canal Leahova (la piatră); Gura Dunăvățului; zona Tudor Vladimirescu – în plantație de plop; Pătlăgeanca; brațul Cernovca; Grindul Caraorman, exemplarele de amorfă (1-2 m) sunt prezente în zona de interdune din interiorul grindului;

3.2.2. *Robinia pseudoacacia* Linnaeus, 1753

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** salcâm
- **Genul:** *Robinia* Linnaeus, 1753 (genul cuprinde circa 18 specii de plante lemnoase răspândite în America de Nord)
- **Specia:** *pseudoacacia* Linnaeus

Descriere. Salcâmul este originar din America de nord. În Delta Dunării, a fost identificat cu înălțimi de până la 15-20 m. Coroana este mare, luminoasă, rară, ritidomul gros, adânc brăzdat în lung. Lujeri la început verzi, scurt alipit pubescenti, apoi repede glabri, netezi. Frunze imparipenat – compuse, de 20—30 cm lungime, glabre, la bază câte 2 ghimpi proveniți din modificarea stipelelor, rigizi, brun-roșietici. Foliolate câte 9—21, scurt pețiolate, ovale, eliptice, lungi de 2—6 uneori chiar 8 cm și late de 1—3 sau 5 cm. Inflorescență racem lung de 10—25 cm, la început erect, la înflorire pendent. Flori albe, plăcut mirositoare (figura 3.2d). Fructul este o păstaie scurt pedicelată, lungă de 10 cm, turtită, la început verde, apoi brună roșietică, cu 6—10 semințe (figura 3.2a). Sămânța este reniformă, lungă de 6—8 mm, de obicei brună, netedă, foarte tare (figura 3.2b) (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007).

Ecologie. *Robinia pseudoacacia* se regăsește printre speciile adaptate la condițiile de viață oferite de zonele umede, însă se dezvoltă și în alte condiții, fără a avea preferință pentru un anumit tip de sol (nisipos, argilos sau lutos) sau drenaj. Conform datelor lui Huxley (1992), această specie prezintă rezistență la condițiile de secetă sau la cele de umiditate excesivă, în schimb specia, nu preferă umbra. În condițiile oferite de Delta Dunării, salcâmul are o răspândire mare în toate tipurile de habitate terestre; fiind în același timp, preferat de localnici pentru lemnul său, însă și pentru rata mare de creștere. Cu alte cuvinte, putem spune că deține cea mai mare

răspândire în așezările umane și vecinătatea acestora comparativ cu restul speciilor de plante lemnoase alohtone.



Figura 3.2. Elemente de identificare ale speciei *Robinia pseudoacacia*
(a - păstaie, b – semințe, c – frunze, d– floare)

Semințele, deși numeroase 35.000 (figura 3.2b), germinează greu, păstrându-și capacitatea de germinare mai mulți ani, înmulțirea speciei fiind dominant asexuată, prin drajonare (Ștefan și Oprea, 2007). Florile sunt hermafrodite, cu miros plăcut de vanilie, bogate în nectar (Sargent, 1965; Genders, 1994). Planta poate tolera poluarea atmosferică (Huxley, 1992); de asemenea, prezintă toleranță în lungile perioade de inundație deltaice, comparativ cu specia *Amorpha fruticosa*. În ce privește rata de creștere a speciei, aceasta este mare în primii ani de viață, fiind nevoie de un pH- al solului necesar pentru dezvoltarea speciei cuprins între 4,6 și 8,2 (Brickell, 1990). Atunci când planta este în stadiul juvenil, acesta crește de la 10 cm la 1 m în patru săptămâni. Iar tulpinile tăiate drajonează în foarte scurt timp, de aproximativ două săptămâni.

După tăiere, primele frunze apărute sunt și cele mai mari frunze, având dimensiuni de 12 cm lungime și 5 cm lățime, întâlnite la specia *Robinia pseudoacacia*. Sistemul radicular este foarte bine dezvoltat, oferind astfel speciei posibilitatea de a se extinde pe suprafețe mai mare de 5 metri în jurul ei. În lungul rădăcinilor de suprafață, sunt numeroși lăstari (peste 100) iar la smulgere, se desprind de pe rădăcina mamă fără afectarea acesteia.

Fenologie. Perioada de înflorire este Mai – Iunie (Ștefan și Oprea, 2007). Salcâmul este o specie cu rezistență la ger, un număr de 90 – 100 de zile cu o medie a temperaturii de 20°C îi sunt suficiente pentru a se dezvolta (Huxley, 1992). Datele din teren indică perioade mai scurte de desfășurare a fenofazelor. În majoritatea cazurilor, fructificarea este aproape încheiată la sfârșitul lunii Iunie. O parte din fructele din anul precedent rămân pe plantă. Astfel, în luna Iunie, au fost observate două generații de fructe viabile la aceiași indivizi.

Întrebuințări. Salcâmul este o plantă ornamentală, meliferă (Cârnu, 1980), dar și tanantă, tinctorială, medicinal - sedativă, carminativă, stomahică (Clapham, 1962; Ștefan și Oprea, 2007).

Cultivat frecvent în perdele de protecție, fixarea pantelor și a dunelor nisipoase (Sârbu și colab., 2001; Ștefan și Oprea, 2007). Fructele conțin substanțe sedative (Triska, 1975). Uleiul extras din flori este folosit în industria de parfumuri (Polunin, 1969).

Lemnul este dur, rezistent și un bun material pentru foc (Șofletea, 2001). În Delta Dunării, specia este utilizată ca plantă meliferă, lemn pentru foc, pentru garduri, precum și pentru fixarea terenului. De asemenea, specia este plantată în culturi forestiere, de unde s-a extins în restul teritoriului.

Răspândire generală. Salcâmul este nativ în America de Nord, adventiv în celelalte continente. În Europa, specia este răspândită astfel: Albania, Austria, Belgia, Marea Britanie, Bulgaria, Cehia, Estonia, Slovacia, Franța, Germania, Grecia, Elveția, Olanda, Spania, Ungaria, Italia, Lituania, Moldova, Serbia, România și Turcia (Tutin, 1980).

Răspândire în România. Se cultivă frecvent în parcuri sau plantații forestiere, de unde s-a naturalizat în multe locuri (Muja, 1994; Ștefan și Oprea, 2007). Comun în cultură în toată țara, de la câmpie până în regiunea dealurilor înalte. Naturalizat, a fost identificat în amestec cu alte specii în Lunca Dunării, Delta Dunării, Podișul Moldovei (Sârbu, 2007), Podișul Dobrogei și Câmpia Bărăganului.

Răspândire în Delta Dunării. În amenajarea Popina; Canalul Litcov, în linia a doua, sunt întâlnite exemplare de dimensiuni mari; Pe canalul Sfiștofca sunt câteva exemplare iar pe Canal Perivolovca - specia a fost identificată în partea sudică, zona brațului Sfântu Gheorghe, în câteva exemplare; Pe Dunărea Veche, ambele bucle ale marelui M, brațul Sfântu Gheorghe; insula Popina; Insula Sahalin; Grindul Lupilor; Portița, sunt câteva exemplare, precum și pe Gârla Ciobanu; Brațele Cernovca și Babina; pe canalul de legătură dintre brațul Sfântu Gheorghe și Melea; Ceatal; în amenajarea Rusca; Ilgani de sus, Ostrovul Ilgani; Canal Mila 35; Braț Sulina între Tudor Vladimirescu și Partizani, capul Iancina, zona Tudor Vladimirescu; în zona Sfântu Gheorghe pe Grindul Sărăturile, zona cordonului litoral, la cherhanaua Roșuleț; Canal Ivancea, Gârla Păpădia; pe Grindul Caraorman în unitatea de producție VIII; în zona Sălcieni; în zona amenajării agricole Pardina pe brațul Tătaru, pe canalele Pardina și Ceamurlia; în amenajările silvice de la Uzlina, Carasuhat și Bălteni; pe malul Dunării la Bălteni de jos.

3.2.3. *Gleditschia triacanthos* Linnaeus, 1753

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** glădiță
- **Genul:** *Gleditsia* Linnaeus, 1753 (genul cuprinde circa 11 specii de plante lemnoase răspândite în America, Africa, Asia și Europa)
- **Specia:** *Triacanthos* Linnaeus

Descriere. *Gleditschia triacanthos* este un arbore ce ajunge până la 20 m în Delta Dunării (incinta Pardina). Denumirea populară menționată în literatură este glădiță sau salcâm boieresc. În Delta Dunării, specia este cunoscută sub numele de glădiță, roșcov sau salcâm țepos. Scoarța este de culoare cenușiu deschis și formează ritidom subțire. Coroana este largă și răsfirată. Ramurile și lujerii (adesea și trunchiul) cu spini lungi, ramificați, ce provin din ramuri metamorfozate (figura 3.3c). Frunze alterne, pe lujerii lungi, simplu penate, pe cei scurți, dublu paripenate (figura 3.3a). Florile sunt mici, de culoare galbenă - verzuie, poligame, mirositoare, melifere, lungi de 5—7 mm, dispuse în raceme spiciforme. Fructele sunt păstăi indehiscente, brun-roșcate, lungi de aproximativ 30-40 cm, slab falcate și longitudinal răsucite (figura 3.3d). Acestea persistă pe ramuri peste iarnă. Fructificația este anuală și abundentă, de multe ori până la 300 de păstăi pe plantă. Semințele sunt obovate, slab turtite, brune (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007), au forma și aspectul unor boabe de cafea prăjite (figura 3.3b), sunt înconjurate de un mucilagiu dulceag și prezintă o duritate mare.

Ecologie. *Gleditsia triacanthos* este iubitoare de soluri afânate, fertile și moderat – umede, cu o rezistență ridicată la inundații, pe terenurile sărăturoase și pe solurile bogate în carbonați. Prezintă o rezistență ridicată la secetă și se adaptează ușor condițiilor Deltei Dunării, în zonele unde substratul are un drenaj bun. Ph-ului din sol trebuie să cuprindă valori între 6 și 8. Iar adâncimea minimă în sol necesară dezvoltării speciei este de 1,20 m. Față de umbră, toleranța este scăzută. Semințele au o abundență ridicată, aproximativ 30000, iar înmulțirea speciei are loc atât prin semințe cât și asexuat, prin drajonare.

Planta are rezistență la condițiile de iarnă grea, la temperaturi scăzute de -30°C (Huxley, 1992), însă pentru perioade relativ scurte; în spațiul deltaic, astfel de temperaturi au fost rar întâlnite, cel puțin în ultimii ani. În teren, s-au observați muguri degerați, iar imediat lângă aceștia, planta lăstărind din nou odată cu debutul perioadei de vegetație. Lăstărește mai slab decât *Robinia pseudoacacia*, cu o creștere rapidă și o longevitate de peste 100 de ani (Sonea, 1979). În urma măsurătorile noastre, nu au fost identificate exemplare cu o existență mai mare de 25 – 30 de ani. Glădița este o specie heliofilă prin excelență și preferă o temperatură medie anuală de 20°C.



Figura 3.3. Elemente de identificare ale speciei *Gleditsia triacanthos*

(a - frunze mai mici decât cele de la *Robinia* sp.,

b – semințe, c –tulpină cu spini, d–păstaie)

Fenologie. Perioada de înflorire este în lunile Iunie – Iulie (Ștefan și Oprea, 2007). În staționarul 2 din Depresiunea Șontea – Furtuna, s-a observat că, la începutul lunii Iunie, specia era în stadiul terminal al înfloririi și începutul fazei de fructificare. În mod cert, în aceeași perioadă, dar în condiții de umbră, specia fructifică mult mai târziu.

Întrebuințări. Cultivată ca plantă ornamentală în parcuri și grădini, pentru garduri vii (Muja, 1994), dar are dezavantajul că în timp se răsuțește, necesitând completări și se tunde greu ca arbore izolat. În masive însă, tulpina crește dreaptă (Sonea, 1979). De asemenea, specia fiind repede crescătoare, este cultivată pentru fixarea solului (Ștefan și Oprea, 2007). În Delta Dunării, specia nu are o utilizare anume și este mai puțin plantată de către localnici din cauza spinilor ce se dezvoltă pe tulpină. Este menținută în culturi forestiere datorită dezvoltării sale rapide (Amenajamentele Ocolului Silvic Tulcea, 2004).

Răspândire generală. Specie originară din America boreală. Se cultivă în părțile sudice ale Europei, Crimeea, Caucaz, Austria, Bulgaria, Cehia, Elveția, Franța, Germania, Italia, Portugalia, România și Slovacia (Tutin și colab., 1993).

Răspândire în România. Cultivată la câmpie și dealuri, mai ales în regiunile de stepă, în plantații forestiere, garduri vii și ca arbore de străzi, parcuri și grădini. Uneori subspontană în Podișul Dobrogei, Delta Dunării, Podișul Moldovei (Sârbu, 2007).

Răspândire în Delta Dunării. Pe canal Șontea, sunt în câteva exemplare; Gârla și amenajarea silvică Păpădia; Brațul Tătaru, în apropierea localității Chilia Veche; în amenajările silvice Carasuhat și Rusca; plantat în amonte de localitatea Sfântu Gheorghe; în zona de intrare Dunăre - canalul Litcov; pe ambele bucle a marelui M. De asemenea, este răspândită și în complexul Șontea-Furtuna pe canalul Șontea și canalul Mila 35, în amenajarea Păpădia și în zona localității Maliuc.

3.2.4. *Elaeagnus angustifolia* Linnaeus, 1753

Încadrare taxonomică:

- **Denumirea populară:** sălcioară
- **Genul:** *Elaeagnus* Linnaeus, 1753 (genul cuprinde circa 38 specii de plante lemnoase răspândite în America de Nord, Asia și Europa mediteraneană)
- **Specia:** *Angustifolia* Linnaeus

Descriere. Sălcioara este un arbore sau arbust spinos, înalt de până la 7 m. Tulpină cu scoarță brună, netedă, subțire, coroană deasă, ramuri tinere argintii cenușii, apoi maro-închis, spinoase (Preda, 1989). Lujeri tineri argintii, des acoperiți cu peri solzoși. Frunze alungit lanceolate, de 4—8 cm lungime, argintii pe dos (figura 3.4d); flori galbene, axilare, scurt pedunculate, plăcut mirositoare, câte 1-3 în partea inferioară a lujerilor (figura 3.4a). Fruct elipsoidal drupiform (drupă falsă), de cca 1 cm lungime, galben auriu, acoperit cu solzi argintii, cu carnea făinoasă, dulce (figura 3.4c), are o singură sămânță (figura 3.4b) (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007).

Ecologie. Specia se întâlnește în aproape orice tip de habitat, pornind de la etajul gorunului până în Delta Dunării, zona țărmului Mării Negre, fiind o specie tolerantă a acestui climat (Shepherd, 1974; Huxley, 1992; Greavu, 1997, Doroftei și Covaliov, 2007). În zonele umede, specia preferă solurile nisipoase – lutoase – argiloase cu un drenaj bun, fără un aport ridicat de humus cu o amplitudine a pH-ului mare, 6 – 9,5 (Vines, 1982).

Specia se comportă bine și în condiții de salinitate scăzută. *Elaeagnus angustifolia*, specie heliofilă, se poate dezvolta și în semi-umbră. În condiții normale, specia se încadrează la cele ce cresc repede, fiind rezistentă la tăierile repetate, fără a forma tufărișuri (Huxley, 1992). Specia este una de tip rustic cu rezistență la secetă și poluare (Sonea, 1979).

Aportul nutritiv al fructelor este unul scăzut și totuși acestea sunt consumate de păsări datorită gustului plăcut. Dat fiind faptul că este o plantă zoocoră, înmulțirea se face preponderent prin semințe iar rezistența la îngheț este una ridicată, comparativ cu celelalte specii studiate.



Figura 3.4. Elemente de identificare ale speciei *Elaeagnus angustifolia*
(a - floare, b – semințe, c – fructe, d - frunze)

Fenologie. Conform literaturii, perioada de înflorire este luna Iunie. *Elaeagnus angustifolia*, în Delta Dunării, înflorește de la jumătatea lunii Mai până la jumătatea lunii Iunie. În Delta Dunării, perioada de înflorire a speciei este din prima decadă a lunii Mai până în ultima decadă a lunii Iunie iar perioada de fructificație durează până în luna septembrie a doua decadă.

Întrebuințări. *Elaeagnus angustifolia* este o plantă tinctorială, meliferă și oleaginoasă (Cârnu, 1980). Planta rezistentă la poluare, este cultivată pentru fixarea și îmbogățirea în azot a solului, pentru protecția șoselelor - ca perdele pe marginea acestora, ornamental în parcuri, garduri vii, în plantații și perdele forestiere antierozionale, mai ales în regiunile de stepă și silvostepă (Muja, 1994; Ștefan și Oprea, 2007). Din studiile fitochimice anterioare, menționate în literatura de specialitate, efectuate pe organe ale speciei originare din Rusia, China și SUA, s-au evidențiat numeroase principii active (ulei volatil, flavonozide, taninuri, acizi polifenolcarboxilici, carotenoide, lipide, vitamine și minerale), cu beneficii terapeutice remarcabile (Bucur, 2007).

Fructul poate fi folosit în diferite preparate culinare, având un gust astringent (Polunin, 1969; Simmons, 1972). De asemenea, lemnul de sălcioară este un bun combustibil pentru foc (Huxley, 1992).

Răspândire generală. specie originară din Europa mediteraneană și Asia Centrală și de Vest, până în Altai și Gobi, la latitudinea de 55° (Săvulescu și Nyarady,

1976). În Europa, este răspândită în: Albania, Austria, Bulgaria, Creta, Cehia, Elveția, Franța, Grecia, Italia, România, Rusia, Slovacia și Ungaria (Tutin, 1964-1980).

Răspândire în România. Provenită din cultură, a devenit subspontană, fiind o specie care se întâlnește în toate zonele țării, dar mai cu seamă în Delta Dunării, zona țărmului Mării Negre, Podișul Dobrogei, Podișul Moldovei (Sârbu, 2007), Lunca și ostroavele Dunării și pe cursul inferior al principalilor afluenți ai fluviului.

Răspândire în Delta Dunării. Pe Brațul Sulina, în apropierea localităților; Sfiștofca; Canal Litcov – câteva exemplare de-a lungul canalului; în zona Sălceni, Dunărea Veche, prima buclă a marelui M, brațul Sfântul Gheorghe, sporadic, în zăvoaiele de salcie; amenajarea Popina, pe canalul de centură dintre grindul Letea și amenajare; pe Brațul Chilia, în preajma localităților; Periteașca, la capătul canalului, spre zona cordonului litoral; în zona Sulina, pe plajă, formează un cordon dens de vegetație, a fost plantată în asociație cu *Hippophae rhamnoides*; insula Popina – în câteva exemplare; Insula Sahalin – câteva exemplare prezente în majoritatea asociațiilor vegetale arenicole; pe Grindul Lupilor, de-a lungul drumului și în zona canalului 5; la Portița – în stațiune, câteva exemplare pe canalul de legătură dintre brațul Sfântul Gheorghe și Melea; pe canalul Dranov – câteva exemplare; de-a lungul coastei de vest a lagunei Razim; la Gura Dunăvățului; zona Tudor Vladimirescu – în plantație de plop; Pătlăgeanca; brațul Cernovca; în unitatea de producție VIII Caraorman, ca specie plantată și pe grindul Caraorman, în exemplare de 2-3 m prezente în zona de dune dintre marginea satului și pădure.

3.2.5. *Ailanthus altissima* (P. Miller) Swingle, 1788

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** cenușar
- **Genul:** *Ailanthus* Desfontaines, 1788 (genul cuprinde circa 16 specii de plante lemnoase răspândite în Asia și Australia (
- **Specia:** *Altissima* (P. Miller) Swingle

Descriere. Cenușarul sau falsul oțetar este un arbore ornamental, cu aspect tropical. Denumirea populară sub care mai este cunoscut în Delta Dunării este oțetar puturos. Înălțimea până la care a fost identificat în Delta Dunării a fost de 7 m. Are un coronament larg, scoarța este cenușiu deschisă, netedă și subțire. Drajonează puternic atât de pe tulpina principală cât și din rădăcină. Lujerii sunt groși, în tinerețe scurt pubescenti, de culoare gălbuie – brună (Sonea, 1979). Frunzele sunt imparipenat-compuse, dispuse altern (figura 3.5b). Inflorescențele sunt panicule, iar florile gălbui, poligame, actinomorfe, pentamere (figura 3.5a). Fructul este o polisamară, de un galben - pai sau roșcat - brun (figura 3.5c) (Ștefan și Oprea, 2007). Ritidomul subțire, ușor brazdat de cicatrici relativ paralele (figura 3.5d).

Ecologie. Cenușarul specie heliofilă, ce se poate dezvoltă și în condiții de semi-umbră, deține în primii ani de viață o rată de creștere mare, de până la 1,5 m. Specia nu are preferințe pentru sol, însă este mai des întâlnită pe soluri nisipoase – lutoase. În ce privește pH-ului, (4,9 – 7,5) aceasta preferă solurile acide, neutre și cel

mult ușor alcaline. *Ailanthus altissima*, specie rezistentă la secetă cu perioade lungi (până la 6 luni), se adaptează ușor condițiilor date de stepă și silvostepă din Dobrogea și Moldova. Prin prezența sa în zonele mlăștinoase, specia influențează drenajul solului și totodată, elimină zonele de înmulțire a țânțarilor (Chevallier,1996).

Cu un sistemul radicular bine dezvoltat, agresiv, oțetarul poate fi folosit în stabilizarea solului (Vines,1987), însă, pe de altă parte influențează drenajul acestuia (Lauriault,1989). Deși este o specie rezistentă la ger, temperaturile foarte scăzute (-15°C) pot provoca degerarea vârfurilor ramurilor (Sonea,1979; Huxley,1992). Studiile au dovedit că în timp, în condiții de cultură, că *Ailanthus altissima* rezistă la poluarea atmosferică cu SO_2 . Prin naturalizare, specia poate forma tufărișuri dense (Elias,1980; Huxley,1992). În Australia și Europa este semnalată ca specie invazivă (Weber, 2003). Planta nu are rezistență la vânt (Huxley,1992) iar germinarea semințelor este slabă (McMillan,1985), înmulțindu-se prin semințe și lăstari în perioada de primăvară.



Figura 3.5. Elemente de identificare ale speciei *Ailanthus altissima*
(a - floare, b –frunze, c- fructe, d - trunchi)

Fenologie. Înflorește în perioada Mai – Iunie. Fructifică în lunile Iulie – August (Ștefan și Oprea, 2007). La jumătatea lunii iunie cel târziu, specia începe fenostadiul de fructificare care durează până în luna septembrie.

Întrebuințări. *Ailanthus altissima* este indicat pentru plantații pe terenuri degradate, consolidarea coastelor și taluzelor, zone verzi și plantații în regiuni industriale. Scoața și frunzele se pot folosi contra viermilor intestinali și dizenteriei. În țara de origine, specia este folosită în scop medicinal - antihelmintică și antidizenterică (Săvulescu și Nyarady, 1952 - 1976; Ștefan și Oprea, 2007). Florile sunt melifere.

Frunzele și florile strivite pot fi folosite ca repelent împotriva insectelor (Huxley,1992). Lemnul este dur, greu, dar nu este durabil. Frunzele conțin 12% tanin și alcaloid linuthină; mirosul acestora nu este plăcut (Duke,1985). Deoarece este o specie rezistentă la poluarea solului, în țara de origine, specia este folosită pentru refacerea zonelor miniere părăsite (Huxley,1992).

Răspândire generală. Specie originară din China (Ștefan și Oprea, 2007); introdusă în Europa în secolul al XVIII-lea, de unde s-a răspândit în cultură în Asia și America de Nord. Răspândire în Europa: Albania, Austria, Belgia, Bulgaria, Cehia, Elveția, Franța, Germania, Grecia, Italia, Marea Britanie, Portugalia, România, Rusia, Serbia, Slovacia, Spania și Ungaria (Tutin, 1964-1980).

Răspândire în România. Podișul Moldovei (Sârbu, 2007) și Dobrogei, Lunca și Delta Dunării. Frecvent în cultură (unde s-a sălbăticit în multe locuri), ca plantă ornamentală. Crește pe locuri virane, prin curți, la marginea satelor, a pădurilor, mai ales în locuri însorite, pe soluri ușoare (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007).

Răspândire în Delta Dunării. Se regăsește în preajma localităților de pe Grindul Letea, în câteva exemplare; pe brațul Sulina, în zonele cu vegetație lemnoasă și răzleț în zonele în care s-au efectuat lucrări de consolidare a malurilor; pe canalul Litcov este răspândită în zonele utilizate în trecut ca gospodării temporare și de-a lungul canalului; în partea de nord a canalului Crișan; pe Sfântul Gheorghe, în zona brațelor moarte; pe brațul Chilia, în zona localității Chilia și brațul Tâtaru, zona canalului de centură a cordonului litoral; insula Popina; la Portița – în stațiune, câteva exemplare; pe canalul de legătură dintre brațul Sfântu Gheorghe și Melea; Gura Dranovului – câteva exemplare; în zona luncă Tașburun Doloșman; zona Tudor Vladimirescu, de-a lungul digului, este prezentă în pâlcuri; pe canalul Mila 35, în a doua linie de vegetație forestieră; în amenajările silvice Carasuhai și Uzlița; în zona umedă din vecinătatea orașului Tulcea, în locul numit Dunărea Veche și în preajma localității Periprava. În majoritatea localităților din Rezervația Biosferei Delta Dunării.

3.2.6. *Acer negundo* Linnaeus, 1753

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** arțar American
- **Genul:** *Acer* Linnaeus, 1753 (gen originar din Europa, Asia, America de Nord și Africa de Nord, cuprinde 120 de specii lemnoase).
- **Specia:** *Negundo Linnaeus*

Descriere. Arțarul american este un arbore înalt de până la 10 -15 m, cu coroană largă, neregulată. Scoarța este netedă, gălbuie - cenușie, lucitoare. Lujeri anuali adesea pendenți, glabri, lucitori, verzui galbeni, roșcați sau violeți. Frunze imparipenat - compuse, asimetric dințate, cea terminală este trilobată (figura 3.6b). Florile sunt unisexuate, galben - verzui, apetale, repartizate dioic, apar înainte de înfrunzire. Fructele sunt mici, disamare, cenușii - albicioase, cu aripile formând un

unghi ascuțit (figura 3.6a) (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007). Ritidomul este gros, ușor brăzdat (figura 3.6c).



Figura 3.6. Elemente de identificare ale speciei *Acer negundo*
(a - semințe, b –frunze, c - trunchi)

Ecologie. *Acer negundo* este cultivat și naturalizat în toată țara, până în etajul gorunului (Sârbu și colab., 2001). Specia se găsește pe o varietate amplă de soluri, în zone joase, de-a lungul râurilor și canalelor, în amenajări inundate anual. În ceea ce privește tipurile de sol sunt preferate cele de tip nisipos - lutos - argilos, cu un drenaj bun (Brickell,1990) iar din punct de vedere al pH-ului, solurile acide și neutre (pH 6,5 – 7,5). Rata de creștere a speciei este mare, însă cu o durată de viață relativ scurtă, 60, rar 90 -100 de ani (Elias,1980). Specie heliofilă, se poate dezvolta și în condiții de umbră (Aas și Riedmiller,1994), lăstărește și drajonează abundant, deranjând uneori dezvoltarea speciilor din vecinătate (Genders,1994). Deși puțin pretențioasă față de sol, rezistentă la secetă și fum, specia este sensibilă la perioadele îndelungate de ger. În condițiile deltaice, aceasta prezintă rezistență până la temperaturi de -25°C, timp de aproximativ 30 de zile. Deși, deține rezistență împotriva vânturilor, specia nu suportă condițiile de climat din zona maritimă (Huxley,1992).

Acer negundo este o plantă dioică, polenizată de vânt și insecte. Este rezistentă față de ciupercile parazite (Huxley,1992), însă, le poate transmite speciilor indigene. Se regenerează ușor după tăiere vara, însă dacă este tăiat toamna, șansele de supraviețuire în timpul iernii sunt minimale (Brickell,1990). Semințele numeroase, sunt

consumate de păsări și mici mamifere, iar lujerii sunt sursă de hrană pentru căprioare (Genders, 1994).

Fenologie. Specie care înflorește primăvara devreme, în lunile Aprilie - Mai. Fructifică în lunile Septembrie – Octombrie (Ștefan și Oprea, 2007). La începutul lunii Iunie, specia începe fenostadiul de fructificare. Pe același individ, se pot întâlni două generații de fructe viabile.

Întrebuințări. *Acer negundo* este cultivat ca arbore ornamental sau în plantații forestiere, antierozionale, de unde se sălbăticește ușor (Ștefan și Oprea, 2007). Este plantă meliferă, rezistentă la vânt, ritidomul conține substanțe vomitive (Huxley, 1992). Lemnul este moale și ușor.

Răspândire generală. Specie originară din America de N, adventivă în restul continentelor. Răspândire în Europa: Austria, Bulgaria, Cehia, Franța, Germania, Elveția, Spania, Ungaria, România, Rusia (Tuttin, 1964-1980).

Răspândire în România. Arțarul american subspontan până la etajul gorunului (Sârbu și colan., 2001) în Podișul Moldovei (Sârbu, 2007), Podișul Dobrogei, Câmpia Bărăganului, Lunca și Delta Dunării.

Răspândire în Delta Dunării. Se regăsește în amenajările silvice din Delta Dunării; pe brațul Sulina, în marginea zăvoaielor de salcie; pe canalul Litcov, în zonele ce cândva au existat așezări temporare; pe canalul Candura (la Scăunele), întâlnită în puține exemplare; pe canalul ce face legătura dintre brațul Sfântul Gheorghe și Melea, pe canalul Dranov – întâlnită în linia doua de vegetație lemnoasă; în zona Tudor Vladimirescu, la marginea plantației de plop; la marginea orașului Tulcea, în zona umedă numită Dunărea Veche; în preajma localităților Letea și Cardon; la C.A. Rosetti în localitate, pe canalul Rusca, în zonele unde s-a intervenit în fondul forestier, în amenajarea silvică Carasuhat și la cherhanaua Dranov. Specia a fost identificată și pe ostrovul Tătaru, pe canalul Mila 35 și Șontea; în amenajarea Păpădia; în localitățile Sulina, Sfântul Gheorghe, Maliuc, Crișan și Gorgova.

3.2.7. *Morus alba*, Linnaeus, 1753

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** dud
- **Genul:** *Morus* Linnaeus, 1753 (genul cuprinde aproximativ 16 de specii de arbori și arbuști răspândite în regiunile continentale și subtropicale)
- **Specia:** *Alba* Linnaeus

Descriere. Arbore cu înălțimi de până la 10 m în Delta Dunării. Coroana este bogată și cu ramuri zvelte. Scoarța brună cenușie, la bătrânețe, cu ritidom brăzdat (figura 3.7d). Lujeri cenușii la vârf, slab și mărunț pubescenti (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007). Frunze foarte variabile 3-5 lobi, ovate sau eliptice, serate, pețiolate, de culoare verde-deschis pe partea superioară, pe cea inferioară păroase numai pe nervuri (figura 3.7a). Flori nesemnificative, în amenți. Fructul este compus, soroză de 1-2,5 cm lungime, de obicei alb, cu gust dulce (figura 3.7c) (Preda, 1989).



Figura 3.7. Elemente de identificare ale speciei *Morus alba*
(a –frunze, b- flori, c – fructe, d - trunchi)

Ecologie. Specia este subsontană, dezvoltându-se în aproape orice habitat terestru, din Delta Dunării. Înmulțirea se realizează prin semințe, drajoni și vegetativ, dacă este tăiată.

În zonele din deltă, specia se găsește în stratul arborescent din zăvoaiele de salcie sau în asociație cu *Fraxinus pennsylvanica*, în plantații. *Morus alba* se dezvoltă foarte repede, cu o rată de creștere mare, în zone în care s-au efectuat igienizări sau în goluri de pădure. În condiții de lumină, fenofazele speciei sunt mai rapide, fiind întâlnite exemplare de până la 10 metri în zona amenajărilor silvice și în localități. Specia suportă variații mari ale pH-lui (5-8,5), cu texturi ușoare ale solului și salinitate moderată, dar în aceste condiții, vitalitatea speciei este una mai scăzută.

Fenologie. Înflorește la sfârșitul primăverii, în luna Mai, fructifică în perioada iunie-iulie.

Întrebuințări. Cultivat ca arbore ornamental în parcuri, grădini și pe marginea șoselelor sau aleilor (Muja, 1994). Specia mai este utilizată pentru sericicultură. Lemnul este utilizat în confecționarea butoaielor (Ștefan și Oprea, 2007).

Răspândire generală. Specie originară din China, acum răspândită în întregul continent european. Răspândire în Europa: Albania, Austria, Bulgaria, Croația, Grecia, Elveția, România, Rusia, Caucaz (Tuttin și colab., 1996).

Răspândire în România. Foarte frecvent cultivat în Podișul Moldovei (Sârbu, 2007), Dobrogea, lunca și Delta Dunării. Adeseori sălbătic, mai ales prin zăvoaie.

Răspândire în Delta Dunării. Se găsește pe brațul Sulina, în zonele cu vegetație lemnoasă în care s-au efectuat igienizări; pe canalul Litcov, specia este răspândită pe malurile canalului în luminișuri; în zona brațului Sfântu Gheorghe, amonte de localitate și pe canalul de centură al cordonului litoral; pe brațul Sulina – Dunărea Veche, ambele bucle ale marelui M; în preajma localității Letea; în zona canalului 5 pe Grindul Lupilor; pe insula Sahalin, în câteva exemplare de dimensiuni reduse, prezentă alături de *Elaeagnus angustifolia* și *Hippophae rhamnoides*; în zona brațelor moarte de pe Sfântul Gheorghe, De asemenea, în amenajările silvice; la Portița, în stațiune, specie identificată în câteva exemplare plantate; pe canalul de legătură dintre brațul Sfântu Gheorghe și Melea; pe canalul Lipovenilor; în zona Enisala, pe malul vestic al Complexului Razim – Sinoe; în zona Tudor Vladimirescu, în preajma așezării și în zona de dig-mal; pe canalul Rusca, în câteva exemplare; pe Grindul Caraorman, în preajma localității; pe canalul Mila 35, alături de *Amorpha fruticosa* și în zăvoaiele de salcie și la Dunărea Veche, în zona orașului Tulcea.

3.2.8. *Lycium barbarum* Linnaeus, 1753

Încadrarea taxonomică:

- **Denumire populară:** cătină de garduri, goji (den.împrumutată)
- **Genul:** *Lycium* Linnaeus, 1753 (genul cuprinde aproximativ 110 de specii lemnoase răspândite în regiunile continentale și subtropicale, cele mai multe în America de Sud).
- **Specia:** *Barbarum* Linnaeus

Descriere. Cătina de garduri este un arbust spinos de 1-3 m, cu numeroase ramuri subțiri, lungi și flexibile, la început drepte, apoi cu extremitățile arcuite sau aplecate (figura 3.8b). Lujerii sunt cenușii, cu spini axilari, subțiri. Frunzele sunt simple, lanceolate, mai mult sau mai puțin cărnoase, verzi, glabre, pe dos cenușii, cu marginea întreagă. Florile sunt hermafrodite, scurt pedicelate, fasciculate, de culoare violacee, solitare sau grupate în cime (figura 3.8a). Fructul este o bacă de formă ovoidă și culoare roșie – portocalie (figura 3.8c). Semințe numeroase, rotund reniforme, cafenii - gălbui (Săvulescu și Nyarady, 1976; Ștefan și Oprea, 2007).

Ecologie. *Lycium barbarum* se dezvoltă bine pe solurile nisipoase – lutoase – argiloase, cu drenaj bun și sărace în substanțe organice. În ce privește pH-ul solului, planta are nevoie de soluri acide, neutre și ușor alcaline. Se poate dezvoltă și în condiții de semi – umbră, deși, este o specie heliofită. Prezintă adaptări la condițiile de vânt puternic și suportă bine climatul din zona maritimă (Huxley, 1992). Comparativ cu alte specii din habitatul său, *Lycium barbarum* se adaptează mai bine diferitelor schimbări sezoniere (Huxley, 1992).

În ceea ce privește, rata de creștere a speciei aceasta este medie, înmulțirea realizându-se vegetativ și prin semințe. Germinarea semințelor se realizează rapid și are loc în perioada de primăvară – vară devreme. Plantele sunt relativ rezistente la ger (-15°C), dar pentru perioade scurte de timp. De asemenea, rezistă la tăieri repetate, se regenerează ușor (Davis, 1990), fiind afectată dacă tăierile se fac în toamnă, ca și

În cazul speciei *Acer negundo*, neavând astfel timp suficient pentru regenerare. Cătina de garduri, specie Subspontană, drajonează ușor, ceea ce o încadrează drept invazivă, ocupând cu repeziciune spațiile deschise din habitat.

Cultivată în mod frecvent în garduri vii, înmulțirea se realizează rapid prin lăstari, devenind în multe locuri subspontană (invazivă), formând uneori adevărate mărăcinișuri (Săvulescu și Nyarady, 1976).

Fenologie. Florile apar în lunile Iunie – August. Fructifică în lunile Septembrie – Octombrie (Ștefan și Oprea, 2007). Ca și specia precedentă, în condiții de lumină, specia fructifică mai devreme. Au fost observate, în cadrul aceleiași suprafețe, diferențe ale stadiilor fenologice sub influența acestui factor. Perioada de fructificare este în luna August în zona cordonului litoral și sfârșitul lui August - începutul lui Septembrie în zona Depresiunii Dranov.



Figura 3.8. Elemente de identificare ale speciei *Lycium barbarum*
(a - floare, b –habitus, c - fructe)

Întrebuintări. Specia aparține unei familii (*Solanacee*) cu plante toxice, însă în țara de origine, cătina de garduri este folosită ca plantă medicinală. Este o specie rustică, întrebuintată în parcuri pentru garduri vii, pe terenuri degradate, în grupe, pe marginea lizierelor. De asemenea, se cultivă ca plantă ornamentală și fixatoare de soluri, dar dacă evadează din cultură, crește ca buruiiană în culturile agricole sau în locuri ruderales (Ștefan și Oprea, 2007).

Răspândire generală. Specie nativă în China, adventivă în restul continentelor. Distribuția în Europa: Austria, Belgia, Marea Britanie, Bulgaria, Cehia, Danemarca, Franța, Germania, Irlanda, Elveția, Olanda. Ungaria, Italia, Serbia, Slovacia, Portugalia, Norvegia, Polonia, România, Rusia, Suedia și Turcia (Tutin, 1964-1980).

Răspândire în România. Specie frecventă în toată țara, în regiunea de câmpie și de deal: Podișul Moldovei (Sârbu, 2007), Podișul Dobrogei, Câmpia Bărăganului și Delta Dunării.

Răspândire în Delta Dunării. pe canalul centură între grindul Letea și amenajare; Sfiștofca; Canal Perivolovca, specia înregistrează o prezență redusă; în nordul canalului Crișan; în zona cordonului litoral, în preajma localităților Sulina, Sfântu Gheorghe și în zona canalului Sondei; la Portița - în stațiune, câteva exemplare; pe canalul de legătură dintre brațul Sfântu Gheorghe și Melea; În amenajarea Păpădia din complexul Șontea-Furtuna; pe prima buclă a marelui M în preajma localității Mila 23; în amenajarea Rusca în dreptul localității Ilgani de jos; pe prima meandă a brațului Sfântu Gheorghe; în stațiunea Portița – câteva exemplare; la Perișor – câteva exemplare; în zona de plajă amenajată a localității Sulina; în zona localității Letea și Cardon; pe coasta Tașburun câteva exemplare; în locul numit Dunărea Veche în apropiere de localitatea Tulcea.

3.2.9. *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, 1785

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** frasin American
- **Genul:** *Fraxinus* Linnaeus, 1753 (genul cuprinde aproximativ 70 de specii lemnoase răspândite în regiunile temperate ale emisferei nordice).
- **Specia:** *Pennsylvanica* Mashall

Descriere. Frasinul de Pensylvania este un arbore de până la 20 m, dar poate ajunge, în stațiuni naturale, până la 40 m. Lujerii sunt anuali, cenușiu - păroși. Mugurii sunt gălbui - ruginii. Frunzele la început pubescente pe ambele fețe, ulterior numai pe fața interioară, lungimea acestora este de 10 – 40 cm, cu 5 – 9 foliole (figura 9b). Florile sunt dioice în panicule dese, compacte, cu axa tomentoasă. Fructul este o samară lungă de 3 – 7 cm, la vârf rotunjită sau ușor ascuțită (figura 9a)(Șonea, 1979). Ritidomul este gros, puternic brăzdat (figura 9c).

Ecologie. Specie cu toleranță medie față de condițiile de secetă (Mooney și colab., 2005) cu Ph-ul solului este cuprins între 5 – 8.



Figura 3.9. Elemente de identificare ale speciei *Fraxinus pennsylvanica*
(a - fructe, b –frunze, c - trunchi)

Pentru dezvoltarea plantei, adâncimea minimă necesară este de 1 m, fără rezistență la salinitate, în schimb, se dezvoltă în condiții de umbră. Specia poate rezista pentru perioade scurte de timp, la temperatura minimă de -25°C . Specie anemocoră, cu un număr mare de semințe, în condițiile Deltei Dunării, cu perioade lungi de inundație, *Fraxinus pennsylvanica* înlocuiește *Amorpha fruticosa*, aceasta din urmă prezentând o rezistență mai scăzută.

Fenologie. Perioada de înflorire este în lunile Mai – Iunie. Rareori înfrunzește înaintea înfloririi.

Întrebuințări. Cultivat în plantații forestiere și uneori în parcuri.

Răspândire generală. Specie nativă în America de Nord, adventivă în restul continentelor. Răspândire în Europa: Austria, Bulgaria, Cehia, Germania, România, Rusia și Slovacia (Tuttin, 1964-1980).

Răspândire în România. Cultivat în plantații forestiere în toată țara: Podișul Moldovei, Podișul Dobrogei, Lunca și Delta Dunării (Amenajamentele Ocolului Silvic Tulcea, 2004).

Răspândire în Delta Dunării. pe brațul Sulina, în zonele cu vegetație lemnoasă, de regulă în linia a doua; Canalul Litcov, în pâlcuri de câteva zeci de exemplare de-a lungul canalului; pe Canalul Perivolovca, specia are o prezență redusă; Ostrovul din vecinătatea canalului Erenciuc; canal Cioban Gârlă; Dunărea Veche, ambele bucle ale marelui M, brațul Sfântul Gheorghe; brațul Chilia, Periteașca, la capătul canalului; zona cordonului litoral; pe canalul de legătură dintre brațul Sfântul Gheorghe și Melea, la cherhana – câteva exemplare; în zona Tudor Vladimirescu, în

marginea plantației de plop; la Pătlăgeanca; în amenajările silvice Carasuhat și Rusca; la Ivancea, pe Canalul Ivanova; la Bălteni de jos; pe canalele Pardina și Ciamurlia din incinta agricolă Pardina; pe brațul Tătaru; în zona Belciug, identificat în câteva exemplare; pe Gârla lui Palade; la Ilgani de sus și în zona Ceatalului.

3.2.10. *Amaranthus albus* L.

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** Știr alb
- **Genul:** *Amaranthus*
- **Specia:** *Amaranthus albus*

Descriere. Este o specie ierboasă înaltă ce poate ajunge până la 80 cm în condiții optime (figura 3.10a). Este o plantă anuală, diploidă, cu flori unisexuate, repartizate monoic (figura 3.10b). După Costea (1998) polenizarea este în general anemofilă la speciile genului *Amaranthus*.

Ecologie. După unii autori se consideră că specia se autopolenizează (polenul este transportat de către gravitație și vânt), neexistând dovezi privind polenizarea încrucișată. Totuși, nu se poate exclude polenizarea încrucișată, având în vedere lipsa de specializare a vectorilor și faptul că plantele formează adeseori populații dense, polenul putând ajunge cu ușurință de la un individ la altul (Sârbu și Oprea, 2007). Înmulțirea se realizează prin semințe, plantele fiind extrem de prolifiche. Un individ produce până la 400.000 de semințe (figura 3.10c). Este o specie anemocoră, hidrocoră, endozoocoră și antropocoră (Sârbu și Oprea, 2011).

Amaranthus albus este o specie xerofilă-xeromezofilă, termofilă-subtermofilă, heliofilă și neutrofilă (Ciocârlan și colab., 2004). Se întâlnește într-un larg domeniu climatic, până la 1000 m altitudine, în condițiile regiunilor temperate și la peste 2000 m altitudine în regiunile deșertice (Costea și Tardif, 2003). Poate suporta temperaturi foarte ridicate, de exemplu, în Delta Dunării, plantele suportă temperaturi de peste 70°C la nivelul solului nisipos (Sârbu și Oprea, 2011). Este prezentă pe solurile nisipoase, nisipuri aluviale, dune fixate și pe cernoziomuri, dar este rară pe lăcovișuri și lipsește de pe podzoluri (Ciocârlan și colab., 2004). Solurile preferate de această specie sunt cele ușoare, uscate, bogate în nutrienți. Tolează solurile cu pH cuprins între 4,5-8,5, dar preferă și cele neutre. Cerințele față de azot sunt mici spre medii (Sârbu și Oprea, 2011).

Fenologie. Semințele germinează din luna aprilie până în august, la temperaturi de minim 10 – 12 °C (optim 28 – 36 °C). Germinarea este mai rapidă la temperaturi mai ridicate și este stimulată de lumină (Costea și Tardif, 2003).

Întrebuințări. Este utilizată de către localnici pentru hrana animalelor, au fost observate însă, anumite forme de intoxicație datorate semințelor ingerate de către animale, în special suine (Costea și Tardif, 2003).



Figura 3.10. Elemente de identificare ale speciei *Amaranthus albus*
(a - habitus, b –frunze și flori, c - semințe)

Răspândire generală. Originară în preeriile și câmpiile Americii de Nord (Robertson, 1981). În prezent, este o buruiănă ruderală și segetală naturalizată în America de sud, nordul Africii, mare parte a Asiei și Europei, fiind aproape cosmopolită (Vassilezenko, 1970; Carretero, 1990; Sokolova, 2008). A fost identificată pentru prima dată în Europa, în prima jumătate a secolului al XVIII-lea, la 1723, în Italia, iar la scurtă vreme a fost descoperită în Franța, la 1756 (Morariu și Săvulescu, 1952). În Europa a fost citată din Albania, Austria, Insulele Baleare, Marea Britanie, Belgia, Bulgaria, Grecia, Creta, Corsica, Danemarca, Germania, Franța, Elveția, Cehia, Italia, Olanda, Polonia, Portugalia, România, Rusia, Sardinia, Sicilia, Spania, Ungaria, Ucraina și Turcia (Tutin și colab., 1964; Sokolova, 2008).

Răspândire în România. Specia a fost aflată prima oară în țara noastră de către Moesz, la Reci (Covasna) în anul 1905. În anul 1914 este publicată și din Dobrogea, de către Prodan. În prezent, este comună în toată țara, în zonele de stepă, silvostepă și zona nemorală (Ciocârlan și colab., 2004). Crește în culturi de prășitoare, cât și în locuri ruderaale, în lungul drumurilor și căilor ferate, adesea împreună cu specia *Eragrostis minor* (Anghel și colab., 1972).

Răspândire în Delta Dunării. Amenajarea Popina, pe canalul de centură dintre grindul Letea și amenajare; în amenajarea agricolă Pardina este foarte frecventă; Sfiștofca; braț Sulina în zonele cu vegetație lemnoasă, de regulă în linia a doua; Canalul Litcov, în pâlcuri de câteva zeci de exemplare de-a lungul canalului (mai abundentă în zona canalelor de legătură cu lacurile Gorgovăț, Potcoava, Cuibul cu

Lebede și Isac); Canal Perivolovca, specia are o prezență redusă (mai frecventă în partea sudică, zona brațului Sfântu Gheorghe – canal Taranova); Dunărea Veche, ambele bucle ale marelui M, brațul Sfântul Gheorghe; Pe Brațul Chilia, Periteașca, la capătul canalului; zona cordonului litoral; insula Popina; zona Tudor Vladimirescu – în plantație de plop; Pătlăgeanca; brațul Cernovca; în toate localitățile din Rezervația Biosferei Delta Dunării, cuprinse între cele trei brațe.

3.2.11. *Artemisia annua* L.

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** năfurică
- **Genul:** *Artemisia*
- **Specia:** *Artemisia annua*

Este o specie de origine asiatică cu un climat temperat continental.

Descriere. Specia este o plantă anuală viguroasă (figura 3.11b), de regulă de 50-150 cm înălțime (Ciocârlan, 2009) uneori până la 250 cm (Morariu, 1943), puternic aromatică, diploidă. Florile sunt de culoare galbenă de tip calatidiu (figura 3.11a).



Figura 3.11. Elemente de identificare ale speciei *Artemisia annua*
(a - flori, b - frunze)

Ecologie. Diseminarea este realizată, probabil, în principal pe cale anemocoră, având în vedere dimensiunile reduse ale fructelor, deși unele observații efectuate în teren a dus la concluzia că majoritatea fructelor cad lângă plantă și că vântul ar juca un rol minor în răspândirea acestei plante (Muller și Brandes, 1997). De asemenea, s-a arătat că fructele de la această specie rezistă un timp îndelungat în apă, fiind capabile să germineze după o submersie de aproximativ două luni (Sârbu și Oprea, 2011).

Artemisia annua este o specie prolifică, un individ mediu de cca. 120 cm înălțime produce până la 120.000 de fructe într-un an, iar indivizii luxurianți produc

până la 500.000-800.000 de fructe/an (Brandes și Muller, 2004). Semințele germinează la temperaturi cuprinse între 5-30°C. Producția mare de semințe, germinație ridicată a acestora, cerințele modeste de temperatură și plasticitatea ecologică reprezintă principalele cauze ale răspândirii masive (Brandes și Muller, 2004). Crește pe malurile nisipoase ale canalelor și lacurilor, precum și în văile secate ale acestora. Mai poate fi întâlnită, având caracter ruderal, de-a lungul drumurilor, în diferite habitate perturbate, locuri virane, locuri de depozitare a gunoaielor și terenuri răscolite. *Artemisia annua* este o specie xeromezofilă-mezofilă, moderat nitrofilă (Ciocârlan, 2009) cu cerințe modeste față de temperatură (Sârbu și Oprea, 2011). Nu este foarte pretențioasă față de tipul de sol dar preferă, fiind foarte prolifică, cernoziomurile bogate în humus (Sârbu și Oprea, 2011). Germinația timpurie a plantei, în primăvară, asigură apariția unui mare număr de plantule care ocupă rapid terenul, formându-se buruienișuri dense în care specia are un rol dominat.

Fenologie. Înfloarește în lunile iulie-septembrie (Ciocârlan, 2009). Polenizarea este anemofilă, iar maturarea fructelor are loc începând cu luna septembrie.

Întrebuințări: a fost cultivată în trecut ca plantă aromatică, folosită ca insectifug (Sârbu și Oprea, 2011).

Răspândire generală. Asupra caracterului invaziv al acestei specii în flora țării noastre nu există un acord unanim în literatura botanică (Sârbu și Oprea, 2011). În *Flora Europaea* (Tutin și colab., 1976), această specie este tratată ca indigenă în Albania, Bulgaria, Rusia, Turcia și România, și ca adventivă în restul Europei. În același sens, majoritatea lucrărilor floristice recente din România (Oprea, 2005; Ciocârlan, 2009) tratează această specie ca indigenă în țara noastră cu răspândire eurasiatică (Sârbu și Oprea, 2011). După Hayek și Hegi (Morariu, 1943) patria acestei specii este Asia temperată, sudul Siberiei și Himalaia, până în sud vestul Europei. Mai recent, Meusel și Jager (1992) consideră că arealul primar al speciei *Artemisia annua* este în Asia temperată și că prezența acesteia în alte regiuni este de origine antropică (Brandes și Muller, 2004).

Răspândire în România: În țara noastră a fost menționată prima dată în Moldova de către Guebhard (1848) (Brânză, 1898), și apoi în Muntenia de către Grecescu (1898). Morariu (1943) admite că *Artemisia annua* ar fi indigenă în Dobrogea și în celelalte părți mai calde ale țării, în zonele sudice ale României, specifică că specia este cultivată pretutindeni în România și sălbătică pe lângă drumuri, pe ruine, ziduri, locuri inundabile și în jurul localităților. Caracterul invaziv al acestei specii este susținut și de Beldie (1979) precum și de baza de date DAISIE (<http://www.europe-aliens.org>).

Răspândire în Delta Dunării. Pe canalul Litcov; prima buclă a marelui M în preajma localității Mila 23; pe brațul Sfântul Gheorghe în dreptul Grindului Răscruți și în preajma localității Bălteni de Jos; pe Brațul Chilia la Sălceni, Ceatalchioi și Plauru; în zona canalului de centură a cordonului litoral; insula Popina; Insula Sahalin; zona Iancina – Tașburun; zona Tudor Vladimirescu – în zona de dig și terenuri agricole abandonate; la Pătlăgeanca; Grindul Caraorman, în preajma localității. De asemenea a fost identificată în amenajarea agricolă Pardina, în zona ostrovului Tătaru la Chilia

Veche și Tatanir; incinta Ceamurlia, în preajma localității Maliuc la Mila 26; în incinta Rusca; la Sulina, Crișan și Gorgova în localitate.

3.2.12. *Azolla filiculoides* Lam.

Încadrare taxonomică:

- **Denumire populară:** nu are denumire
- **Genul:** *Azolla*
- **Specia:** *Azolla filiculoides*

Este o specie originară din America de Nord, introdusă în Europa în cea de-a doua jumătate a secolului al XIX – lea.

Descriere. Este o specie de dimensiuni mici (figura 3.12a). Frunzele sunt de 0,5 până la 1 cm rareori depășesc 1 cm (Ciocârlan, 2009).

Ecologie. Specia se înmulțește foarte activ pe cale vegetativă, formând comunități dense la suprafața apelor necurgătoare sau lin curgătoare (lacuri, iazuri, bălți, canale, mlaștini) (figura 3.12b). Plantele se colorează în roșu în condiții de stres, cum ar fi lipsa nutrienților, salinitatea, luminozitatea excesivă sau temperaturile prea ridicate (<http://www.efloras.org/>) (figura 3.12c). Răspândirea în natură a acestei specii are loc prin intermediul apei, care transportă fragmentele de organe vegetative sau sporocarpii, precum și pe cale antropică, prin deversarea în lacuri, canale sau iazuri a conținutului de acvarii (Sârbu și Oprea, 2011). În condiții favorabile, planta crește foarte intens.

Crește în asociere cu *Lemna minuta*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* sau formează comunități monodominante (Hanganu și colab., 2002) a căror dezvoltare excesivă duce la eliminarea plantelor și algelor submerse, împiedicarea pătrunderii luminii și a difuziei oxigenului (Hussner, 2010).



Figura 3.12. Elemente de identificare ale speciei *Azolla filiculoides*

(a - habitus, b –aspect general al răspândirii speciei într-un lac, c – coloarea roșie a cormului datorată condițiilor de stres)

Fenologie. Producerea sporilor este dependentă de intensitatea luminii, fotoperioadă, temperatură și pH). Germinația se produce între 10°C și 20 °C. Suportă, pentru scurt timp, și perioade de îngheț (Hussner, 2010).

Întrebuințări. Speciile de *Azolla* sunt cunoscute și datorită simbiozei lor cu cianobacteria fixatoare de azot *Anabaena azollae*, fiind utilizate în agricultură ca

înfrășământ verde, în America de Nord, sau Asia de est (Hussner, 2010; <http://www.efloras.org/>). De asemenea contribuie la îmbogățirea biotopului în azot. Mai este utilizată în purificarea apelor contaminate cu metale grele sau compuși organici (Hussner, 2010).

Răspândire generală. West (1953), arată că în Europa, *Azolla filiculoides* a fost raportată mai întâi în anul 1880, din Franța (la Bordeaux) (Sârbu și Oprea, 2011). Ulterior, specia s-a răspândit aproape în toată Europa, în principal în regiunile atlantic-mediteraneene (Almeida, 1999). Arealul actual al speciei în Europa cuprinde regiunile vestice, centrale și sudice ale continentului, cu următoarele țări: Belgia, Marea Britanie, Bulgaria, Cehia, Franța, Germania, Grecia, Olanda, Spania, Ungaria, Italia, Portugalia, România, Sardinia (Tutin și colab., 1993) și Turcia (Unal și Uzen 1996)

Răspândire în România. Prima raportare a speciei a fost în primele decenii ale secolului trecut (Pallis, 1916). În Delta Dunării a fost menționată de Prodan (1939) și Țopa (1952). În prezent este răspândită în Lunca Dunării, Delta Dunării și în zonele umede interioare de la șes.

Răspândire în Delta Dunării. În amenajarea Popina, pe canalul de centură dintre grindul Letea și amenajare; Sfiștofca; în lacurile Gorgovăț, Potcoava, Cuibul cu Lebede și Isac; Canal Perivolovca, canal Candura (la Scăunele) – borna Durnoi (Nebunu); lacul Erenciuc; canal Cioban Gârlă; Dunărea Veche, zona Periteașca, în zona Grindului Lupilor, în lacurile din preajma stațiunii Portița; pe canalul dintre brațul Sfântu Gheorghe și Melea, în zona de mal la capul Iancina, pe canal Leahova; zona Tudor Vladimirescu; Pătlăgeanca; brațul Cernovca; la Caraorman în bazin; în zonele cu apă stagnantă din interiorul complexelor lacustre Șontea-Furtuna și Gorgova-Uzlina.

BIBLIOGRAFIE

1. *** 2004 – Amenajament Ocolul Silvic Tulcea, Regia națională a pădurilor ROMSILVA, Institutul de Cercetări și amenajări silvice, București.
2. AAS G. și Riedmiller A., 1994 – Trees of Britain și Europe, Collins Nature Guides, Harper Collins Publishers, ISBN 0 00 219993 9.
3. Anastasiu Paulina și Negrean G., 2005 – Invasive and potentially invasive alien plants in Romania, în: Mihăilescu S. (ed.), Bioplatform: Romanian National Platform for Biodiversity. Inter-Institutional Protocol for Biodiversity Research Development, Editura Academiei Române, București.
4. Anghel Gh., Chirilă C., Ciocârlan V., Ulinici A. 1972 - Buruienile din culturile Agricole și combaterea lor. Edit. Ceres, București, p. 355.
5. Almeida, J. D. 1999 - Flora exótica subespontânea de Portugal continental (plantas vasculares). 2.^a ed. Catálogo das plantas vasculares exóticas que ocorrem subespontâneas em Portugal continental e compilação de informações sobre estas plantas. – Coimbra.
6. Beldie A.L., 1979 - Flora României determinant ilustrat al plantelor vasculare, vol. I-II, Editura Academiei, București.
7. Brickell C., 1990 - The RHS Gardener's Encyclopedia of Plants and Flowers Dorling Kindersley Publishers Ltd. ISBN 0-86318-386-7.
8. Bucur Laura, 2007 – Plante cu potențial terapeutic din flora dobrogeană. Contribuții la studiul speciei *Elaeagnus angustifolia* (Teză de doctorat) U.M.F. „Carol Davila” București, Facultatea de farmacie.
9. Brandes D., müller M., 2004 - *Artemisia annua* L. - ein erfolgreicher Neophyt in Mitteleuropa? Tuexenia 24: 339-358. Gottingen.
10. Brândză D., 1898 - Flora Dobrogei, Editura Academiei Române, București.
11. Cârnă I.V., 1980, Flora meliferă, Editura Ceres., București.
12. Chevallier. A., 1996 - The Encyclopedia of Medicinal Plants, Dorling Kindersley, London, ISBN 9-780751-303148.
13. Ciocârlan V., 2009 - Flora Ilustrată a României – Pteridophyta et Spermatophyta (ediția a doua revăzută și adăugită). Editura Ceres, București.
14. Ciocârlan V., berca M., Chirilă C., Coste I., Popescu GH., 2004 – Flora segetală a României, Editura Ceres, București.
15. Clapham A.R., tutin T.G. și WARBURG E.F., 1962 - Flora of the British Isles. Cambridge University Press (<http://www.bioimages.org.uk>).
16. Costea M., Tardif F.J., 2003 - The bracteoles in: *Amaranthus* (Amaranthaceae): their morphology, structure, function and taxonomic significance. Sida 20: 969–985.
17. Davis B., 1990 - Climbers and Wall Shrubs, Viking. ISBN 0-670-82929-3.
18. Doroftei M., 2009, Chorology of *Amorpha fruticosa* in Danube Delta, Romanian Journal of Biology – Plant Biology, volume 54, no.1, 61-67 pp.

19. Doroftei M., Mierlă M., Marinov M., 2005, Ecology of some alien plant species in Danube Delta, Ovidius University Annals of Natural Sciences, Biology – Ecology Series, volume 9, no.1, 33-40 pp.
20. Doroftei M., Covaliov S., 2007 - Comparative study of Sulina and Sfântu Gheorghe seaside flora, Sc. Annals of DDI, Tulcea.
21. Duke. J. A. și Ayensu. E. S., 1985 - Medicinal Plants of China, Reference Publications, Inc. ISBN 0-917256-20-4.
22. Elias. T., 1980 - The Complete Trees of N. America. Field Guide and Natural History, Van Nostrand Reinhold Co. ISBN 0442238622.
23. Genders R., 1994 - Scented Flora of the World. Robert Hale. London. ISBN 0-7090-5440-8.
24. Greavu M. și Filat M., 1997 – Cercetări privind utilizarea vegetației forestiere în consolidarea digurilor de nisip pe grindurile marine, Analele Științifice ale IDD – Tulcea, vol.V/2.
25. Grecescu D., 1898 - Conceptul florei României, Tipografia Dreptatea, București.
26. Hanganu J., Dubyna D., Zhmud E., Grigoraș I., Menke U., Drost H., Ștefan N., sârbu I., 2002 - Vegetation of the Biosphere Reserve Danube Delta with Transboundary Vegetation Map, 1:161.000, Danube Delta National Institute Romania, Institute of Botany and Danube Delta Biosphere Reserve Ukraine and RIZA The Netherlands
27. Hussner, A., 2010 - nobanis – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Azolla filiculoides*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access x/x/201x.
28. Huxley A., 1992 - The New RHS Dictionary of Gardening., MacMillan Press ISBN 0-333-47494-5.
29. Kiss J.B., 1997 - Cartea deltei. Editura Fundația AVES, 221 p + 12 Anexe.
30. Kiss J.B., Rekasi J., 1995 - Date privind hrana în Delta Dunării a unor specii de păsări granivore și insectivore strict protejate. Analele Științifice ale INDD, vol.4/1, Tulcea.
31. Kiss J.B., Rekasi J., Sterbetz I., 1976 - Date privind hrana de iarnă a fazanului (*Phasianus colchicus* L.) în pădurea Letea. Silvicultura și exploatarea pădurilor. București.
32. Kiss J.B., Rekasi J., Sterbetz I., 1985 - Date noi privind hrana fazanului (*Phasianus colchicus* L.) în Delta Dunării. Studii și comunicări de ecologie, București.
33. Kiss J.B., Rekasi J., Sterbetz I., Torok ZS., 1997 – Date privind hrana unor specii de Anseriformes în Delta Dunării, Dobrogea de Nord – România. Acta Cinegetica Romaniae – Studii și Comunicări vol.1, „Ocotirea habitatelor naturale și a faunei de interes cinegetic”, Editura Aldus, București, (extras) 77-88.
34. Lauriault. J., 1989 - Identification Guide to the Trees of Canada Fitzhenry and Whiteside, Ontario. ISBN 0889025649.
35. McMahon M. și Hufford L., 2004 - Phylogeny of Amorpheae (Fabaceae: Papilionoideae). Amer. J. Bot.

36. Mcmillan-Browse. P., 1985 - Hardy Woody Plants from Seed, Grower Books ISBN 0-901361-21-6.
37. Morariu I., 1943 - Asociații de plante antropofile din jurul Bucureștilor cu observații asupra răspândirii lor în țară și mai ales în Transilvania, Tip. Românească, p. 82
38. Mooney A. H., Mack N.R., McNeely A.J., Neville E.L., Schei J.P. și Waage K.J., 2005 – Invasive alien species, Island Press, Washington, U.S.A.
39. Muja S., 1994 - Dezvoltarea spațiilor verzi în sprijinul conservării mediului înconjurător în România, Editura Ceres, București.
40. Müller M., Brandes D., 1997 - Growth and development of *Artemisia annua* L. on different soil types, Verhandlungen der Gesellschaft fUr Ökologie, Band 27, Neophytes.
41. Oprea A., 2005 – Lista critică a plantelor vasculare din Romania, Editura Universității AIC Iași.
42. Polunin. O., 1969 - Flowers of Europe - A Field Guide., Oxford University Press ISBN 0192176218.
43. Preda M., 1989 – Dicționar dendrofloricol, Editura Științifică și Enciclopedică, București.
44. Sargent C. S., 1965 - Manual of the Trees of N. America. Dover Publications Inc. New York. ISBN 0-486-20278-X.
45. Săvulescu T. și Nyarady E.J. (red.), 1952- 1976 – Flora R.P.Române – R.S.România (I-XIII), Editura Academiei R.P.Române (R.S.România), București.
46. Shepherd F.W., 1974 - Hedges and Screens, Royal Horticultural Society. ISBN 0900629649.
47. Simmons A. E., 1972 - Growing Unusual Fruit, David and Charles ISBN 0-7153-5531-7.
48. Sîrbu C., 2007 - Considerations regarding the alien plants from Moldavian flora (Romania), deliberately introduced by man. Bul. Grad. Bot. Iasi, 14: 41-50, ISSN 1224-2357.
49. Sîrbu C., Oprea A., 2007 - Contribution to the knowledge of weeds vegetation along the Tisa everglade, Analele Ști. Univ. "Alexandru Ioan Cuza" Iași, s. II, a. Biol. Veget., pp. 134 – 139.
50. Sîrbu C., Oprea A., 2011 – Plante adventive în flora României, Editura Ion Ionescu de la Brad, Iași, p.733.
51. Sonea V., Palade L., Iliescu A. F., 1979 - Arboricultură ornamentală și arhitectură peisageră, Editura Did. și Ped., București.
52. Șofletea N., Curtu L., 2001 – Dendrologie vol. II – Corologia, ecologia și însușirile biologice ale speciilor, Editura Pentru Viață, Brașov.
53. Ștefan N. și Oprea A., 2007 – Botanică sistematică, Editura Universității A.I.C. Iași. ISBN 978-973-703-275-1.
54. Triska D.R., 1975 - Hamlyn Encyclopaedia of Plants. Hamlyn ISBN 0-600-33545.
55. Tutin T. G., Burges N. A., Chater A. O., Edmondson J. R., Heywood V. H., Moore D. M., Valentine D. H., Walters S. M. și Webb D. A. (ed. by J. R. Akeroyd și M. E. Newton; appendices ed. by R. R. Mill). 1996. Flora Europaea. 2nd ed., 1993,

- reprinted 1996. Vol. 1. Psilotaceae to Platanaceae. Cambridge: Cambridge University Press xlvii, 581 pp., illus. ISBN 0-521-41007-X (HB).
56. Tutin T.G., (ed), 1964-1980 - Flora Europaea, vol. 1-5. Cambridge University Press.
57. Usher G.A., 1996 - Dictionary of Botany, Wordsworth Reference, London.
58. Vines R.A., 1982 - Trees of North Texas, University of Texas Press. ISBN 0292780206.
59. Weber E., 2003 – Invasive plant species of the world, A reference guide to environmental weeds, CABI Publishing, UK.

SPECII DE NEVERTEBRATE DE INTERES CONSERVATIV (NATURA 2000) DIN REZERVAȚIA BIOSFEREI DELTA DUNĂRII

Gabriel LUPU, Orhan IBRAM, Iuliana- Mihaela TUDOR, Iasemin SULIMAN

4.1. Introducere

"Directiva 92/43/CEE a Consiliului din 21 mai 1992 privind conservarea habitatelor naturale și a speciilor de faună și floră sălbatică" (Directiva Habitate) a fost adoptată în anul 1992 având ca obiectiv principal conservarea speciilor de faună și floră sălbatică și a habitatelor naturale de pe teritoriul statelor membre ale Uniunii Europene. Astfel, s-a decis înființarea rețelei de arii speciale de protecție avifaunistică (SPA) și situri de importanță comunitară (SCI), vizând conservarea habitatelor naturale și a speciilor sălbatice de interes comunitar, altele decât păsările.

Trebuie menționat că, în prezent, la nivel național există un număr de 73 de taxoni (specii) de interes comunitar: o specie de lipitori (Încrengătura Annelida - viermi segmentați), șapte specii de melci (Clasa Gastropoda), o specie de scoici (Clasa Bivalvia), două specii de raci (Subîncrengătura Crustacea), cinci specii de libelule (Clasa Insecta, Ordinul Odonata), opt specii de cossași și lăcuste (Clasa Insecta, Ordinul Orthoptera), 21 specii de gândaci (Clasa Insecta, Ordinul Coleoptera) și 28 specii de fluturi (Clasa Insecta, Ordinul Lepidoptera) (Iorgu și colab., 2015).

În Rezervația Biosferei Delta Dunării (RBDD) sunt semnalate ca prezente un număr de opt specii de entomofaună (Clasa Insecta) și o specie de gastropode (melc) de importanță comunitară a căror conservare necesită desemnarea unor arii speciale de conservare (Anexa II a Directivei 92/43/C.E.E.), conform Formularului Standard NATURA 2000. Pe de altă parte, de interes, mai sunt și speciile care necesită protecție strictă (Anexa IV a Directivei 92/43/C.E.E.), care au fost semnalate ca fiind prezente pe teritoriul RBDD.

Concluziile elaborate în cadrul Seminariilor Biogeografice în perioada 2008 - 2010, privind desemnările de specii și habitate de interes comunitar la nivel național, au relevat deficiențe în ce privește acuratețea datelor privind reprezentativitatea în teritoriu și stabilirea rețelei, astfel că în anul 2011 Rețeaua NATURA 2000 a fost extinsă, prin mărirea suprafețelor unor situri deja existente dar și prin desemnarea de noi situri, urmând a fi aprobate 383 Situri de Importanță Comunitară, care acoperă 16.76% din suprafața (Brînzan, 2013). Pe de altă parte, odată cu revizuirea acestor date, s-au produs o serie de confuzii la nivel de cunoaștere a situației ultimei variante a datelor oficiale:

- Conform datelor disponibile online, pe o pagină oficială, pe site-ul Ministerului Mediului, în formularul ROSCI0065 Delta Dunării, figurează 11 specii de nevertebrate de interes comunitar enumerate în anexa II a Directivei 92/43/C.E.E.;
- Conform datelor accesibile pe o altă pagină a site-ului Ministerului Mediului, în formularul ROSCI0065 Delta Dunării, figurează 9 specii de nevertebrate de interes comunitar enumerate în anexa II la Directiva 92/43/C.E.E., acesta fiind numărul de specii actualizat conform observațiilor și analizelor făcute în cadrul Seminarilor Biogeografice din 2008 și 2010. Aceste observații au dus la eliminarea a două specii care nu au fost de fapt semnalate niciodată în Rezervația Biosferei Delta Dunării, aceste date fiind considerate în acest moment cele oficiale;
- Pe site-ul European Environment Agency, în formularul ROSCI0065 Delta Dunării, figurează 8 specii de nevertebrate de interes comunitar enumerate în anexa II a Directivei 92/43/C.E.E.;

Aceste neclarități au condus deseori la unele confuzii sau erori privind raportările la numărul de specii de nevertebrate de interes comunitar din RBDD. Cu toate acestea, pentru cele 9 specii de nevertebrate de importanță comunitară nu sunt modificări legate de denumirile științifice ale speciilor și taxonomia prezentate în "DIRECTIVA 92/43/CEE a Consiliului privind conservarea habitatelor naturale și a speciilor de faună și floră". Prin urmare este puțin probabil să apară dificultăți legate de indicarea prezenței în teritoriu a unei specii (dintre cele de interes), sub aspectul nominalizării sinonimiilor, ulterior apariției Directivei.

4.2. Metode de cercetare a speciilor de nevertebrate

4.2.1. Identificarea, alegerea și descrierea metodelor de eșantionare

Investigațiile de teren constau în obținerea de probe, efectuarea de observații privind biologia, etologia sau interrelațiile sistemului supraindividual investigat, date despre mediul natural al acestuia, etc. Uneori indivizii, aparținând speciilor de interes, pot fi colectați direct din mediul lor natural - acestea fiind denumite generic "*Tehnici de captură și colectare*", caracteristice indivizilor de talie medie/mare, altele (indivizii mici) se extrag împreună cu o anumită cantitate din mediul în care trăiesc.

- **Tehnicile de capturare și colectare ale nevertebratelor acvatice de interes comunitar**

Anisus vorticulus (Troschel, 1834) este o specie de gasteropode (melc), de dimensiuni mici (5-6 mm), care preferă apele stagnante, cu vegetație abundentă sau canalele cu ape lent curgătoare, bogate în floră acvatică. Activitatea de eșantionare a acestei specii are loc în biotopurile menționate anterior. Perioada optimă de prelevare este mai-septembrie, când vegetația acvatică este bine dezvoltată oferind condiții optime de habitat. Se realizează cel puțin 3 (trei) ieșiri pe teren pe an.

Colectarea se face cu ajutorul fileului limnologic, prin trecerea repetată a acestuia printre vegetația acvatică, spălarea materialului într-o sită cu diametrul ochiului de 0.5 mm și examinarea acestuia într-o tăviță de culoare albă, pentru a ușura identificarea indivizilor. Aceasta este o metodă calitativă prin care poate fi apreciat numărul de indivizi colectați. Stabilirea unui timp/efort de prelevare egal între diferite puncte de prelevare asigură intercomparabilitatea rezultatelor obținute în puncte diferite de colectare.

O altă metodă de eșantionare care va fi folosită este colectarea de pe o suprafață stabilită, de 0.25 m². Se va realiza pentru obținerea de date cantitative. Metoda constă în verificarea vizuală a vegetației acvatice din cadrul ales și colectarea manuală a indivizilor.

- **Tehnicile de capturare și colectare ale nevertebratelor terestre de interes comunitar**

➤ **Colectarea speciilor prin cosirea cu fileul entomologic**

Majoritatea speciilor de insecte de interes pot fi capturate cu fileul entomologic (figura 4.1) (Sîrbu și Benedek, 2004). Colectarea insectelor cu fileul entomologic se face prin cosire, fie în stratul ierbos, fie în frunzișul tufelor și al copacilor. Cele mai multe dintre insecte se ascund sau fug, zboară, sar, etc., la cel mai mic semn de stres (deranj, pericol), în așa fel încât uneori pot fi observate și recunoscute înainte să fie capturate. Fiind de obicei organisme pterigote (cu aripi, apte de zbor), acestea se deplasează în general folosindu-se și de aripi, deci capturarea cu fileul entomologic este în mod normal facilă.



Figura 4.1. Cosirea cu fileul entomologic

➤ **Colectarea speciilor din litieră – capcana Barber**

Folosirea capcanelor Barber (figura 4.2) este cea mai uzitată tehnică de colectare a insectelor de la nivelul solului și din litieră. Capcana Barber este reprezentată de un recipient de sticlă sau plastic, cu diametrul gurii de 5 - 10 cm., care se introduce în sol, astfel încât deschiderea recipientului să fie razantă cu suprafața substratului. Deasupra capcanelor se montează o protecție (acoperiș) cu un diametru cu 4 - 6 cm. mai mare, pentru a evita umplerea cu apă provenită din precipitații. În zona de interes, se instalează mai mult de o capcană în tipul de habitat vizat, fie în rețea, la distanțe egale (1-2 m) între ele, fie în locuri cu activitate maximă.

Dacă se are în vedere observarea capcanelor, acestea se instalează goale sau cu elemente atractive (proteină de origine animală, fruct în fermentație, etc.), fiind verificate de câteva ori pe zi. În cazul necesității colectării indivizilor în vederea determinării, capcanele se încarcă până la jumătate cu lichid conservant (soluție de formaldehidă sau soluție salină) verificarea acestora fiind periodică (Pîrvu, 2001).

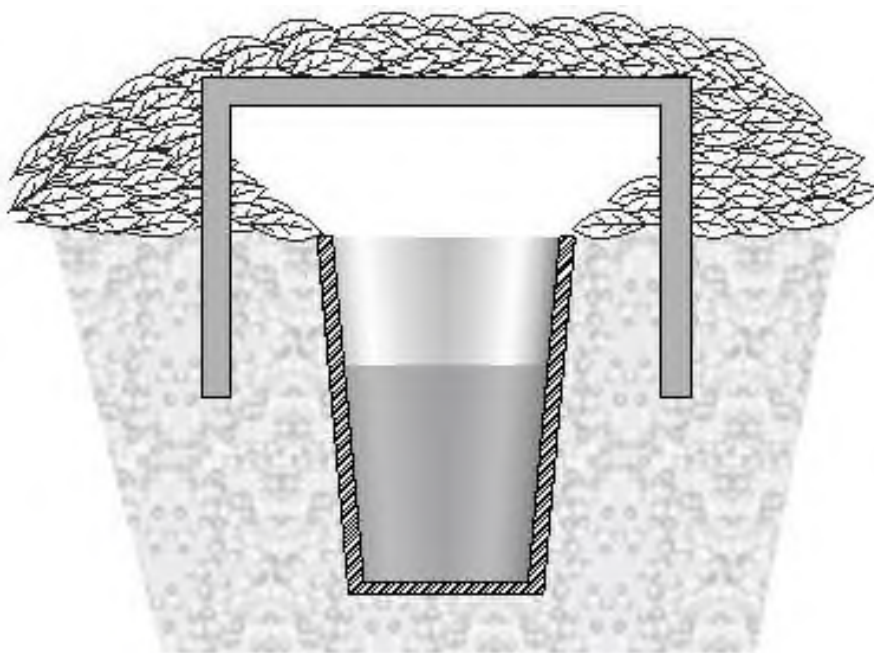


Figura 4.2. Capcana Barber

➤ **Colectarea speciilor fotofile – capcana luminoasă**

Capcanele luminoase (cu lumină UV - ultravioletă) se montează înainte de apus, în zonele de ecoton (marginea zonei forestiere), în răriști, poieni sau oricare alte locuri în care capcana are vizibilitate (figura 4.3). La 30-40 de minute după apusul soarelui este demarată activitatea de monitorizare. Pentru acuratețea rezultatelor în ceea ce privește monitorizarea unei zone, este necesară mărirea numărului de capcane luminoase, care vor fi dispuse astfel încât să nu fie vizibile între ele. O

capcană luminoasă monitorizează o suprafață egală cu cercul pe raza căruia este vizibilă.



Figura 4.3. Capcana luminoasă

Capcana luminoasă cel mai des utilizată la colectarea fluturilor nocturni este alcătuită (în forma cea mai simplă) dintr-un material textil (ecran) de culoare albă (doc sau material sintetic) instalat în poziție verticală pe elemente de sprijin (exemplu: bețe de cort), în fața căruia se așază sursa de lumină. Aceasta este reprezentată (de preferat) de un bec cu vapori de mercur cu puterea de 125-160 W, însă pot fi folosite și tuburi fluorescente, acestea producând lumina superactinică sau surse care produc "lumina neagră" (din domeniul UV apropiat). Ecranul textil al capcanei se inspectează de fiecare dată pe ambele fețe. Insectele fotofile prezente pe ecranul capcanei se colectează cu ajutorul unor recipiente de captură în care există un substrat umezit în cloroform.

Capcana luminoasă poate avea și forma unui cort confecționat din material textil de culoare albă, sursa de lumină fiind poziționată în interior. De pe suprafața acestuia se colectează speciile fotofile atrase de lumina din interior (Iorgu, 2015). Această activitate presupune identificarea, numărarea și capturarea indivizilor de interes atrași de lumina capcanei. Poziționarea și orientarea capcanei în apropierea habitatului specific al speciei de interes este extrem de importantă. Rezultatele observațiilor și/sau colectărilor (numărul de indivizi capturați) sunt raportate la durata de funcționare a capcanei, aceste elemente fiind necesare pentru estimarea mărimii populației, la nivel local, a speciei investigate.

➤ **Colectarea indivizilor aparținând speciilor de nevertebrate de mici dimensiuni**

Tehnicile de captură ale indivizilor aparținând speciilor de nevertebrate (entomofaună) foarte mobile și a celor de mici dimensiuni presupun folosirea

exhaustorului, instrument cu care acestea se absorb de pe substrat, după ridicarea lespezilor de piatră, materialului lemnos aflat în putrefacție sau a stratului de frunze. Exemplarele mai puțin mobile sunt colectate cu o pensulă fină de pe substrat (de exemplu: de pe fața inferioară a pietrelor) sau sunt colectate individual cu pensa (Sîrbu și Benedek, 2004).

➤ Colectarea nevertebratelor cu umbrela entomologică

Aceasta mai poartă și denumirea de fileu pătrat, iar metoda de capturare presupune scuturarea crengilor deasupra umbrelei. Unele dintre nevertebratele aflate în coronament vor cădea pe umbrela ținută dedesubt și se vor acumula în tubul colector (Sîrbu și Benedek, 2004). După colectare, tubul colector va fi etichetat, menționându-se specia vegetală de pe care s-a făcut colectarea.

➤ Metode chimice de colectare a speciilor de nevertebrate

Presupun pulverizarea unor substanțe (insecticide sau narcotice) în coronamentul speciilor vegetale, sub care se întind, pentru colectare, prelate din material sintetic. După pulverizare, la 10 – 20 de minute, coronamentul se scutură iar materialul biologic căzut se colectează (Sîrbu și Benedek, 2004).

4.2.2. Metode de investigare a nevertebratelor în teren

➤ Metoda suprafețelor

Aceasta este una dintre metodele cel mai frecvent folosite în studiul populațiilor (considerate ca fixate în spațiu, în perioada de colectare a probelor), fiind de asemenea cunoscută și sub denumirea de "Metoda pătraterelor".

Metoda presupune alegerea unor suprafețe de teren, de dimensiuni prestabilite, care sunt studiate la fața locului. Implementarea acestei metode presupune numărarea și cântărirea indivizilor unei populații sau ai unei comunități, urmărindu-se frecvent și alți parametri ai sistemului supraindividual sau ai factorilor de mediu, în funcție de necesitățile studiului întreprins.

Analiza datelor colectate prin metode statistice permite:

- descrierea cantitativă a datelor și caracterizarea sub forma unor sinteze;
- elaborarea unor concluzii privind populația statistică din care provin probele;
- sesizarea analogiilor sau deosebirilor între seturile de date.

➤ Metoda transectelor

Aceasta este una dintre metodele de monitorizare cel mai des aplicate în studiile de teren, fiind utilizată pentru evaluarea abundenței populațiilor sau a structurii comunităților. Cu diferite variante de aplicare și adaptări, funcție de elementele urmărite, metoda transectelor este frecvent utilizată în studiile care vizează speciile și entomofaună (insecte).

Chiar dacă este o metodă recomandată pentru speciile foarte mobile (exemplu: speciile de insecte zburătoare), aceasta poate fi utilizată cu succes inclusiv în analiza

comunităților deloc sau slab mobile sau în studiile privind habitatul specific caracterizat de stratul vegetal aferent.

Metoda este simplă de implementat: informațiile sunt colectate de către investigator (cercetător) pe măsură ce deplasează de-a lungul unui traseu prestabilit denumit generic *transect*. Din datele colectate, raportate exclusiv la lungimea transectului, rezultă valori ale unor indici relativi.

➤ Colectarea imaginilor

Această metodă este utilizată de cele mai multe ori pentru a evita sacrificarea indivizilor care pot fi determinați după imaginea fotografică. Este o tehnică folosită de către cercetători din ce în ce mai des în ultimul timp, acest lucru datorându-se apariției fotografiei digitale de înaltă performanță, la un nivel accesibil.

Colectarea imaginilor a făcut de multe ori determinarea în teren a speciilor mai facilă, imaginile putând fi vizualizate pe ecranul camerei foto digitale, dar de cele mai multe ori aceste determinări se fac prin vizualizarea imaginilor pe monitorul unui computer. Pentru colectarea imaginilor este nevoie de îndemânare și de cunoașterea comportamentului speciilor de entomofaună investigate. De cele mai multe ori colectarea imaginilor este dificilă datorită mobilității ridicate a indivizilor dar și datorită camuflării uneori aproape perfectă a acestora. Pe de altă parte imaginile colectate nu pun la dispoziția cercetătorului toate elementele ce pot ajuta la determinarea speciilor, acest procedeu fiind sigur numai pentru speciile care au aceste elemente vizibile.

4.2.3. Metode de conservare, transport și analiză în laborator

Colectarea speciilor de entomofaună de interes conservativ trebuie realizată în spiritul respectului față de etica profesională - nu se sacrifică deloc sau se sacrifică doar un număr redus de exemplare aparținând speciilor identificate, extrem de rar sau deloc dacă sunt specii ocrotite sau periclitare. De asemenea este considerată ca nefiind deontologică sacrificarea speciilor care pot fi determinate fără contact direct. Indivizii sunt transportați separat în recipiente de colectare, fiind grupați pe specii și zone (stații) de colectare, pe eticheta probei fiind indicată specia, locul, data colectării, etc. Prin urmare, din motive etice și științifice este recomandată utilizarea metodologiei care nu implică sacrificarea indivizilor și / sau deranjarea habitatului.

Unele specii, datorită taliei mici sau a faptului că determinarea speciei se face pe baza observării unor caractere mai puțin evidente, implică o serie de investigații ale materialului biologic în laborator. Pentru indivizii aparținând acestor specii este necesară colectarea de probe și fixarea acestora în vederea prelucrării ulterioare. Fixarea organismelor colectate (indivizilor) permite păstrarea nealterată a caracterelor morfologice și anatomice, pe baza cărora este realizată determinarea speciilor cărora le aparțin și efectuarea unor diverse investigații ulterioare. Menținerea indivizilor, aparținând speciilor de interes, în cadrul colecțiilor științifice presupune conservarea materialului colectat, insectele putând fi fixate în alcool 80%.

Dacă este necesară, sacrificarea indivizilor va fi realizată imediat după capturare, pentru speciile care vor fi transportate în laborator, prin depozitarea indivizilor colectați timp de 10 – 20 de minute într-un recipient în care există o substanță toxică (acid cianhidric, acetonă, acetat de etil, etc.). După intervalul de timp indicat indivizii sunt extrași din recipient pentru a se evita deteriorarea materialului biologic.

Conservarea se va face în alcool 70-80% sau formol 4%, cu mențiunea că formolul decolorează și deformează mai puțin organismele decât alcoolul. Acest lucru este foarte important de menționat în condițiile în care unele dintre elementele cele mai importante în determinarea speciei sunt desenele corporale ale indivizilor sau formele acestora.

Transportul indivizilor colectați se face în recipiente rigide care nu permit deformarea și prin urmare deteriorarea materialului biologic colectat, de preferat fiind însă transportul în ladă frigorifică. Analizele de laborator presupun o serie de măsurători, identificarea speciilor, organizarea de colecții științifice, etc.

4.2.4. Identificarea, alegerea și descrierea metodelor de procesare și analiza a datelor

Interpretarea rezultatelor pe baza datelor colectate reprezintă caracterizarea habitatelor funcție de lista de specii determinată pe baza observațiilor din teren sau investigații de laborator, caracterizarea speciilor și populațiilor pe baza elementelor legate de prezență / absență, stadiu de dezvoltare, abundență relativă, etc. Interpretarea rezultatelor, pe de altă parte, este reprezentată de interpretarea caracteristicilor ecologice ale speciilor, populațiilor și asociațiilor studiate.

Analiza unei asociații de organisme, din punct de vedere ecologic, presupune în principal determinarea (identificarea, listarea) speciilor componente. Înțelegerea relațiilor stabilite între speciile unei biocenoze fiind un proces complex, simpla lor identificare nefiind suficientă. Aceste relații pot fi descrise având la bază ansamblul de metode de interpretare statistică (matematice) cunoscut sub numele de „Analiză sinecologică” (Gomoiu și Skolka, 2001).

4.2.5. Metode de evaluare a stării populațiilor de nevertebrate

Mărimile care descriu și caracterizează procesele și sistemele ecologice la un moment dat sunt parametri ecologici de stare (Bounechada, 2006). Prin intermediul acestor parametri pot fi evaluate starea, structura sau desfășurarea unor funcții particulare ale sistemelor supraindividuale analizate. Unii dintre parametri pot fi estimați sau au sens numai la nivel populațional, cum ar fi efectivul, structura pe vârste sau sex-ratio. Alți parametri au semnificație atât la nivel populațional cât și în ce privește studiului unei comunități - densitatea, biomasa, producția sau pot fi aplicați exclusiv în studiul sistemelor supra populaționale - indici de similitudine, de diversitate sau de asociere. Parametrii sunt aleși și se evaluează prin metode relative sau exacte, funcție de posibilități, de natura problemei investigate, de scopul și obiectivele acesteia,

de însușirile biologice ale indivizilor constituenți, eterogenitatea habitatelor, timpul și bugetul disponibile, etc.

➤ **Efectivul - mărimea populației**

Reprezintă numărul de indivizi din care este alcătuită la un moment dat o populație (Dediu, 2007). Valoarea acestui parametru poate fi calculată și are sens numai la populațiile unitare, compuse din indivizi aparținând speciilor caracterizate de reproducerea sexuată

Pentru a evalua numărul de indivizi al unei populații cea mai sigură metodă este cea a recensământului. Metoda de estimare a acestui parametru poate fi aplicată în cazul populațiilor reduse din punct de vedere numeric, a populațiilor care pot fi bine delimitate, care ocupă un habitat suficient de mic încât să poată fi investigat integral, iar indivizii sunt evidenți. Pentru populațiile de nevertebrate acest parametru este, de cele mai multe ori, foarte greu sau chiar imposibil de estimat, raportându-ne la observațiile efectuate în general pe teritorii extinse, caracterizate de prezența unui număr mare de indivizi vizibili și foarte mobili, fără a mai pune la socoteală indivizii care nu pot fi observați (ascunși) .

În această situație, prin prelucrarea unui număr de probe din care se numără sau se cântăresc indivizii componenți ai unei populații, este de preferat ca estimarea valorii efectivului să fie realizată prin extrapolarea rezultatelor pentru a caracteriza întreaga populație.

➤ **Distribuția spațială**

Acest parametru de stare a populației evaluează modul în care indivizii aparținând acelei populații sunt amplasați (pot fi localizați) în spațiu.

O populație poate fi caracterizată de trei tipuri de distribuție spațială: *întâmplătoare*, (randomizată, aleatoare), *uniformă* sau *grupată* (agregată).

Atunci când poziția unui individ este independentă de poziția celorlalți distribuția spațială a indivizilor acelei populații este *întâmplătoare*.

Dacă indivizii unei populații sunt distribuiți la distanțe egale, cu probabilitate mai mare decât cea care ar corespunde întâmplării, distribuția spațială a indivizilor acelei populații este *uniformă*.

Prezența în *grupuri* a indivizilor, sau ipoteza că prezența unui individ presupune și prezența probabilistică a altora definește distribuția agregată a indivizilor acelei populații.

Trebuie subliniat faptul că tiparele de distribuție definite anterior sunt dependente în mare măsură de scara spațială avută în vedere. Imaginativ, distribuția unei specii de insecte, care trăiește în coronamentul arborilor, poate fi studiată la scări spațiale diferite cum ar fi: distribuția pe fiecare frunză, pe diferite frunze de pe o ramură, pe diferitele ramuri ale aceluiași arbore sau pe diferiți arbori dintr-o pădure.

4.2.6. Metode de evaluare a ponderii populațiilor de insecte

Dacă indicii ecologici de stare, enumerați mai sus, exprimă latura de inventariere ai unei populații la un moment dat, cea statistică va defini ponderea numerică utilizându-se alți parametri ce vor defini dinamica numerică a acesteia.

➤ Dominanța (D)

Dominanța exprimă nivelul de prezență al unei specii date față de suma indivizilor celorlalte specii cu care se asociază, exprimă în fond abundența relativă. Aceasta se calculează împărțind numărul de indivizi ai speciei respective la numărul total de indivizi ai tuturor speciilor x 100 (Gomoiu și Skolka, 2001).

➤ Constanța (C)

Acest indicator exprimă continuitatea unei specii într-un teritoriu. Constanța exprimă în procente numărul de probe în care se găsește o specie față de totalul numărului de probe (Gomoiu și Skolka, 2001).

➤ Indicele de semnificație ecologică (W)

Reprezintă relația dintre indicatorul structural (constanța - C) și cel productiv (dominanța - D) și reliefează poziția unei specii într-o biocenoză (Gomoiu și Skolka, 2001).

4.3. Descrierea speciilor de nevertebrate de interes comunitar din Rezervația Biosferei Delta Dunării

În cele ce urmează, pentru speciile indicate ca fiind prezente pe teritoriul RBDD (Formularul Standard NATURA 2000 "ROSCI0065 Delta Dunării"), este evidențiată încadrarea taxonomică, este indicată denumirea populară acceptată în limba română, dacă aceasta există, fiind realizată o analiză din punct de vedere al distribuției generale, la nivel național și la nivel local (RBDD).

NOTĂ:

- Distribuția la nivel european a speciilor de nevertebrate de interes comunitar din RBDD (hărți) este indicată conform bazei de date: <http://www.fauna-eu.org/>
- Pentru unele dintre specii, imaginile sunt preluate din baze de date de referință din mediul online – pentru speciile: *Graphoderus bilineatus*, *Morimus funereus*, *Leptidea morsei*, *Catopta thrips* și *Ophiogomphus cecilia* - <https://www.gbif.org/species> ; iar pentru specia *Arytrura musculus* - <https://www.izeltlabuak.hu/faj/keleti-lapibagoly>

4.3.1. *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) – melcul cu cârlig

(Cod NATURA 2000: 4056)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Mollusca
- Clasa: Gastropoda
- Ordin: Hygrophila
- Familia: Planorbidae

Biotop. *Anisus vorticulus* este o specie de melc (figura 4.4), de dimensiuni mici (5-6 mm) care preferă apele stagnante, cu vegetație abundentă sau canalele cu ape lent curgătoare, bogate în floră acvatică.

Preferă apele limpezi și nu suportă condiții de hipertrofocitate (Iorgu, 2015). Este o specie tipic epifită, preferând zonele în care se găsesc cantități mari de alge filamentoase și zone extinse cu *Lemna spp.* sau *Nuphar sp.* și *Nymphaea sp.* (Terrier, 2006).

Distribuție geografică (conform IUCN) (www.iucnredlist.org):

- Nativ: Albania, Austria, Belarus, Belgia Bulgaria, Cehia, Danemarca, Franța, Germania Ungaria, Italia, Letonia, Lituania, Macedonia, Olanda, Polonia, România, Federația Rusă, Slovacia, Suedia, Elveția, Ucraina, Regatul Unit (Marea Britanie, Irlanda de Nord) (figura 4.5).



Figura 4.4. *Anisus vorticulus* – melcul cu cârlig (foto: Orhan IBRAM)

Distribuția la nivel național. Specia are o prezență sporadică, rar semnalată, fiind amenințată de dispariția și degradarea habitatelor specifice; poate fi observată în zonele de câmpie, rar de depresiune sau podiș. Se răspândește mai ales pasiv, prin intermediul păsărilor, iar în perioadele favorabile se poate înmulți rapid (Iorgu, 2015). În Delta Dunării a fost semnalată pe brațul Sulina, în zona localității Crișan în lacurile Merhei, Matia, Obretinul Mare și Belciu (Iorgu, 2015; Sárkány-Kiss, 1997).

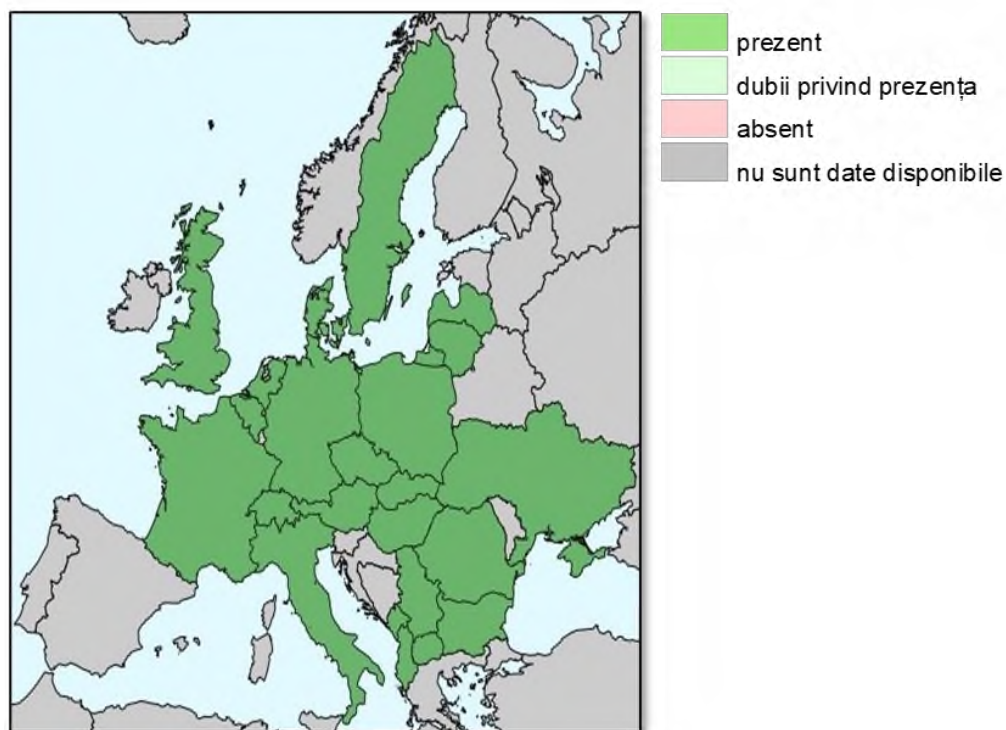


Figura 4.5. *Anisus vorticulus* - distribuția la nivel european

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.1.

Tabelul 4.1

Anisus vorticulus - Perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									

Metode de colectare:

- Colectarea cu fileul limnologic;
- Colectarea de pe o suprafață stabilită/timp stabilit.

Echipamente necesare: fileu limnologic, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, pensetă, tăviță de plastic de culoare albă pentru sortare, recipiente de colectare, alcool etilic, instrumente de scris, etichete, cizme de cauciuc, șubler digital.

4.3.2. *Graphoderus bilineatus* (Galewski, 1976) – gândac de apă (Cod NATURA 2000: 1082)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Coleoptera
- Familia: Dytiscidae

Biotop. Habitatul specific este reprezentat de zone cu ape permanente de dimensiuni mari, stătătoare sau lent curgătoare. *Graphoderus bilineatus* (figura 4.6) pare să prefere lacurile naturale eutrofe și lacurile de tip belciug (Kalniņš, 2006). Preferă zonele cu ape curate, adânci de aproximativ 1 m, cu vegetație acvatică rară, cu malurile slab umbrite sau neumbrite de vegetația lemnoasă (Cuppen și colab., 2006). Acumulările mici de apă din zonele intens exploatate în scop agricol nu sunt un habitat propice pentru această specie.



Figura 4.6. *Graphoderus bilineatus* – gândac de apă
(foto: Lars L. Iversen - <https://www.artportalen.se/Image/546667>)

Distribuție geografică (conform IUCN) (www.iucnredlist.org) (figura 4.7):

- Nativ: Austria, Bosnia și Herțegovina, Cehia, Danemarca, Finlanda, Franța, Germania, Ungaria, Italia, Lituania, Luxemburg, Muntenegru, Olanda, Norvegia, Polonia, Federația Rusă, Serbia, Slovacia, Elveția, Turkmenistan, Ucraina;
- Posibil extinct: Belgia;

- Regional extinct: Regatul Unit al Marii Britanii.

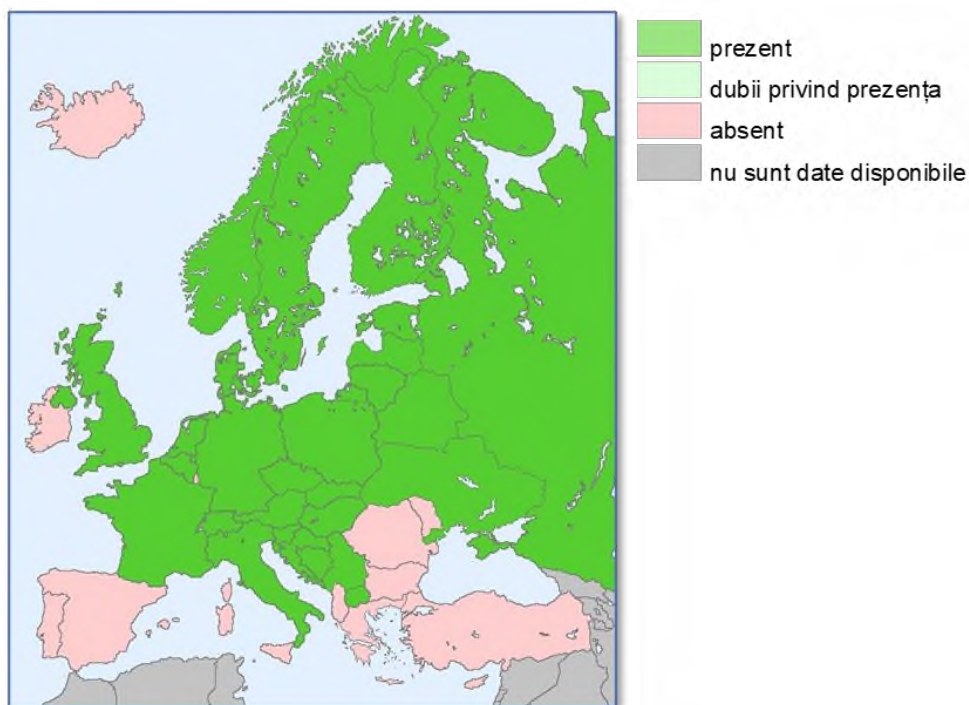


Figura 4.7. *Graphoderus bilineatus* - distribuția la nivel european

Distribuția la nivel național. În România, specia este semnalată foarte rar din nord-vestul extrem (ROSCI0214 Râul Tur), nord-est (Rădăuți), centru (ROSCI0014 Bucșani și lângă Bod) (Petri, 1912) și sud-estul extrem, în bioregiunea Mării Negre (Delta Dunării, lacul Nebunu de pe Grindul Letea) (Iorgu, 2015).

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.2.

Tabelul 4.2

Graphoderus bilineatus - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									
Larve									

Metode de colectare:

- Colectarea cu fileul limnologic;
- Capcane acvatice;
- Colectarea de pe o suprafață stabilită/timp stabilit.

Timpul maxim acordat unei locații investigate este de aproximativ 2 ore.

Echipamente necesare: fileu limnologic (ochiurile plasei de 0.5 mm); tavă albă din plastic; cizme de cauciuc; dispozitiv de poziționare geografică (GPS); cameră foto digitală prevăzută cu bliț; fișă de teren.

4.3.3. *Morimus funereus* (Mulsant, 1862) - croitorul cenușiu, croitorul de piatră

(Cod NATURA 2000: 1089)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Coleoptera
- Familia: Cerambycidae

Biotop. Este o specie polifagă, care se dezvoltă predominant în lemnul mort de fag și stejar (figura 4.8). Adulții pot fi observați în zonele forestiere în care sunt copaci bătrâni, pe trunchiurile căzute, cioate sau bușteni proaspăt tăiați de fag, stejar, castan, plop, tei, arțar, carpen, salcie, etc.



Figura 4.7. *Morimus funereus* - croitorul cenușiu
(foto: zifi - <https://www.inaturalist.org/photos/73182546>)

Distribuție geografică (conform IUCN):

- Nativ: Belgia, Cehia, Germania, Ungaria, Moldova, Muntenegru, România, Serbia, Slovacia, Ucraina (figura 4.8).

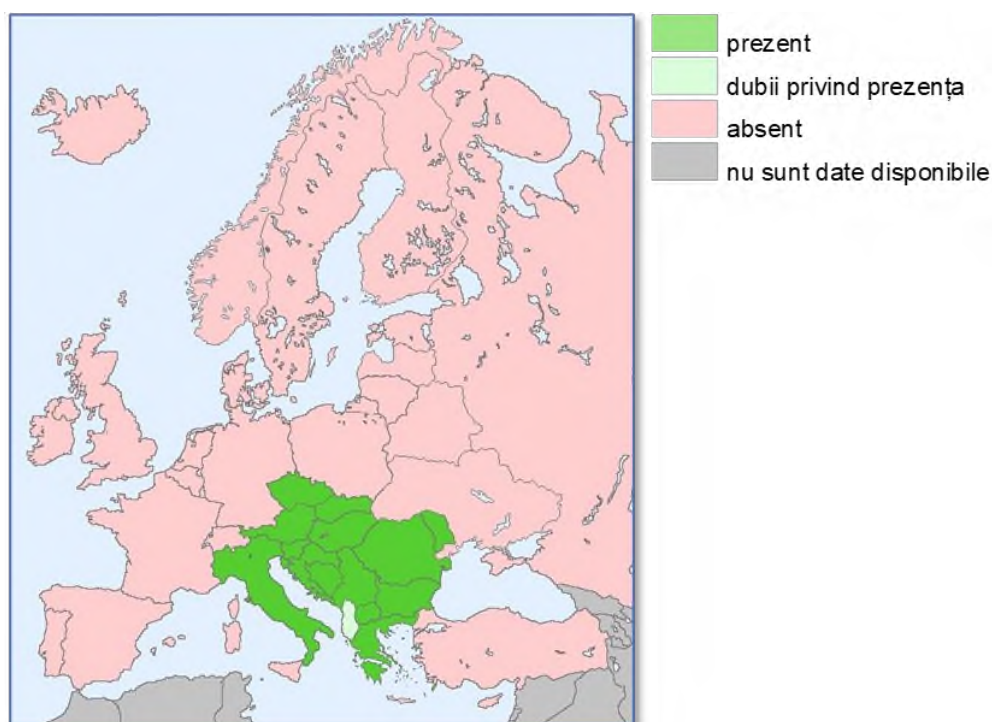


Figura 4.8. *Morimus funereus* - distribuția la nivel european

Distribuția la nivel național. În România este o specie larg răspândită în toată țara, cu excepția zonei alpine. A fost semnalat în bioregiunea Mării Negre, în pădurea Caraorman (Ieniștea, 1974).

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.3.

Tabelul 4.3

Morimus funereus - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									

Metode de colectare:

- Metoda transectului vizual;
- Capcana Barber.

Echipamente necesare: capcane Barber, substanțe atrăcătoare și de conservare, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, pensetă, recipiente de colectare.

4.3.4. *Lycaena dispar* (Haworth, 1802) – fluturele punctat

(Cod NATURA 2000: 1060)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Lepidoptera
- Familia: Lycaenidae

Biotop. Specie fitofagă, poate fi observată adesea în habitate umede, chiar și în zonele puternic antropizate, larvele trăind pe specii de măcriș (*Rumex sp.*: *R. hydrolapathum*, *R. aquaticus*), specifice acestui habitat. Pot apărea multe populații, în special de-a lungul cursurilor de apă. Habitatele caracteristice sunt: fânețe umede, mlaștini, zone inundabile, maluri de râuri și lacuri (figura 4.9). Recunoașterea și selecția celei mai bune hrane (planta gazdă) sunt cruciale pentru succesul dezvoltării larvare.



Figura 4.9. *Lycaena dispar* - fluturele punctat (foto: Gabriel LUPU)

Distribuție geografică (conform IUCN):

- Nativ: Armenia, Austria, Azerbaijan, Belarus, Belgia, Bulgaria, Cehia, Estonia, Finlanda, Franța, Georgia, Germania, Grecia, Ungaria, Italia, Kazakhstan, Lituania, Luxemburg, Moldova, Mongolia, Muntenegru, Olanda, Polonia, România, Federația Rusă, Serbia, Slovacia, Elveția, Turcia, Ucraina, Uzbekistan (figura 4.10).

Distribuția la nivel național. Este semnalată în toată România, fiind o specie larg răspândită, fiind relativ comună. Lipsește însă din zonele montane, la înălțimi de peste 1.200 m. În nord-vestul țării zboară în două generații (aprilie/mai; iunie/iulie). În

restul populațiilor din România, existența celei de-a doua generații a fost confirmată mai rar (Iorgu, 2015).

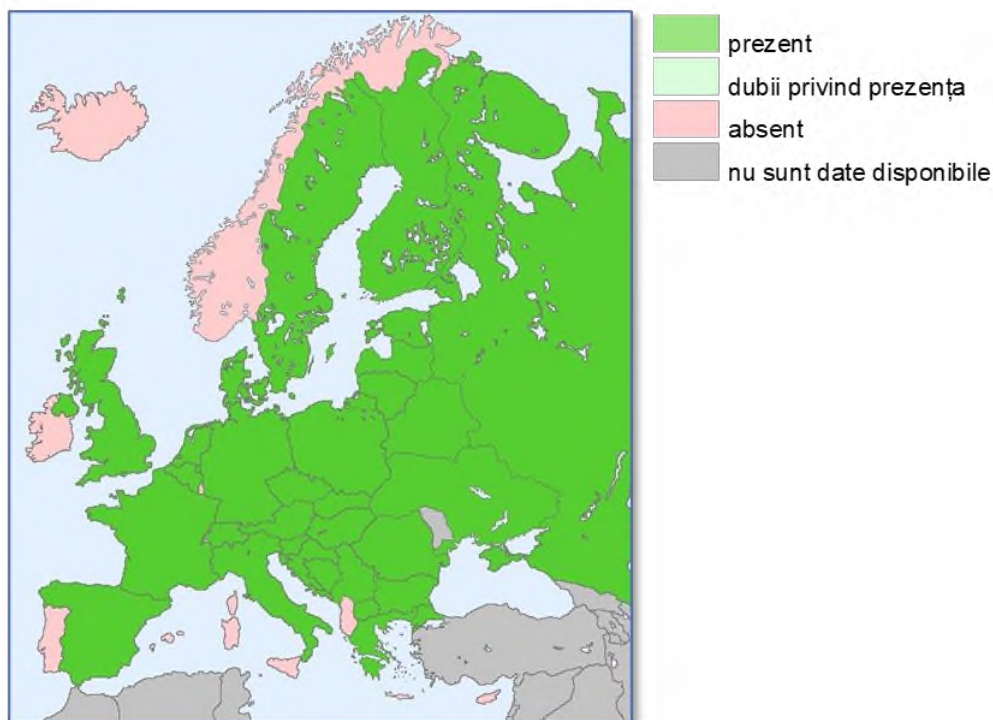


Figura 4.10. *Lycaena dispar* - distribuția la nivel european

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.4.

Tabelul 4.4

Lycaena dispar - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									
Larvă									

Metode de colectare:

- Metoda transectului vizual;
- Colectarea cu fileul entomologic.

Echipament necesar: fileu entomologic, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, binoclu, pensetă, recipiente de colectare.

4.3.5. *Leptidea morsei* (Fenton 1882) – albiță mica

(Cod NATURA 2000: 4036)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Lepidoptera
- Familia: Pieridae

Biotop. Habitatele caracteristice sunt reprezentate de fânețe, pajiști, tufărișuri, liziere și luminișuri de pădure, din zona colinară și submontană, bogate în specii de *Lathyrus* sp. (figura 4.11).



Figura 4.11. *Leptidea morsei* – albiță mică
(<https://vleps.wordpress.com/leptidea-morsei/>)

Distribuție geografică (conform Fauna Europaea):

- Nativ: există semnalări ale prezenței în: Austria, Croația, Cehia, Ungaria, România, Federația Rusă, Serbia, Muntenegru, Slovacia, Slovenia, Ucraina; Voivodina (figura 4.12).

În conformitate cu datele făcute publice în cadrul proiectului vizând monitorizarea speciilor comunitare de nevertebrate din România - specie euro-siberiană răspândită din Europa Centrală (Cehia, Austria, Ungaria, Croația) până în sudul Siberiei, nordul Chinei, Transbaikal, Extremul Orient Rus (Ussuri, Amur), Coreea și nordul Japoniei. Cele mai importante populații din Europa trăiesc în Transilvania (Iorgu, 2015).

Distribuția la nivel național. În România, această specie este răspândită în Banat, Transilvania și nordul Moldovei. Distribuția exactă a speciei este puțin

Specii de nevertebrate de interes conservativ

cunoscută, datorită dificultăților de identificare, fiind asemănătoare cu specia foarte comună *Leptidea sinapis* (Linnaeus, 1758).

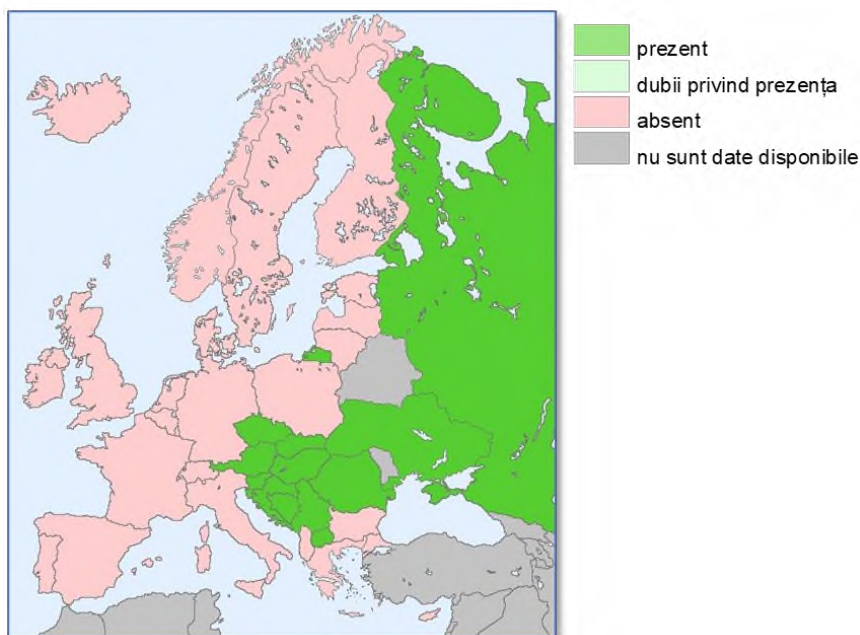


Figura 4.12. *Leptidea morsei* - distribuția la nivel european

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.5.

Tabelul 4.5

Leptidea morsei - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									
Larvă									

Metode de colectare:

- Metoda transectului vizual;
- Colectarea cu fileul entomologic.

Echipamente necesare: fileu entomologic, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, binoclu, pensetă, recipiente de colectare.

4.3.6. *Arytrura musculus* (Ménétriés 1859)

(Cod NATURA 2000: 1027)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia

- Încrengătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Lepidoptera
- Familia: Erebinae

Biotop. Specie extrem de localizată (termohigrofilă), este dependentă de un tip de habitat extrem de specific. Este întâlnită exclusiv în habitatele forestiere de luncă, cu vegetație luxuriantă și în zăvoaiele de sălcii care flanchează cursurile de apă aflate la șes. În România, poate fi observată în zone mlăștinoase sau aflate în apropierea apelor stătătoare sau lin curgătoare, pe soluri nisipoase sau argiloase. Preferă numai condițiile unui microclimat special (păduri de luncă și mlaștini din zone mai calde, bogate în *Salix*) (Iorgu, 2015). Se consideră că în Delta Dunării este prezentă cea mai puternică populație din Europa. Iernează în stadiul de pupă iar larvele se dezvoltă de la sfârșitul lunii iulie până la sfârșitul lunii septembrie. Adulții sunt atrași de surse de lumină mai puțin puternice (figura 4.13).



Figura 4.13. *Arytrura musculus* (foto: Norbert Tóth - <https://www.izeltlabuak.hu>)

Distribuție geografică (conform Fauna Europaea):

- Nativ: Există semnalări ale prezenței în: Ungaria, Republica Moldova, România, Federația Rusă, Ucraina (figura 4.14).

În conformitate cu datele făcute publice în cadrul proiectului vizând monitorizarea speciilor comunitare de nevertebrate din România – arealul speciei prezintă o disjunctie importantă între populațiile din estul Europei și cele din Extremul Orient (lipsește de pe teritorii de mii de kilometri, din estul Munților Urali, până în regiunea Amur). În estul Europei a fost semnalată din Ungaria, România, Ucraina și

sudul Rusiei până în Urali. Alte populații pot fi observate în Extremul Orient, în regiunea Amur, peninsula Coreea și în Japonia (Iorgu, 2015).

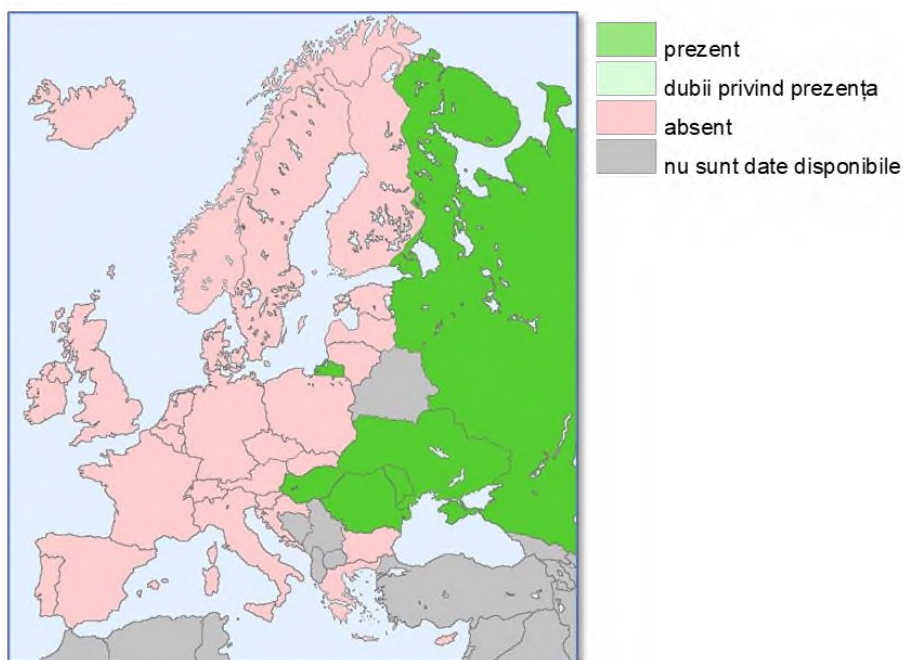


Figura 4.14. *Arytrura musculus* - distribuția la nivel european

Distribuția la nivel național. În România există câteva populații izolate în Crișana, nord-estul Moldovei, specia fiind prezentă și în Dobrogea - Delta Dunării și sudul Dobrogei, în Pădurea Hagieni (Rákosy, 1996).

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.6.

Tabelul 4.6

Arytrura musculus - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									

Metode de colectare:

- Metoda transectului vizual;
- Colectarea cu umbrela entomologică;
- Colectare cu capcana luminoasă.

Echipament necesare: umbrelă / fileu entomologic, capcana luminoasă, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, lanternă, pensetă, recipiente de colectare, echipament protecție insecte.

4.3.7. *Catopta thrips* (Hübner 1818)

(Cod NATURA 2000: 4028)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Lepidoptera
- Familia: Cossidae

Conform Fauna Europaea (<https://fauna-eu.org/>), Genul *Catopta* (Staudinger, 1899) este sinonimul Genului *Paracossulus* (Schoorl, 1990), considerat "name accepted".

Biotop. Specie stepică xero-termofilă extrem de localizată, considerată inițial un relict postglaciar asociat speciilor xerofile de pelin (*Artemisia sp.*) din Asia Centrală. Ulterior, s-a răspândit până în regiunile stepice din Europa Centrală. Preferă enclavale de vegetație stepică aflate pe substrat nisipos sau loessoid. Specia (figura 4.15) a fost observată atât în habitate naturale cât și în habitate semi-naturale sau parțial antropizate, bogate în *Artemisia*. Este un element stepic adaptat și regiunilor continentale. Larvele sunt endofage, trăind în interiorul rădăcinilor de *Artemisia* spp. (*A. absinthium*, *A. vulgaris*, etc).



Figura 4.15. *Catopta thrips* (foto: Svyatoslav Knyazev -<https://www.inaturalist.org>)

Distribuție geografică (conform Fauna Europaea):

- Nativ: Există semnalări ale prezenței în: Ungaria, România, Federația Rusă, Ucraina. Se presupune că populațiile din Transilvania și Ungaria sunt cele mai reprezentative pentru Europa (figura 4.16).

Este o specie paleartică, răspândită din estul Europei până în Siberia. După unii autori (lepidopterologi), populațiile din Europa ar aparține subspeciei *Catopta thrips polonica* (Daniel, 1953).

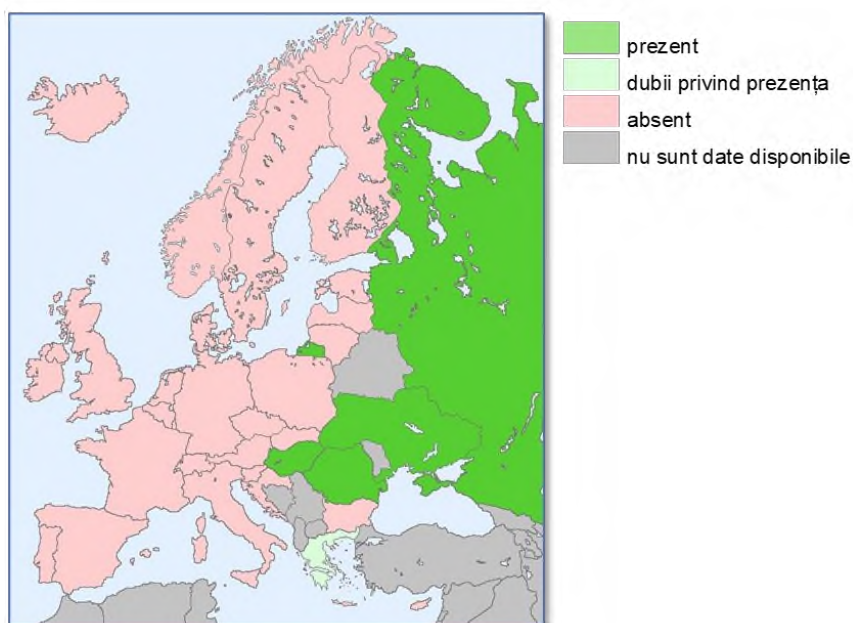


Figura 4.16 *Catopta thrips* - distribuția la nivel european

Distribuția la nivel național. Populațiile din România sunt extrem de izolate, fiind distribuite în Câmpia Transilvaniei, Moldova și Dobrogea (Iorgu, 2015).

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.7.

Tabelul 4.7

Catopta thrips - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									

Metode de colectare:

- Metoda transectului vizual;
- Colectarea cu umbrela entomologică;
- Colectare cu capcana luminoasă.

Echipamente necesare: umbrelă/fileu entomologic, capcană luminoasă, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, lanternă, pensetă, recipiente de colectare, echipament protecție insecte.

4.3.8. *Coenagrion ornatum* (Selys 1850)

(Cod NATURA 2000: 4045)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Odonata
- Familia: Coenagrionidae

Biotop. Specie întâlnită în proximitatea apelor curgătoare cu adâncime mică, mîloase și substrat calcaros (Iorgu, 2015). Adulții se ascund în vegetația cu *Carex*, în tulpinile cărora femelele depun ouăle (figura 4.17). Zboară de la începutul lunii mai până la mijlocul lunii august. Majoritatea timpului indivizii stau în vegetație de unde ies pentru zboruri aproape de suprafața apei (Grand, 2006). În Delta Dunării a fost semnalată în Lacul Porcu (Isvoranu, 1980).



Figura 4.17. *Coenagrion ornatum* (foto: Gabriel LUPU)

Distribuție geografică (conform IUCN):

- Nativ: Albania, Armenia, Austria, Azerbaidjan, Belarus, Bosnia și Herțegovina, Bulgaria, Croația, Cehia, Franța, Georgia, Germania, Grecia, Ungaria, Iran, Liban, Macedonia, Moldova, Muntenegru, Polonia, România, Slovacia, Slovenia, Turcia, Turkmenistan, Ucraina (figura 4.18).
- Posibil extinct: Siria.
- Regional extinct: Italia, Elveția.

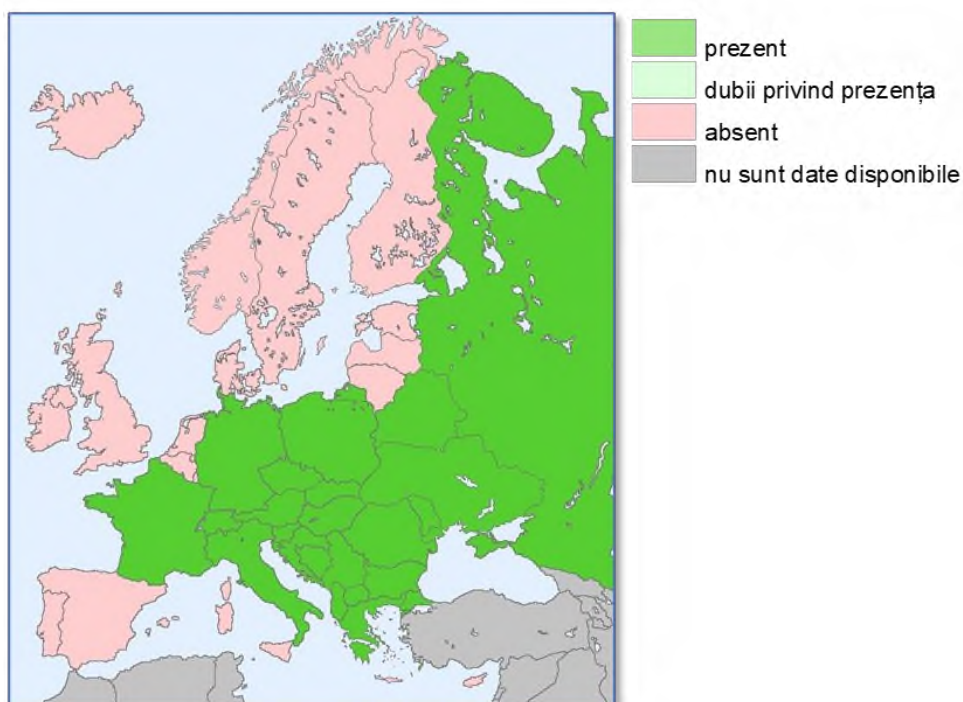


Figura 4.18. *Coenagrion ornatum* - distribuția la nivel european

Distribuția la nivel național. În România, specia poate fi observată în diferite zone din: Banat, Oltenia, Sudul Transilvaniei, Maramureș, Lunca Bahluiului, Comana sau Dobrogea (Por, 1956; Kipping, 1998).

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.8.

Tabelul 4.8

Coenagrion ornatum - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									
Larvă									

Metode de colectare:

- Metoda transectului vizual;
- Colectarea cu fileul limnologic.

Echipamente necesare: fileu limnologic, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, binoclu, pensetă, instrumente de scris, etichete, cizme de cauciuc.

4.3.9 *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy 1785)

(Cod NATURA 2000: 1037)

Încadrare taxonomică:

- Regn: Animalia
- Încrângătura: Arthropoda
- Clasa: Insecta
- Ordin: Odonata
- Familia: Gomphidae

Biotop. Adulții preferă proximitatea cursurile de apă cu un curent moderat, cu zone însoțite și substrat nisipos (Kalkman, 2010). Specia are nevoie de zone acvatice cu adâncime mică a apei (< 50 cm), zone împădurite în apropiere (< 250 m) și porțiuni cu vegetație acvatică submersă. Adulții sunt activi de la finalul lunii mai până la începutul lunii octombrie, zburând mai intens în perioada iulie-august, când adulții vânează activ în zonele de lizieră (figura 4.19).



Figura 4.19. *Ophiogomphus cecilia*

(foto: Vladimir Onishko - <https://spain.inaturalist.org>)

Distribuție geografică (conform IUCN):

- Nativ: Austria, Belarus, Belgia, Croația, Elveția, Estonia, Finlanda, Franța, Kazahstan, Letonia, Lituania, Luxemburg, Moldova, Muntenegru, Olanda, Polonia, România, Federația Rusă, Serbia, Slovacia, Slovenia, Suedia și Ucraina (figura 4.20).

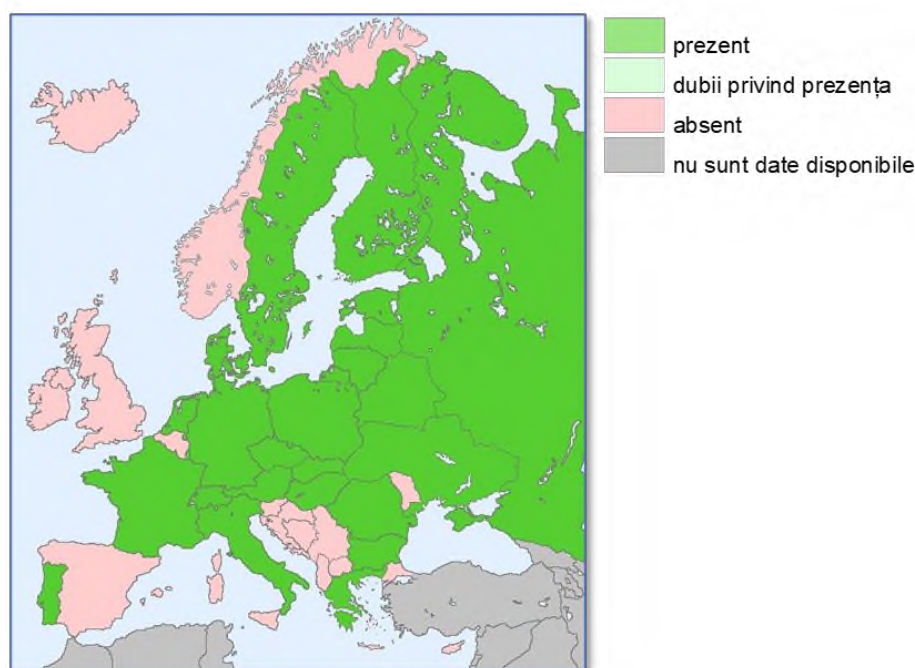


Figura 4.20. *Ophiogomphus cecilia* - distribuția la nivel european

Distribuția la nivel național. În România specia poate fi observată în Delta Dunării și pe râurile Olt, Mureș, Jiu, Crișuri, Cerna și Nera (Por, 1956; Kipping, 1998). În Delta Dunării este menționată ca prezentă, fără detalii referitoare la localizarea exactă a punctului de observație (Bulimar, 1973).

Perioada optimă de prelevare este indicată în tabelul 4.9.

Tabelul 4.9

Ophiogomphus cecilia - perioada optimă de prelevare

Stadiul de dezvoltare	Luna								
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Adult									
Exuvii									
Larvă									

Metode de colectare

- Metoda transectului vizual;
- Colectare cu fileul entomologic – adulți / colectare cu fileul limnologic – larve;
- Identificarea și numărarea exuviilor.

Echipamente necesare: fileu limnologic, fișă de teren tipizată, dispozitiv de localizare GPS, binoclu, pensetă, recipiente de colectare a exuviilor, fileu entomologic.

BIBLIOGRAFIE

1. Bounechada M., Doumandji S., E., Çiplak B., 2006 - Bioecology of the Orthoptera Species of the Setifian Plateau, North-East Algeria. Turkish Journal of Zoology, 30: 245-253.
2. Brînzan, T. (coord.), 2013. Catalogul habitatelor, speciilor și siturilor Natura 2000 în România. Ed. Fundația Centrul Național pentru Dezvoltare Durabilă, București: Exclus Prod, 784 pp.
3. Bulimar, F. (1973) Privire ecologică asupra larvelor de Odonate (Ord. Odonata, Cl. Insecta) din Delta Dunării. Analele Științifice ale Universității „Al. I. Cuza” Iași, s. Biologie animală, 19: 171-178.
4. Cuppen, J., Koese, B., Sierdsema, H. (2006) Distribution and habitat of *Graphoderus bilineatus* in the Netherlands (Coleoptera: Dytiscidae). Nederlandse Faunistische Mededelingen, 24: 29-40.
5. Dediu I. I., 2007. Ecologia populațiilor. Editura Phoenix, Chișinău, 177 pp.
6. Gomoiu T. M., Skolka M., 2001. ECOLOGIE - Metodologii pentru studii ecologice. Ovidius University Press, Constanța, 178 pp.
7. Grand D., Boudot J.-P., 2006. Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg, Biotope, Mèze, (Collection Parthénopé). 480 pages.
8. Ieniște, M. A., 1968. Die Hydraeniden Rumäniens (Coleoptera, Hydraenidae). Trav. Mus. Hist. Nat. „Grigore Antipa”, VIII (II): 759-795.
9. Iorgu I. Ș., 2015. Ghid sintetic pentru monitorizarea speciilor de nevertebrate de interes comunitar din România. Material editat de Asocieria S.C. Compania de Consultanță și Asistență Tehnică S.R.L; și SC Integra Trading SRL., București, 159 pp.
10. Isvoreanu, V.; Boghian, V., 1980. Noi specii de odonate pentru Delta Dunării. St. și Cerc.Biol. (s.Biol.Anim.), București, 32(2): 147-150.
11. Kalniņš, M. (2006) Protected aquatic insects of Latvia – *Graphoderus bilineatus* (Degeer, 1774) (Coleoptera: Dytiscidae). Latvijas entomologs, 43: 132-137.
12. Kipping, J. (1998) Ein Beitrag zur Libellenfauna (Odonata) Rumäniens. Mauritiana (Altenburg), 16(3): 527-538.
13. Pîrvu C., 1981. Ecologie generală. Ed. Tehnică, București, pp.
14. Por, F. (1956) Considerații asupra faunei de odonate din Republica Populară Română. Buletin Științific, Secția de Biologie și Științe Agricole, 8(1): 155-166.
15. Rákossy, L. (1996) Die Noctuiden Rumäniens. Staphia, 46, 648 pp.
16. Sárkány-Kiss A. 1997. The present-day situation of the Unionidae (Mollusca, Bivalvia) in the Transylvanian tributaries of the Tisa river (Romania). Trav. Mus. Hist. natl. "Grigore Antipa" 37: 213 –224.
17. Sîrbu I., Benedek A. M., 2004. Ecologie Practică. Editura Universității Lucian Blaga, Sibiu, 260 pp.

18. Terrier, A., Castella, E., Falkner, G. and Killeen, I.J. 2006. Species account for *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Gastropoda: Planorbidae), a species listed in annexes II and IV of the Habitats Directive. *Journal of Conchology* 39(2): 193-207.

*** <http://biodiversitate.mmediu.ro/rio/natura2000/static/pdf/roscli0065.pdf>

*** <http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/2017-08->

- 29_ [Fromulare_SCI_11.08.2017.pdf](#)

*** <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=ROSLI0065>

*** <https://www.compari.ro>

*** <http://www.dailycameranews.com>

*** <https://www.artportalen.se/Image/546667>

*** <https://www.inaturalist.org/photos/73182546>

*** <https://vlepis.wordpress.com/leptidea-morsei/>

*** <https://www.inaturalist.org/taxa/875281-Paracossulus-thrips>

*** <https://spain.inaturalist.org/observations/57549326>

*** <http://www.fauna-eu.org/>

*** <https://www.gbif.org/species>

*** <https://www.izeltlabuak.hu/faj/keleti-lapibagoly>

*** www.iucnredlist.org

EVOLUȚIA PESCĂRIILOR ȘI IDENTIFICAREA MĂSURILOR DE EXPLOATARE SUSTENABILĂ A STOCURILOR DE PEȘTI ȘI DE CONSERVARE A IHTIOFAUNEI DIN RBDD

Aurel NĂSTASE, Irina CERNIȘENCU, Ion NĂVODARU

5.1. Introducere

Pe teritoriul actual al Rezervației Biosferei Delta Dunării (RBDD) suprafața apelor interioare variază, în funcție de regimul hidrologic, între 170-270 mii ha, din care cca. 70 mii ha în complexul Razim-Sinoe și 100-200 mii ha în deltă. Incluzând și cele 103 mii ha din zona costieră marină, teritoriul actual al Rezervației include cea mai mare concentrare de zone umede din România și una dintre zonele umede reprezentative la nivel global. Acest teritoriu are o pondere însemnată în pescăria din țara noastră, incluzând și cca. 40 mii de hectare dedicate amenajărilor piscicole.

Unele dintre primele modificări în rețeaua hidrografică interioară a deltei, determinată de necesitatea ameliorării productivității piscicole în regim natural, se datorează savantului român Grigore Antipa. Astfel, în perioada 1900-1935, s-au realizat câteva canale importante precum Litcov, Sireasa, Caraorman vechi pentru conectarea brațelor Dunării și complexele lacustre din deltă, inclusiv a lacului Razim prin canalele Dunavăț și Dranov. Începând cu anii 70 au fost construite amenajările piscicole Popina, Chilia Veche, Stipoc, Dunavăț, Holbina I, Holbina II, Periteașca, Perișor, Ceamurlia și s-au convertit fostele amenajări stufile Rusca, Bălteni, Maliuc, Obretin în amenajări piscicole. Toate aceste amenajări au însumat aproape 40000 ha. Toate aceste amenajări piscicole au fost proiectate și construite pentru a fi furajate integral. În urma unei perioade de recesiune economică, după anul 1973, nu s-a mai permis procurarea furajelor, nici finalizarea și întreținerea corespunzătoare a instalației de alimentare-evacuare a apelor, fapt ce a dus la degradarea acestor amenajări și obținerea unor producții foarte mici (sub 100 kg/ha pește) (Gâștescu și Driga, ed. Gâștescu și Știucă, 2008).

Totodată, alegerea amplasamentelor unor amenajări piscicole n-a fost făcută în cele mai propice condiții. Amenajarea piscicolă de pe grindul Stipoc este un astfel de exemplu, când aici se putea practica, ca și înainte, pășunatul și chiar unele plantații de viță-de-vie. Un alt exemplu este amenajarea Popina, situată la est de grindul Letea, mai întâi cu scop agricol, iar după sărăturare, reprofilată, partea nordică pe piscicultură, iar partea sudică, agricol-piscicol alternativ. În realitate, Popina II din sud, în suprafață de 3.600 ha nu este folosită în nici un fel, iar izolarea ei de procesele normale de

inundare anuală, a dus la salinizarea și extinderea cătinei roșii (*Tamarix ramosissima*). În altă situație se găsesc amenajările Holbina I și Holbina II. În substratul acestor amenajări se găsesc depozite de turbă care prin aciditatea generată limitează dezvoltarea acvaculturii și, ca atare, în anii 2000 această suprafață de circa 4400 ha a fost renaturată (Gâștescu și Driga, ed. Gâștescu și Știucă, 2008).

În anii '80 (1980-1989) s-a realizat programul de amenajare și exploatare integrală a resurselor naturale din Delta Dunării elaborat și legiferat printr-un decret al Consiliului de Stat din 1983. Conform acestui decret urma ca cea mai mare parte din deltă să fie amenajată pentru agricultură (culturi de câmp), să se organizeze ferme pentru creșterea animalelor (porcine și bovine), amenajările piscicole și silvice să fie extinse. În baza acestui decret, teritoriul deltei și a Complexului lacustru Razim-Sinoe, este împărțit și organizat în șase întreprinderi economice de exploatare a resurselor subordonate Centralei Delta Dunării Tulcea (CDD) – IECRNDD (Întreprinderea de Exploatare Complexă a Resurselor Naturale din Delta Dunării).

Aceste acțiuni de amenajare a diferitelor incinte (piscicole, stuficole, agricole și silvice) s-au făcut în baza mai multor programe de valorificare a resurselor naturale din Delta Dunării. Au fost făcute însemnate eforturi materiale și financiare pentru realizarea acestor programe. Anual au crescut eforturile financiare de la 333.326 mii lei în 1970, la 3.442.469 mii lei în 1986 prin valorificarea fondurilor fixe aparținând unităților din componența fostei Centrale Delta Dunării, principalul investitor și producător în deltă. Creșterea acestor fonduri de investiție nu s-a soldat cu realizările economice și financiare prevăzute, ceea ce a condus la înregistrarea continuă de importante pierderi, și ca atare, la abandonarea unor amenajări (îndeosebi stuficole și piscicole).

Peștii se găsesc în aproape toate corpurile de apă dulce din RBDD și reprezintă o parte importantă a patrimoniului natural al zonei și oferă servicii ecosistemice atât pentru comunitățile locale cât și pentru turiști și oameni din alte regiuni ale țării, în special pentru pescuitul comercial și pescuitul de agrement. Peștii sunt o componentă esențială în aproape toate lanțurile trofice din ecosistemele acvatice dulcicole. Reducerea suprafețelor acvatice și degradarea habitatelor, speciile invazive, supraexploatarea piscicola, barajele (pentru speciile migratoare) și poluarea apelor sunt principalele amenințări pentru fauna piscicolă. În contextual actual trebuie să punem în aplicare pe deplin sistemul legislativ european existent. Directivele de mediu ale UE privind apa, habitatele și păsările sunt principalele acte legislative care asigură protecția naturii în Europa.

5.2. Pescăria RBDD

În ceea ce privește pescăriile din RBDD, ele pot fi clasificate după ecologia peștilor, metodele și zonele de pescuit, în trei tipuri principale și mai multe subtipuri:

- Pescăria peștilor de apă dulce (a. delta; b. Razim-Sinoe; c. Dunăre);
- Pescăria peștilor migratori (a. scrumbie de Dunăre; b. sturioni);
- Pescăria peștilor marini din zona infralitorală (Năvodaru și Staraș 1998).

Dinamica capturii totale - în ultimii 60 de ani (1960 - 2020), evoluția pescăriilor din actualul spațiu al RBDD, reflectat de dinamica capturii totale, a cunoscut patru perioade caracteristice (figura 5.1):

- Perioada 1960 -1970 cu capturi variabile influențate de regimul hidrologic al Dunării având valori între 10.000 t și 20.000 t;
- Perioada 1970 -1984 cu valori anuale aproximativ constante în jurul valorii de 15.000 t, perioadă în care au loc modificări importante de mediu și în structura comunităților de pești;
- Perioada 1984 -2000 în care are loc un declin al capturii de la 15.000 t anual la 3.000 t (figura 5.1);
- Perioada 2000 - 2020 cu valori constant în jurul valorii de 3.000 t (statistica oficială).

Dinamica peștilor de apă dulce reflectă trecerea habitatelor de la o comunitate tip știucă-lin spre o comunitate tip șalău-plătică, prin declinul peștilor răpitori și dominanța speciilor pașnice, odată cu evoluția apelor de la mezotrofie spre hipertrofie. Începând cu anul 1972, anul de trecere de la ecosisteme mezotrofe spre cele eutrofe și apoi hipertrofe, acest lucru s-a datorat creșterii cantității nutrienților (N și P) adus de apele Dunării în deltă și Marea Neagră, moment în care are loc o schimbare în structura capturilor.

Datorită reducerii activităților economice după 1989 și implicit a scăderii intrărilor de nutrienți în Delta Dunării, în ultimii 10 ani se observă o ușoară redresare a speciilor afectate de eutrofizare. Astfel, din rândul răpitorilor, știuca și somnul au o revenire ușoară, iar bibanul are o evoluție constantă, speciile limnofile precum linul își refac populația, iar crapul cunoaște o revenire apreciabilă. În același timp, speciile non-native de crapi chinezești eliberate accidental și aclimatizate în mediul natural (în care sângele este dominat), au o importanță majoră în capturi (figura 5.2).

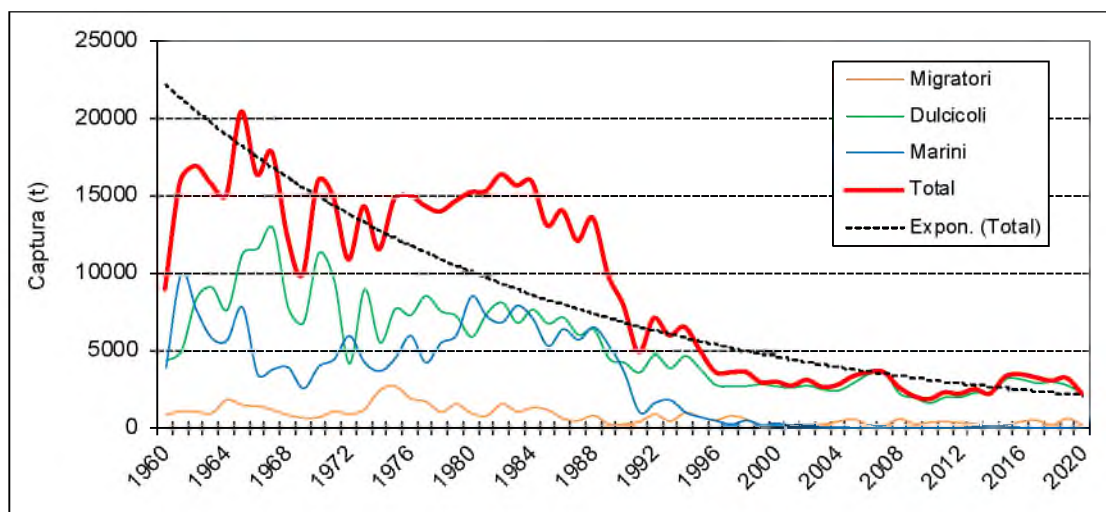


Figura 5.1. Tendința descrescătoare a capturilor de pești din RBDD, în perioada 1960-2020

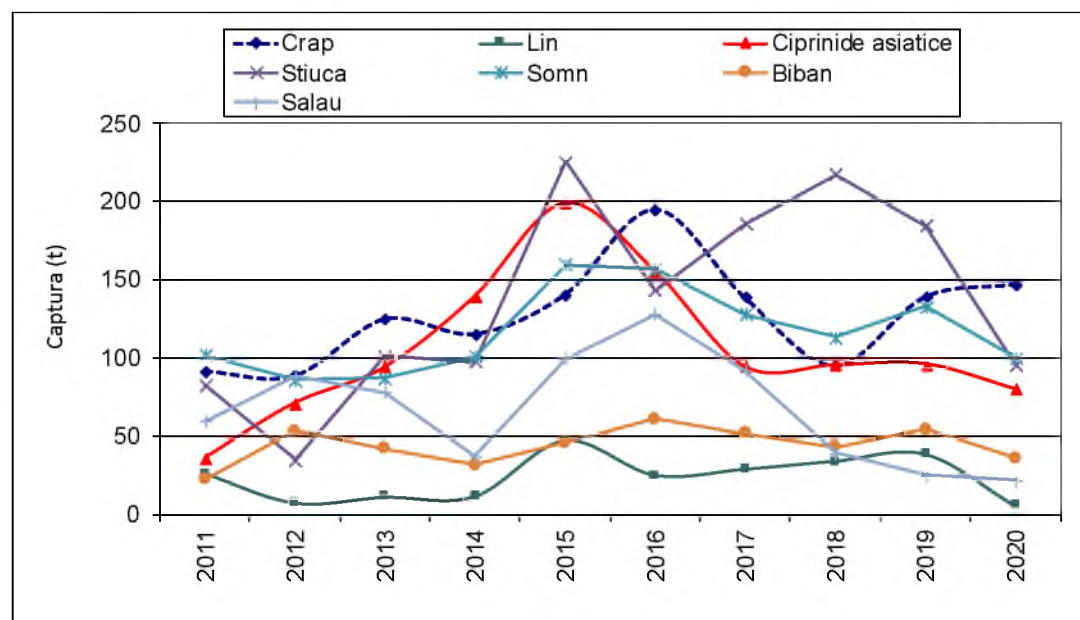


Figura 5.2. Evoluția recentă a unor specii de pești native și non-native de importanță comercială în RBDD

Pescăria peștilor migratori tinde spre o evoluție diferită după componența stocurilor. Scrumbia de Dunăre are o evoluție ciclică a capturilor, având minime sau maxime la 10-11 ani, în perioada 1960-2020, minima absolută fiind de 23 t în anul 1999, iar maxima de 2.500 t în anul 1975 (figura 5.3).

Speciile de sturioni cunosc un declin continuu de la cca. 300 t (în 1960) la cca. 8 t (în 1998). Pe întreaga perioadă analizată, morunul și nisetru sunt cele mai afectate

specii, datorită întreruperii migrației de reproducere la barajele de la Porțile de Fier, schimbării condițiilor de mediu și supraexploatării (figura 5.3).

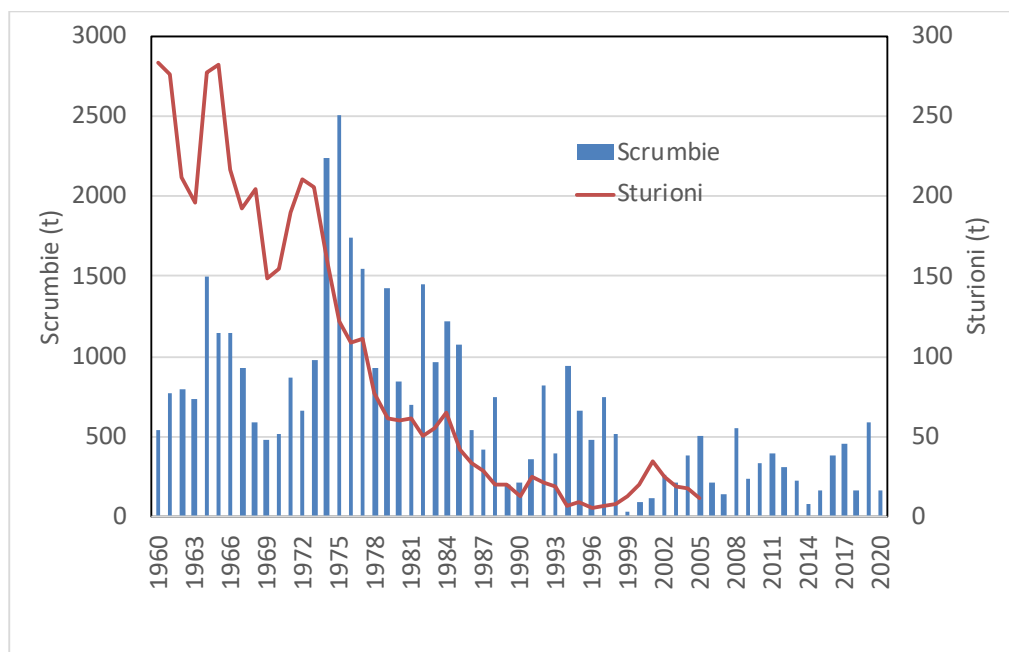


Figura 5.3. Dinamica capturilor peștilor migratori, scrumbie și sturioni din RBDD

Pescuitul de la Marea Neagră este într-un regres accentuat al capturilor de la cca. 10.000 t la 500 t, în perioada analizată, iar din capturi dispar speciile valoroase precum stavridul, chefalul, calcanul și hamsia, rămânând speciile mărunte cu valoare economică mică precum șprotul.

Concluzia generală este că stocurile de pești au scăzut, dar nu atât cât arată statisticile, situația fiind diferită pe tipurile de pescării, iar structura comunităților de pești este schimbată. Această evoluție s-a datorat în principal supraexploatării și modificărilor de mediu.

5.3. Factorii cu impact semnificativ asupra peștilor și pescăriei din Delta Dunării

Încă de acum 2 secole, când a început masiv tăierea pădurilor având ca efect încălzirea apelor, creșterea luminozității, iar de curând schimbarea climatului, aridizarea, secetele îndelungate și viiturile puternice de scurtă durată au afectat mult condițiile de viață din apele dulci.

Structura faunei piscicole din bazinele acvatice ale deltei și mărimea stocurilor populațiilor de pești exploatabile, depind de factorii ecologici și anume: regimul hidrologic, condițiile de reproducere (temperatura apei și inundabilitatea), cantitatea

bazei trofice, calitatea apei, relațiile interspecifice și intraspecifice, rata mortalității și natalității naturale, precum și de activitatea de pescuit și alți factori antropici.

Regresul evident al capturilor de pești din RBDD, îndeosebi în ultimele șase decenii, este un răspuns al populațiilor piscicole la impactul antropic, manifestat prin accentuarea fenomenului de poluare și eutrofizare a apei, a îndiguirilor masive efectuate în lunca și Delta Dunării, care au afectat calitatea habitatelor speciilor, respectiv capacitatea de refacere naturală a stocurilor, culminând cu practicarea unui pescuit intensiv asupra acestor resurse aflate deja în declin evident.

Declinul speciilor valoroase, a populațiilor de sturioni marini migratori în Dunăre, studiat de numeroși autori (Brannikova, 1998; Bailly, 1998; Suci, 1995), este consecința următoarelor cauze:

- construirea barajelor Porțile de Fier I și II;
- dragajele pentru extracția de nisip în zonele din aval de baraj;
- pescuitul / neprotejarea reproducătorilor care se aglomerează în aval de baraj;
- neprotejarea puietului la gurile Dunării în cursul pescuitului cu traule de fund și talie marine și, în ultima perioadă, pescuitul cu setci fixe sau în derivă de scrumbie la Marea Neagră;
- distrugerea juvenilor prin traulare în zonele de hrănire de la coasta noastră;
- posibile efecte ale poluării acute accidentale a apelor fluviului sau a unor afluenți;
- suprapescuitul de către braconieri, care este greu de stăvilit și se practică uneori și în perioadele de reproducere.

Principalii factori biotici și abiotici, respectiv principalele activități umane care au impact major asupra ihtiofaunei apelor noastre sunt: supraexploatarea, desecările, îndiguirile, poluarea și eutrofizarea, apa de balast a navelor ce a dus la răspândirea unor specii, apariția unor specii cu potențial invaziv și impactul prădătorilor ihtiofagi.

5.3.1. Supraexploatarea (suprapescuitul)

Supraexploatarea reprezintă principalul factor de impact, îndeosebi, în condițiile în care populațiile unor specii sunt în declin, datorită reducerii sau degradării habitatelor. Este cazul sturionilor, știucii, linului, caracudei, șalăului, pentru care sunt necesare măsuri speciale de cruțare pentru conservarea genofondului. Prezența în capturile comerciale din ultimii ani, a speciilor de talie mică și reducerea Capturii pe Unitatea de Efort (CPUE) sunt de asemenea indicii ale supraexploatării stocurilor.

Pentru orice populație naturală, principalul parametru de stare e reprezentat de mărimea acesteia, care se modifică continuu ca rezultat al presiunii exercitate de mediu asupra sa, care afectează capacitatea de reproducere și respectiv capacitatea de supraviețuire a indivizilor componenți ai populației.

Supraexploatarea a determinat reducerea stocurilor de pești deja afectate de degradarea habitatelor (sturioni, crap, știucă, lin, caracudă, șalău).

Spre deosebire de strategia naturii de a spori intrările de energie în sistem prin creșterea diversității și deci a stabilității ecosistemelor față de factorii perturbatori, societatea umană are o strategie ce constă în realizarea unei maxime productivități a ecosistemelor, cu exploatarea tot mai intensă și mai extinsă a resurselor naturale.

În general, resursele vii sunt regenerabile numai cu condiția respectării unor parametri ecologici, caracterul lor inepuizabil fiind condiționat de aplicarea unor tehnologii de exploatare în limitele impuse de cerințele lor ecologice, necesare pentru refacerea stocurilor. În foarte multe cazuri, exploatarea abuzivă, neștiințifică, a generat stări de colaps în cadrul unor populații exploatare de secole.

Primul efect semnalat al presiunii exercitate asupra stocurilor de pești prin pescuit, îl constituie dispariția unor specii, ceea ce înseamnă *micșorarea diversității* ecosistemului și prin aceasta scăderea stabilității lui.

Din cele 136 specii de pești înregistrate în apele RBDD (Antipa 1909; Bănărescu 1964; Oțel 2000, 2007; Năstase și colab., 2017, 2019a) mai bine de jumătate dintre ele (73 specii) sunt incluse în diverse liste de protecție sau cu statut periclitat astfel: un număr 59 specii sunt incluse în "Lista Roșie" a RBDD (Oțel, 2001), 27 specii în Cartea Roșie a României (Bănărescu, 2005), 38 de specii sunt incluse pe lista convențiilor internaționale (Convenția de la Berna, CITES), un număr de 23 specii pe listele Anexelor Directivei Habitadelor și 34 specii încadrate în anexele legislației românești.

Rezultatul unui astfel de impact negativ este *simplificarea structurii capturilor comerciale* atât a speciilor de apă dulce cât și marine (Zaitsev și colab., 1997), modificarea componenței speciilor prin reducerea până la dispariția unora (caracudă, lin, crap, viza, șip), explozia populațională a altora (caras) și dominanța îndeosebi a speciilor pașnice, de talie mică cu prolificitate mare, capabile să-și refacă biomasa exploatabilă (Lae R., 1997).

În anul 1960, în componența capturilor comerciale a speciilor de apă dulce intrau peste 9 specii dominante, iar în 1997 numai 5 specii, iar raportul actual între speciile pașnice și ihtiofage din capturile comerciale este net favorabil celor dintâi cu diferite nuanțe între abundență și biomasă.

Din totalul speciilor de pești dispărute în timpuri istorice, se constată că marea majoritate a dispărut în ultimele trei secole, dintre care, grupele ale căror specii au un rol de control (răpitoarele) al întregii structuri trofice reprezintă ponderea cea mai mare din totalul speciilor dispărute. De multe ori nu se cunosc implicațiile genetice, ecologice, evolutive și economice ale dispariției unor specii decât atunci când sunt afectate în mod evident interesele noastre. Implicațiile apar în ecosistemele unde au dispărut speciile sau unde au scăzut numeric sub nivelul critic, adesea cu mult înainte de dispariția lor de pe tot arealul.

Creșterea excesivă și necontrolată a pescuitului a dus la o supraexploatare aproape generală a stocurilor populațiilor de pești. O analiză a stării rezervelor de pește pune în evidență faptul că foarte puține populații de tradiție în industria pescărească, pot să se mențină într-un echilibru biologic normal în ritmul unei exploatare de durată, de tip actual.

Suprapescuitul periclitează speciile valoroase de talie mare, în special cele cu ciclu biologic lung (sturionii, lostrita, lipanul, păstrăvul) (Bănărescu, 1998).

Depășirea plafoanelor de pescuit, creșterea efortului de pescuit, tendința agenților economici de a exploata stocurile la nivelul existent în anul respectiv,

indiferent de structura pe vârste a populațiilor a condus la diminuarea capturilor și la dezechilibrul stocurilor.

Suprapescuitul reprezintă un factor important de impact, îndeosebi în condițiile în care populațiile unor specii sunt în declin datorită reducerii sau degradării habitatelor. Este cazul sturionilor, stiucii, linului, văduviței, pentru care sunt necesare măsuri speciale de cruțare pentru conservarea genofondului.

Cert este că aceste specii constituie rezerve alimentare, iar stocul speciilor de pești trebuie controlat, menținut în limite rezonabile pentru conservarea speciei, capturând anual un număr rezonabil de exemplare.

În perioada 1991-2000 au fost stabilite anual plafoane de pescuit pe zone și specii, utilizate de Administrația Rezervației Biosferei Delta Dunării în autorizarea activităților economice din teritoriu.

După anii hidrologici favorabili (1991) biomasa ridicată a stocurilor a fost exploatată în proporție de peste 50 %, diminuându-se rezervele pentru anii următori, mai puțin favorabili hidrologic

Datorită exploatării timpurii a populațiilor piscicole și pentru obținerea unor producții durabile s-a recomandat și s-a aplicat începând cu anul 1994, majorarea laturii ochiului plaselor de pescuit de la $a=32\text{mm}$ la $a=40\text{mm}$ în complexul Razim-Sinoie și de la $a=26-28\text{ mm}$ la $a=32\text{ mm}$ pentru năvoadele din complexe din delta (Staraș și colab., 1994, 1996; Cernișencu și colab., 2000, 2006), la nivelul actual de $a=32-35\text{ mm}$ la vintire și talie și $a=40-45\text{ mm}$ la setci și ave (excepție la scrumbie începând de la mărimea ochiului de $a=30\text{ mm}$).

Valorile producțiilor durabile recomandate au fost depășite de către toți agenții economici autorizați aflați în competiție și nu legați de interesul colectiv de conservare a resursei. Exploatarea intensă a stocurilor în anul 1993-1994 a condus la realizarea unei producții record în lacul Razim de 2.900 tone, urmată de o prăbușire a producțiilor în anul 1995, declanșarea unor conflicte între agenții economici, între aceștia și ARBDD, precum și problemele sociale asociate.

La declinul producției a contribuit și regimul hidrologic deficitar al acelor ani, care are un rol important în mărimea stocurilor.

Astfel în perioada 1991-1995, în complexul Razim-Sinoie capturile durabile estimate la specia șalău au fost depășite cu circa 50% față de capturile înregistrate la plătică și babușcă cu 100%, iar la caras depășirile mari au fost în anii hidrologici favorabili (1991-1992), fiind atât în Razim cât și în Sinoie de peste 175%, iar în anii următori, stocul fiind foarte supraexploatat, cantitățile pescuite s-au redus foarte mult.

După 1996, când în estimarea capturii durabile s-a folosit captura corectată prin adăugarea capturilor ilegale, nereglementate și neraportate (Illegal, Unregulated, Unreported – IUU), în complexul Razim-Sinoie, față de captura oficial înregistrată nu s-a semnalat depășirea capturii durabile până în anul 1998, dar în 1999 aceasta a fost depășită cu 10-30% la șalău, cu 90% la plătica din Sinoie și cu cca. 70 % la caras. Deci chiar și cu capturile corectate totuși se constată depășirea capturilor durabile. Din eșantioanele prelevate în ultimii ani se constată încă prezența în capturi a speciei șalău

sub dimensiunea minimă legală, în proporție de peste 70 %, iar la nivelul anilor 2019-2020 ajunge și la peste 90%.

În lacurile din Delta Dunării se constată depășiri (peste 100%) ale capturilor durabile la speciile studiate, caras și plătică, îndeosebi în anii 1991, 1992, 1993, când datorită anului 1991, deosebit din punct de vedere hidrologic, cantitățile de pește capturate au fost duble și au fost suprapescuite, fapt care s-a reflectat apoi prin scăderea evidentă a capturilor din următorii ani. Nu s-a constatat depășirea cotelor de pescuit după generalizarea mărimii ochiului de plasă la 32 mm în anul 1994.

Utilizarea unor plase de pescuit cu ochiul de 26-28 mm înainte de 1993, a favorizat pescuitul unui număr mare de indivizi imaturi sexual. Deseori, după 1992, s-a depășit captura durabilă recomandată, cu efecte în scăderea producției anilor următori.

Distribuția frecvenței pe lungimi a unei populații ne sugerează unele date preliminare privind nivelul relativ de exploatare al stocului: când predomină juvenilii, stocul este puternic pescuit și invers, în cazul prezenței abundente a celor vârstnici stocul este subexploatat.

În prezent, la majoritatea speciilor se constată o reducere a taliilor dominante în capturile comerciale, ca efect al supraexploatării.

Procentul relativ restrâns de pești de dimensiuni și vârste mai mari și frecvența maximă a 1-2 grupe de reproducători constituie indiciul cert al unei exploatări intense, mai cu seamă în epoca premergătoare reproducerii (ciprinidelor) sau în cursul ei la specii răpitoare valoroase (somon, știucă).

Exploatarea excesivă a unor specii de nivel inferior duce la scăderea biomasei acestora și implicit a celor superioare, iar datorită necunoașterii exacte, la toate speciile, a potențialului productiv, omul are în vedere de cele mai multe ori doar profitul imediat.

Pescuitul accidental. Are un impact negativ mai ales în cazul puietului de scrumbie capturat în zona litorală la pescuitul speciilor mărunte (PMM) din Marea Neagră sau a puietului de sturioni la pescuitul scrumbiei la gurile Dunării în Marea Neagră.

Pescuitul ilegal și abuziv IUU (Illegal, Unreported, Unregulated Fishing). Magnitudinea pescuitului ilegal nu se cunoaște, deși este unanim acceptat că braconajul este o activitate răspândită în tot timpul anului, în toate zonele de pescuit, îndeosebi în perioadele de prohibiție. Vânzarea pe piața neagră a peștelui de către pescarii autorizați este alături de braconaj, o practica generalizată. Cantitățile neînregistrate și cele braconate se pare ca variază de la 30% la 70% în funcție de specia capturată și zona de pescuit. La nivel internațional există preocupări pentru combaterea pescuitului ilegal, a capturilor neraportate (FAO, IUU – Illegal Unreported Unregulated Plan Action, 2000), care au ca scop reducerea și eliminarea acestuia.

Există diferențe semnificative între cantitățile de pește pescuite și cele predate la punctele colectoare. De obicei, în zonele mai greu accesibile proporția de pește valorificat în mod legal este mai ridicată. Prețurile pe piața neagră erau de 5-6 ori mai

ridicate decât cele plătite de societățile comerciale pescarilor angajați, acest canal absoarbind cca.50 % din cantitățile pescuite (Staraș, 1996).

Observațiile au evidențiat că o mare parte din speciile cu valoare economică ridicată sunt valorificate pe piața neagră. Unele specii precum știuca, care rar mai este înregistrată în statistici, sunt totuși prezente în capturi în cantități însemnate desi ele nu mai apar înregistrate. Astfel, structura reală a capturilor este în mod semnificativ deformată în datele statistice.

Pescuitul, fie el legal, efectuat de către pescari autorizați (pescuit comercial, familiar, recreativ-sportiv sau în scop științific) sau ilegal, de către braconieri (cu orice tip de unealtă, dar mai ales cu aparate de pescuit electrice), a afectat speciile de pești având un impact mai mic sau mai mare asupra resursei piscicole. De exemplu, exemplarele de talie mare și cu valoare economică crescută, cum este cazul sturionilor, crapului, somnului, șalăului, știucii sunt principalele ținte ale pescarilor, de aceea și procentul de IUU (Illegal, Unreported, Unregulated Fishing) tinde spre maximum de 100% în cazul acestora.

Cercetările din anii 1996-2000 asupra capturilor care nu se înregistrează în statistici, fie legale (pescuit sportiv și pescuit permis populației locale) sau ilegale (piață neagră și braconaj), au estimat nivelul capturilor din RBDD la 8.000 -10.000t (figura 5.4).

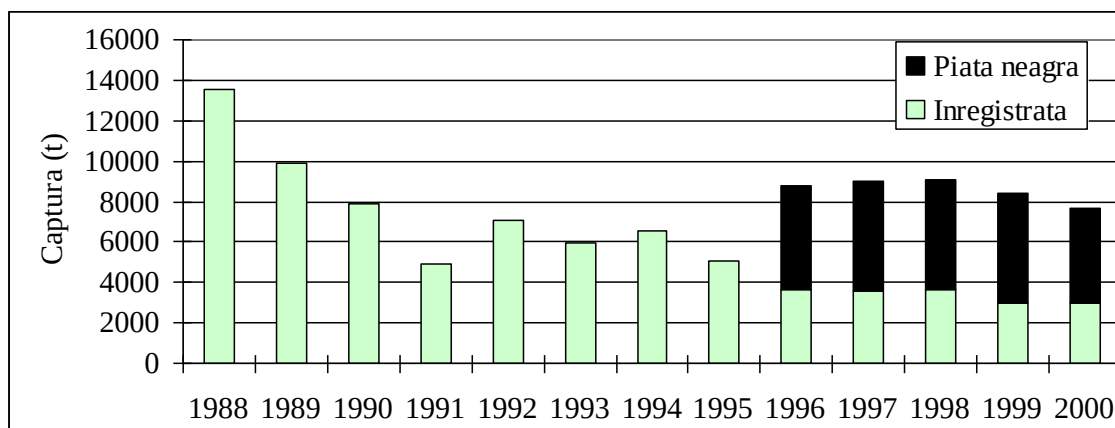


Figura 5.4. Estimarea capturii din RBDD, incluzând și capturile neînregistrate în statistici

Trebuie totuși interpretată cu reținere dinamica capturilor după anul 1989, și mai ales după anul 1993, valorile fiind deformate datorită dezvoltării fără precedent a "pieței negre", care atrage peste 50% din peștele pescuit precum și a braconajului. Cantitățile reale pescuite erau de circa 2,5 ori mai mari decât datele statistice în anii 2000, conform evaluărilor efectuate în zonele de pescuit.

Statistici și date inadecvate. Procesul de monitorizare a efortului de pescuit și a capturilor sunt baza datelor de intrare pentru oricare model de estimare a stocurilor, sau pentru elaborarea scenariilor de exploatare durabilă pentru perioada următoare.

În general aceste serii de date lipsesc, sau credibilitatea lor este îndoielnică, fapt care se repercutează asupra erorilor de estimare și în final a riscurilor de administrare durabilă. Calitatea datelor de captură și efort, depinde de convingerea pescarilor în utilitatea acestor date, dar și de calitatea urmăririi și controlului administratorilor resursei. Îmbunătățirea calității datelor se face prin verificarea încrucișată a mai multor surse și prin pescuit de cercetare.

Dinamica efortului de pescuit. Înainte de 1989 efortul de pescuit era ținut la un nivel constant prin politica de planificare a statului. După 1990, capacitatea de pescuit crește rapid pe fondul lipsei reglementărilor “intrărilor” în pescărie. Din analiza efortului pe unele zone de cercetare (zone care includ peste 50 % din suprafața RBDD) se observă clar tendința de creștere a efortului cu riscul supraexploatării stocurilor (figura 5.5). Această perioadă este marcată de creșterea numărului de setci utilizate în deltă și de năvoade în Razim-Sinoie, pe fondul scăderii numărului de vintire.

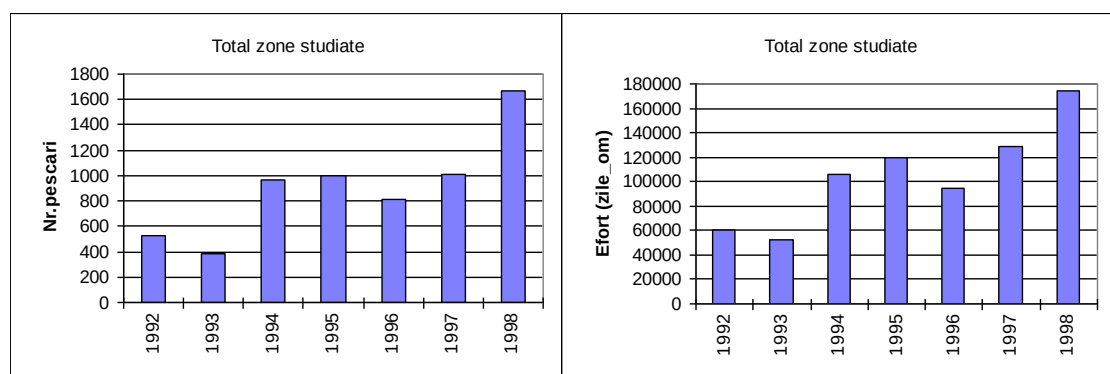


Figura 5.5. Dinamica efortului de pescuit în număr pescari și zile-om de activitate în pescărie pe anumite zone studiate

Tendința de creștere a capacității de pescuit se observă și din analiza dinamicii numărului total de pescari și unelte de pescuit din Rezervație (tabelul 5.1).

În condițiile în care mecanismele economiei centralizate au dispărut iar în locul acestora nu au fost introduse altele, specifice economiei de piață, numărul de pescari care activează în RBDD a crescut de la 1000 în anul 1990 la 1720 în anul 2000, presiunea asupra resursei de pește manifestându-se și prin politica managerilor de sporire a activității de pescuit prin utilizarea sezonierilor sau a contractelor de convenție.

Creșterea capacității de pescuit a fost semnificativă în perioada 1990-2000, când numărul de pescari s-a dublat, după care a scăzut și s-a impus prin reglementări la circa 1500 pescari în Delta Dunării (figura 5.6).

Tabelul 5.1

Dinamica capacității de pescuit din Rezervația Biosferei Delta Dunării

Anul	Sursa				
	Pescari	Năvoade	Taliene	Vintire	Setci**
1986	1014	141	4200	25000	
1989	944	156	4325	16460	3335
1990	732	120	3800	23200	4200
1992	939	116	3585	9563	5312
1993	1136	130	2277	14984	6315
1994	1249	115	1380	10653	6624
1995	1896	130	3580	12583	10942
1996*	1127	117	3524	3416	6179
1997*	1168	123	4186	6724	4962
1998*	1442	130	2650	5207	4258
1999*	1686	130	2142	6137	5577
2000	1720	155	10475	23403	12455

*numărul de unelte din inventar, declarate de agenții economici

**setci diferite, exclusiv setci de scrumbie

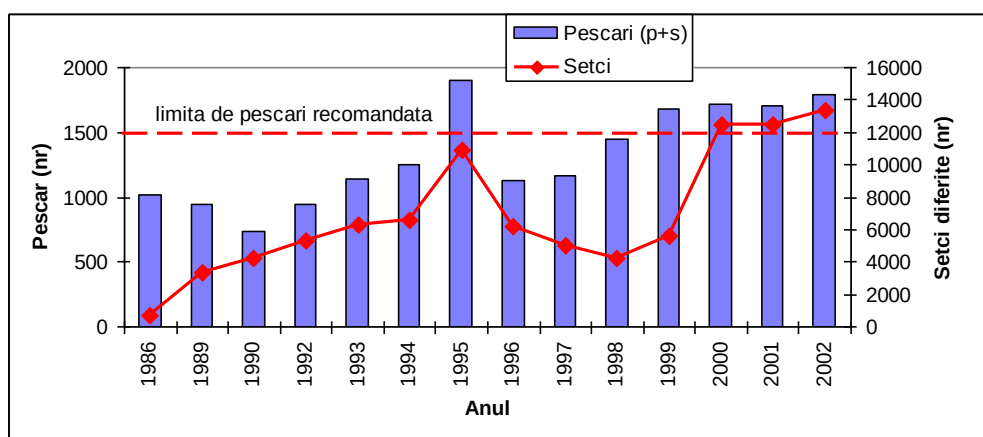


Figura 5.6. Evoluția numărului de pescari și a numărului de setci din Delta Dunării (Năvodaru, 2003)

Referitor la potențialul de pescuit (pescari și unelte) din raportările agenților economici, se constată o reducere bruscă a numărului de unelte, care nu reprezintă situația reală ci una deformată datorită griii agenților economici de a nu depăși numărul de unelte autorizate, precum și datorită existenței unui număr mare de unelte neînregistrate în proprietatea pescarilor.

Din interviurile și sondajele efectuate în 6 zone reprezentative de pescuit în anul 1996, a rezultat că numărul real de unelte de pescuit este mai mare decât cele din inventar de 1,7 ori la vintire, 3,3 ori la ave și 2,9 ori la taliene (Năvodaru, 2000).

Începând cu anul 2001, numărul de unelte de pescuit este reglementat pentru fiecare pescar și autorizație, uneltele fiind marcate cu mărci de identificare a pescarului și autorizației. Această măsură face pe de o parte să se limiteze numărul de unelte de pescuit, iar pe de altă parte să se poată identifica uneltele neautorizate ale pescarilor sau braconierilor. Însă în continuare, deși se poate controla capacitatea de pescuit, nu se poate controla efortul de pescuit, acesta nefiind înregistrat și monitorizat.

Tendința de creștere a intensității exploatarei resursei pescărești în complexele lacustre din Delta Dunării este evidentă și în evoluția capturii pe unitatea de efort (indicator de o acuratețe deosebită al mărimii stocurilor de pești, fiind în mod implicit presupus proporțional cu abundența stocului, care împreună cu datele de efort de pescuit corespunzătoare, furnizează informații privind exploatarea rațională a resurselor piscicole (Cowx, 1991). Astfel în complexul Roșu-Puiu în perioada 1981-1994 numărul de năvoade (trei) nu s-a modificat, dar cantitatea capturată pe zi năvod s-a redus de la 626 kg /zi năvod (în 1986) la 210 kg (în 1989-1990), iar în lacul Razim de la 400 kg / zi năvod (1984) la 157 kg / zi năvod (1996) (Cernișencu și colab., 2000).

leșirile - cotele de captură. În perioada 1992-2000 au fost stabilite anual producția durabilă de pescuit pe zone și stocuri de pești, utilizate de Administrația Rezervației în managementul resursei pescărești pe baza "cotelor de captură" (Staraș și colab., 1998). Cotele de pescuit sunt implementate de ARBDD și în perioada actuală 2000-2021. Datorită subevaluării statisticii capturii totale, nivelul de risc al administrării durabile pe baza cotelor de captură este mare. De altfel evaluările din 1996-1997 au arătat că statistica capturii oficiale este de cca. 2-3 ori mai mică decât captura estimată. Ca urmare, s-a trecut la estimarea capturii durabile pe baza unor capturi corectate cu capturile IUU.

5.3.2. Desecarea

Utilizarea apei pentru irigații, pentru alimentarea localităților influențează mărimea populațiilor de pești din Delta Dunării, deoarece scăderea debitului de apă sau și mai grav desecarea unor mari suprafețe acvatice în vederea practicării agriculturii au determinat scăderi evidente în populațiile de pești. Dintr-un număr de 661 lacuri, cu suprafața de peste 1 ha (cu o suprafață totală de 31.493 ha, adică 9,49% din suprafața deltei) s-au redus astfel, prin desecarea și îndiguirea amenajărilor agricole Pardina și Sireasa, la un număr de 479 lacuri (în unitățile Letea, Caraorman și Dranov) cu 25.794 ha (adică 8,06% din suprafața deltei) (Driga, 2004).

5.3.3. Răspândirea unor specii prin apa de balast

Multe specii s-au răspândit dintr-o parte în alta prin apa de balast a navelor, încât specii ușor adaptabile au înlocuit sau vor înlocui, în timp, speciile băștinașe cu care sunt concurente la hrană. Este cazul guvizilor de origine ponto-caspică, care până la dezvoltarea flotei trăiau în cursul inferior al Dunării, după care s-au răspândit înspre amonte a Dunării și chiar și în afluenți ai acesteia până la Marea Baltică.

5.3.4. Îndiguirile

Lucrările hidrotehnice – constau din numeroase îndiguiuri ce s-au făcut pe traseul majorității bazinelor hidrografice cu scopul desecărilor și a transformării unor terenuri inundabile în zone agricole, împotriva inundațiilor din timpul viiturilor și pentru prevenirea eroziunii terenurilor. Astfel de îndiguiuri au fost efectuate pe majoritatea bazinelor hidrografice, s-au construit baraje ce au format acumulări permanente de apă, acumulări energetice, bazine piscicole, de agrement.

Îndiguirea a 85 % din Lunca Dunării și construirea celor două baraje din amonte de deltă au avut următoarele consecințe:

- S-a redus zonele de reproducere a speciilor de pești semi-migratori din deltă care se reproduceau în amonte;
- S-a modificat regimul hidrologic al Dunării, respectiv creșterea amplitudinii și reducerea duratei viiturilor în deltă.
- S-a redus capacitatea de filtrare a apei de către zonele inundabile din amonte;
- Crearea lacurilor de baraj, care a determinat dispariția biotopilor reofili, o consecință fiind și scăderea îngrijorătoare a debitului; barajele au efecte cel puțin tot atât de grave ca poluarea.

Îndiguirea a celor 103 000 ha din deltă, în perioada 1960-1989, a afectat nivelul de recrutare prin reducerea zonelor de creștere și reproducere. Există o corelație dintre suprafața îndiguită și descreșterea capturilor de ciprinide, reflectând în mod clar impactul acestora asupra pescăriilor (Staraș și colab., 1996). Există în prezent mari suprafețe îndiguite abandonate, unde nu se desfășoară activități economice, dar nici nu sunt redat regimului natural de inundație.

Efectuarea lucrărilor hidrotehnice au contribuit la modificarea regimului hidrologic cu impact negativ asupra populațiilor piscicole – astfel, până la sfârșitul anilor 1960 mărirea capturilor depindea de regimul hidrologic. Cantitățile anuale pescuite depindeau de nivelurile apelor Dunării prin sporirea sau reducerea suprafeței de creștere și a productivității, existând o corelație clară între producția de pește și nivelurile Dunării. După anul 1972, datorită îndiguirilor efectuate în deltă și lunca Dunării, această corelație nu se mai verifică (Staraș, 1998).

Construcția de baraje a îngreunat foarte mult migrațiile peștilor anadromi spre amonte și a unor specii pur dulcicole care întreprind migrații de reproducere (scobarul, mreana, salmonidele). Majoritatea peștilor reofili nu supraviețuiesc în lacurile de baraj, iar debitul de servitute lăsat pe albie, aval de baraje este adesea prea mic pentru multe specii de pești care sunt abundente în râurile neamenajate, dar sunt în pericol iminent pe măsură ce lucrările hidrotehnice se extind (Bănărescu, 1998).

Perturbări importante în cadrul biodiversității prin reducerea, transformarea sau eliminarea unor habitate naturale, cu pierderi și amenințări drastice asupra speciilor cât și modificări în structura acestor populații cu efecte negative și în relațiile dintre specii, au apărut ca urmare a lucrărilor hidrotehnice.

Prin îndiguirea a mai bine de 100 mii hectare în deltă (cca. 103.000 ha) (figura 5.7) s-a favorizat speciile ale căror icre se dezvoltă în masa apei (oblețul) sau speciile

care supraviețuiesc sau se reproduc în apa stătătoare sau lent curgătoare, precum și cele oportuniste sau ubicviste (caras, batcă, babușca), dar și cele care arată preferință pentru apele adânci (plătica) și cele planctonofage (oblețul), în schimb speciile ce au nevoie de zone inundate spre reproducere precum crapul au avut foarte mult de suferit (figura 5.8).

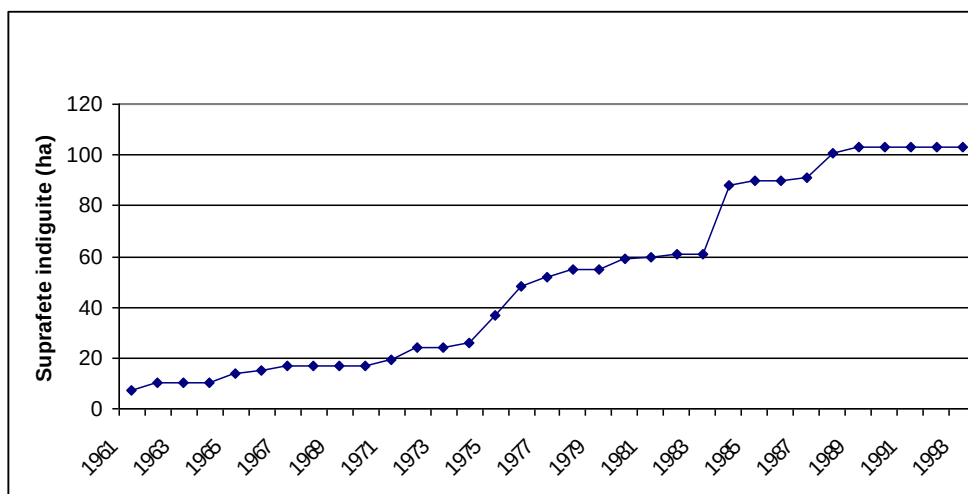


Figura 5.7. Evoluția suprafețelor îndiguite cumulate din Delta Dunării

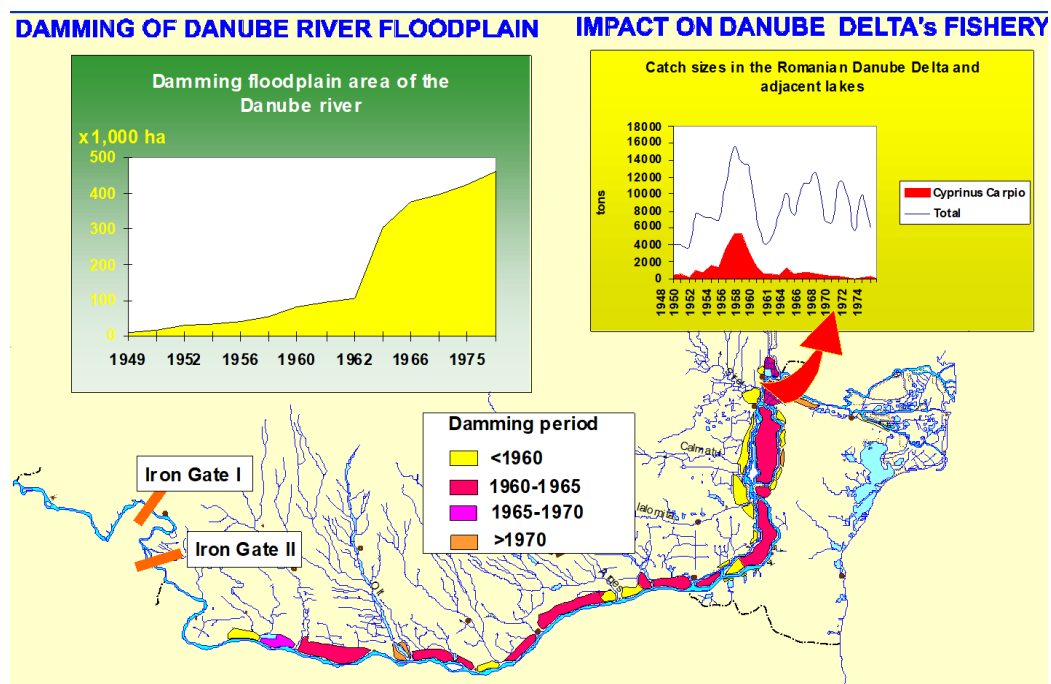


Figura 5.8. Îndiguirea zonelor inundabile ale Dunării cu efecte negative asupra producțiilor de *Cyprinus carpio* (crap) (Staraș și Baboianu, 2003)

5.3.5. Poluarea

Deteriorarea habitatului este principalul pericol, ea manifestându-se prin poluarea apei și prin modificarea debitului și vitezei apei ca urmare a activităților umane.

Poluarea apei: poluarea organică nu are efect prea grav decât în cazul în care este prea puternică, dar cea mai gravă este poluarea cu substanțe ne-biodegradabile (de genul detergenților, cianurilor, metalelor grele, reziduurilor petroliere, farmaceutice etc.). De aceea desființarea unor întreprinderi industriale nerentabile a avut efect benefic asupra faunei piscicole, datorită scăderii efectului de poluare din zona industrială.

Aportul de ape uzate și nutrienți în Marea Neagră sunt consecința dezvoltării obiectivelor industriale, agriculturii și așezărilor umane, atât în bazinul Dunării cât și în bazinul Mării Negre.

Reducerea și degradarea habitatelor datorită poluării a determinat declinul sau dispariția unor specii cu cerințe stricte de habitat la nivelul tuturor compartimentelor din lanțul trofic.

Efecte grave și aproape inevitabile sunt datorate poluării apelor cu îngrășăminte chimice care afectează pânza freatică și prin aceasta rețeaua hidrografică și apele stătătoare, conducând la fenomenul de eutrofizare. Întregul lanț trofic este modificat, macrovegetația dispare și se dezvoltă fitoplanctonul. Dispariția în apele noastre a caracudei, specie deosebit de rezistentă a fost cauzată în primul rând de dispariția macrovegetației submerse în care specia trăia și își depunea ponta (Bănărescu, 1998), macrovegetația afectată de scăderea transparenței apei datorată înfloririlor algale.

În perioada 1956-1964, construirea a cca. 1.000 km de canale în deltă, a determinat o creștere a aportului de apă și nutrienți din fluviu în deltă, de trei ori mai mare (Bondar, 1993). Creșterea gradului de poluare a apelor Dunării cu azot și fosfor spre sfârșitul anilor 70 și în perioada următoare la valori de 1-8 mg N/l și 0,1-0,4 mg P/l, a determinat valori de 0,5-3 mg /l N și 0,08-0.15 mg/l P, în apele ecosistemelor deltei, stimulând dezvoltarea explozivă a algelor albastre și inhibarea dezvoltării vegetației submerse datorită reducerii transparenței apei.

Reducerea habitatelor cu apă limpede mezotrofă a determinat declinul speciilor de pești tipice ca: știucă, lin, țigănuș, caracudă etc unele dintre ele erau dominante în capturi. Răspunsul faunei piscicole la creșterea gradului de trofie a lacurilor a fost trecerea de la comunitatea știucă/lin spre comunitatea șalău/plătică, declinul peștilor răpitori și dominanța speciilor pașnice (Staraș și colab., 1995; Cernișencu și colab., 1998). Astfel că specii valoroase ca știuca (*Esox lucius*), somn (*Silurus glanis*), morunaș (*Vimba vimba*), văduviță (*Leuciscus idus*), crap (*Cyprinus carpio*), șalău (*Sander lucioperca*), specie abundentă în lacuri și importantă în capturi înainte de 1970, actualmente este prezentă în cantități mici în unele lacuri din deltă. Dereglarea s-a produs la toate nivelele trofice cu consecințe negative asupra lanțului trofic (de exemplu, dispariția efemeridului *Palingenia longicauda*, hrana de bază a sturionului

dulcicol *Acipenser ruthenus* – cega a dus și la diminuarea populației și capturilor de cegă din brațele Dunării).

Eutrofizarea apelor semnifică favorizarea dezvoltării fitoplanctonului ca urmare a excesului de nutrienți (azot și fosfor) din bălți și lacuri ce duce indirect la scăderea transparenței apei și implicit la reducerea sau dispariția totală a vegetației submerse (așa cum a fost cazul apelor din Delta Dunării după anul 1980).

Datorită eutrofizării s-a redus efectivul unor specii fitofage sau fitofile (țigănuș - *Umbra krameri*) și a celor care depun ponta pe această vegetație sau se hrănesc cu organisme animale fitofile (linul și mai ales caracuda, în trecut atât de abundente la noi) (Bănărescu, 2004).

Procesul de eutrofizare, urmare a sporirii cantității de azot și fosfor în apele Dunării și în Delta Dunării, a determinat modificările mediului acvatic. Arealul caracterizat prin tipul de habitat cu apă limpede, în care productivitatea primară se realiza în principal de către plantele submerse, s-a restrâns treptat în favoarea habitatului de tip eutrof, cu ape netransparente, fără vegetație submersă. Astfel încât țigănușul (*Umbra krameri*), linul (*Tinca tinca*) și știuca (*Esox lucius*), caracteristice primului tip de habitat, au înregistrat un declin evident, fiind prezente doar în zone mai restrânse.

În tandem are loc reducerea diversității speciilor de pești urmat de proliferarea unor specii oportuniste, precum ciprinidele cu valoare economică mai redusă (batca, babușca, obletele). Carasul reprezenta în anii 1990 principala specie înregistrată în capturi, cu o pondere de 45-50% (Năvodaru în Nichersu, 1996). Dacă în Delta Dunării mărimea capturilor era în scădere accentuată în anii 90, comparativ în complexul lacustru Razim-Sinoie capturile pescuite erau mai ridicate decât în perioada anterioară (Năvodaru în Nichersu, 1996).

Eutrofizarea apelor, ca efect al creșterii conținutului de azot și fosfor în apă, după anul 1980, a determinat modificări importante în structura ihtiofaunei, în funcție de comportamentul de hrănire al speciilor.

În apele mezotrofe, cu un conținut de fosfor total de până la 0,02 mg/l, transparența este ridicată, plantele submerse sunt abundente, constituind mediul de viață caracteristic pentru lin, știucă, situație prezentă până la începutul anilor '80. În apele hipertrofe, cu conținut de fosfor total de peste 0,1 mg/l, plantele submerse dispar datorită transparenței reduse. Știuca și linul nu mai dispun de condiții necesare pentru hrănire. Acestea condiții de trai devin prielnice pentru plătică mica - batca și alte ciprinide cu valoare economică redusă. Astfel se explică regresul unor specii de pești și explozia numerică a altor populații de pești, după anul 1980 (Nichersu, 1996).

Poluarea apelor cu nutrienți are ca efect apariția și dezvoltarea fenomenului de eutrofizare (figura 5.9) ce determină schimbări fundamentale în caracteristicile biotopului. Turbiditatea apei crește datorită abundenței algelor, iar reducerea ariei habitatelor cu apă limpede a antrenat declinul speciilor tipice: știucă, lin, țigănuș, caracuda ș.a., care altădată dețineau ponderea la pescuitul comercial. În locul acestor specii proliferază alte specii de ciprinide. În apele temperate Vest Europene, noul tip de habitat este caracterizat de tip plătică-șalău, specii care se adaptează condițiilor de

eutrofizare. Tendința și evoluția sunt asemănătoare și în complexele lacustre din teritoriul RBDD, deși există unele diferențe și particularități (Staraș și Năvodaru, 1995).

Studiul gradientului de eutrofizare a lacurilor din Delta Dunării (Năvodaru și colab., 2002) a demonstrat efectele schimbărilor hidrologice și calității apei asupra comunităților de pești. Prin aceasta, speciile știucă, caracudă, lin, țigănuș au cerințe de habitat cu ape mezotrofe, care sunt limpezi și cu vegetație acvatică și cu un timp îndelungat de schimbare / rezidență a apei dintr-un lac. Încă se mențin astfel de condiții în bălțile satelitare marilor lacuri din centrul complexelor lacustre din deltă, care au un grad mai mare de izolare hidrologică. Celelalte lacuri cu schimb hidrologic mai activ și un grad mare de eutrofizare au comunități diferite de pești, dominate de specia oportunistă caras și de unele specii din familia Abramidae (batcă).

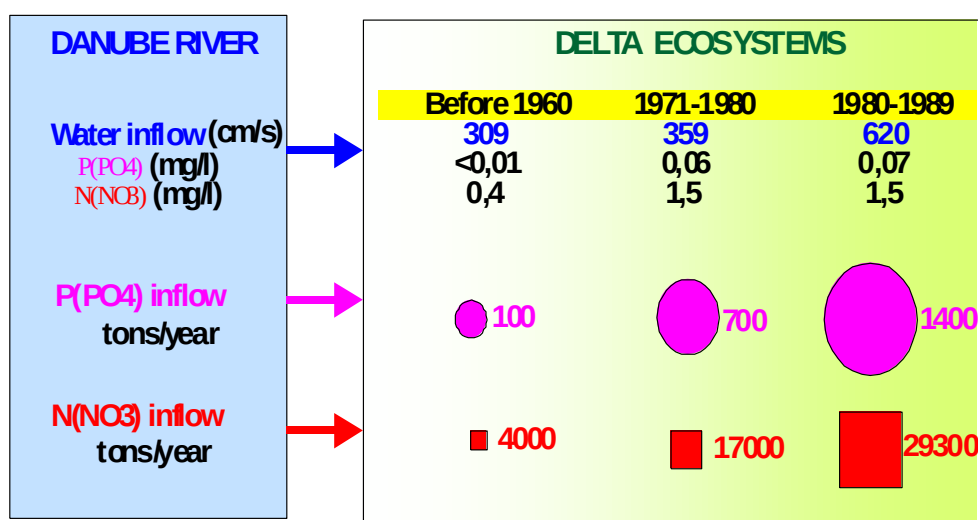


Figura 5.9. Evoluția eutrofizării ca efect al poluării apelor cu nutrienți (Staraș și Baboianu, 2003)

5.3.6. Speciile invazive

Invazia speciilor autohtone (native) sau străine (non-native). Pe lângă degradarea chimică și fizică a habitatelor, în ultimul timp se discută intens și despre perturbațiile biologice cu referire îndeosebi la speciile străine introduse (accidental sau voluntar), care se consideră că pot altera radical structura comunităților de pești conducând la extincția unor specii native sensibile (Maitland, 1995). Este cazul exploziei numerice a speciei caras în întregul bazin al Dunării (specia este una autohtonă pentru Europa Centrală până în Siberia, dar cu valori numerice foarte reduse până în 1970), explozia numerică s-a produs după inundațiile anului 1970, care a determinat modificarea structurii pe specii a capturilor. Această specie a devenit dominantă datorită unei strategii de expansiune eficiente, cu impact asupra speciilor native.

De asemenea, speciile chinezești introduse pentru piscicultură după anul 1960, au ajuns în mediul natural, unele dintre ele (sânger) ajungând să se și reproducă în condiții naturale în unii ani favorabili (Staraș și colab., 1993; Staraș și colab., 1999). După 1990, capturile de sânger au atins 300-400 tone /an, fiind considerată o specie potențial invazivă. Actual însă potențialul de invazivitate s-a redus ca urmare a pescuirii actuale fără limite de dimensiuni, dar având aceste condiții optime de dezvoltare specia poate prolifera masiv în cazul nemotivării pescuirii ei de către pescarii comerciali.

Alte specii non-native introduse în România, în arealul studiat, sunt: *Salvelinus fontinalis*, *Ictiobus bubalus*, *I.ciprinelus*, *I.niger*, *Onchorhynchus mykiss* (crescuți în regim intensiv), *Mugil soiu*, *Coregonus lavaretus*, *C.albula*, *C.peled*, *Gambusia affinis*, *Pseudorasbora parva* (introdusă în mod accidental odată cu speciile chinezești), *Lepomis gibbosus*.

Explozia dezvoltării unor specii native sau non-native (exotice) în detrimentul altora în condițiile de mediu nou format are impact major pentru speciile băștinașe (exemplul carasului în defavoarea caracudei – figura 5.10).

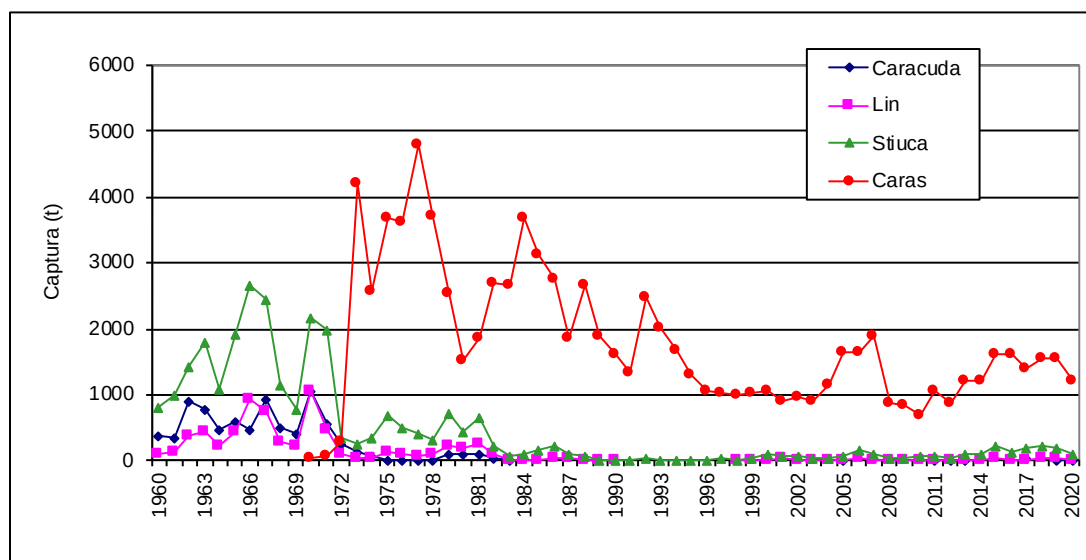


Figura 5.10. Colapsul capturilor de știucă, lin, caracudă și explozia capturii de caras din Delta Dunării

Apărut relativ de curând în arealul Deltei Dunării specia exotică *Perccottus glenii* (guvid de Amur) (Năstase, 2007, 2009) are un mare potențial invaziv încât în numai 10 ani de zile a ajuns de la specie accidentală ($W=0,03$) sporadică (sub 1%) la specie asociată ($W=5\%$) subdominantă și chiar dominantă în anumite locuri preferate (Năstase și colab., 2019b). Iar acele locuri preferate de *P. glenii* se suprapun cu cele preferate de *Umbra krameri* (țigănuș), ceea ce acreditează ipoteza că specia non-nativă va avea un impact semnificativ și asupra speciei native vulnerabile *Umbra krameri* (țigănuș), dar și asupra pontei altor specii comerciale valoroase, totodată poate

fi un posibil vector de noi boli parazitare, ceea ce face necesară studierea evoluției acestei specii în Delta Dunării.

5.3.7. Impactul pasărilor ihtiofage

Consumul unor cantități mari de pește de către pasările ihtiofage este o problemă reală a pescăriei din teritoriul Rezervației. Creșterea efectivelor populației de cormoran mare în anii 80 la cca. 30 mii indivizi, reprezintă un impact estimat de cca. 6-7 mii tone pește/an necesar pentru hrănire (Navodaru și colab., 2003).

Problema managementului prin regularizarea efectivelor de cormorani este controversată pe plan european și este un exemplu al dificultăților de punere în practică a conceptului de armonizare al intereselor economice cu cele ecologice.

5.4. Măsuri de exploatare durabilă a stocurilor de pești

Obiectivele gestionării durabile a resursei piscicole au un caracter permanent și se finalizează anual cu recomandări sau propuneri de reglementări - componente ale strategiei de pescuit.

Pentru a răspunde obiectivelor RBDD de exploatare durabilă a resurselor piscicole, s-au utilizat în timp diferite strategii și tactici.

Măsuri generale de reconstrucție ecologică

- Recâștigarea habitatelor specifice pierdute;
- O îmbunătățire a calității apei;
- Redresarea ecologică a habitatelor.

Reglementări biologice. Caracteristicile și tipul uneltelor de pescuit – în urma studiilor de cercetare, în anul 1992 s-a recomandat majorarea ochiului plaselor de pescuit utilizate în Delta Dunării la pescuitul speciilor de apă dulce, de la 26-28 mm la 32 mm, cu excepția avelor, la care s-a recomandat ochiul minim de plasă de 40 mm. Aplicarea acestei reglementări a început în anul 1993 și a fost generalizată din anul 1994. În anul 1995, s-a propus standardizarea uneltelor de pescuit, utilizate apoi de ARBDD în autorizarea și controlul uneltelor și recomandată constructorilor de plase și unelte pescărești, pentru orientarea producției în acord cu reglementările ARBDD.

Lungimea minimă legală admisă la pescuit. În anul 1993 au fost propuse adăugarea la lista lungimilor legale admise la pescuit a următoarelor specii: crap 35 cm, știuca 40 cm, biban 12 cm, avat 30 cm, șalău 40 cm, somn 50 cm (lungime standard), măsură aplicată din 1994.

Protecția speciilor amenințate. Încă din 1993 s-a propus protecția prin prohibirea pescuitului următoarelor specii de pești: văduviță, morunaș, lin, reglementare aplicată din 1994. Din anul 1999, specia lin a fost din nou admisă la pescuit pe fondul refacerii parțiale a stocurilor. Ulterior alte specii precum caracuda, mihalțul și somonul de Marea Neagră au fost prohibite, totodată și speciile ce populează anexele legilor europene sau naționale.

Zone de cruțare. Pe baza rezultatelor cercetării, au fost propuse și s-au instituit zone de cruțare pe brațele vechi ale Dunării, în scopul protecției reproducătorilor speciilor cu înaltă valoare economică prezente în aceste zone: somn, crap, șalău.

Populări. Recomandarea populării complexului Razim-Sinoie cu 2000 - 3000 cuiburi/an icre embrionate de șalău, dar și popularea Dunării cu exemplare de sturioni (niseru, mourn, păstrugă) crescute 'ex-situ' și alte specii (crap) recomandate pentru populare din acvacultură.

Prohibiție pe sectoare suprapuse pentru peștii migratori, în special pentru scrumbia de Dunăre, până la locurile de reproducere.

Propunere pentru reglementări speciale naționale și internaționale pentru protecția sturionilor, finalizate prin Ordinul comun al Ministerului Mediului și Ministerul Agriculturii cu prohibiția speciilor de sturioni din 2005 până în 2021 și ulterior pe perioadă nedeterminată până la efectuarea unui studiu științific care să dovedească restocarea populațiilor de sturioni pe Dunăre, în Marea Neagră și implicit în RBDD.

Reglementarea ieșirilor - cote de captură. În perioada 1992-2000 au fost stabilite anual producția durabilă de pescuit pe zone și stocuri de pești, utilizate de Administrația Rezervației în managementul resursei pescărești pe baza "cotelor de captură" (Staraș et al., 1998). Reglementarea a continuat și în perioada 2000-2021 și este permanent valabilă și pentru anii următori. Datorită subevaluării statisticii capturii totale, nivelul de risc al administrării durabile pe baza cotelor de captură este mare. De altfel evaluările din 1996-1997 au arătat că statistica capturii oficiale este de cca. 2-3 ori mai mică decât captura estimată. Ca urmare s-a trecut la estimarea capturii durabile pe baza capturii corectate cu capturile neraportate (pescuit familiar, poate ar trebui și pescuitul sportiv) precum și cu IUU (capturile din piața neagră și braconaj).

Reglementarea intrărilor - cote de efort. În anul 1994 a fost estimat efortul optim de pescuit pentru o captură durabilă în lacurile Razim și Sinoie de 5240 respectiv 494 zile năvod. Aceste valori nu sunt definitive, fiind necesară monitorizarea pe termen lung și actualizarea permanentă. În prezent este reglementată numai capacitatea de pescuit (numărul de pescari și tipul și numărul de unelte per pescar), nu și intensitatea exploatarei resursei (efortul de pescuit). Datorită slabei eficiențe a activităților de urmărire, monitorizarea și controlul efortului de pescuit, această reglementare (timpul de lucru per pescar) nu a putut fi aplicată.

În continuare, acest aspect se poate aborda numai după obținerea informațiilor reale privind efortul și captura pe specii, unelte și bazine acvatice pe o perioadă lungă de timp. De altfel Legea pescuitului 192/2001 și ulterior L. 317/2009, deși definește noțiunea de "jurnal de pescuit", ca fiind "*registru de la bordul navelor sau ambarcațiunilor de pescuit, în care sunt înregistrate zilnic datele de efort de pescuit și capturile realizate pe specii*", nu menționează în restul legii în nici un articol obligativitatea menținerii acestui jurnal. Pe baza acestor jurnale s-ar putea obține informații asupra pescăriilor și o statistică a capturii și efortului de pescuit. De asemenea, din definiția "*navei de pescuit*" din același articol, nu se distinge dacă o **barcă pescărească** de 12-18 crivace și doi pescari este asimilată cu o nava sau ambarcațiune de pescuit. Drept urmare este confuz dacă o barcă de pescuit trebuie să

țină un **jurnal de pescuit**. În aceste condiții este incert că se va obține o statistică a capturii și efortului de pescuit necesară în estimarea stocurilor și administrarea durabilă în viitorul apropiat.

Pentru compensarea riscurilor și incertitudinilor de administrare durabilă prin controlul ieșirilor (cote de captură), s-a recomandat "*limitarea intrărilor*" în pescărie, respectiv administrarea durabilă prin controlul intrărilor (cote de capacitate de pescuit).

Monitorizarea pescăriilor. În perioada 1991-2000 s-a instituit un sistem de monitorizare al capturii și efortului de pescuit sub formă standardizată pe fișe tip, propuse de cercetare și implementate de ARBDD, sistem care se aplică și în prezent 2021. Deși unele informații sunt utile pentru identificarea cel puțin a tendințelor, monitorizarea capturii este subevaluată iar efortul pe unele și specii este formal sau lipsește în anumite pescării, cu consecințe în incertitudinea estimării capturii durabile și implicit, erori în administrarea resursei.

Calitatea cunoștințelor și datelor ihtiologice și pescărești trebuie continuu îmbunătățite prin actualizări continue prin eșantionări permanente, actualizări a metodologiei de lucru și a analizei datelor pentru creșterea acurateței estimării stării ecologice și de conservare a speciilor de pești și administrarea durabilă a stocurilor, ceea ce oferă date valoroase factorilor de decizie în domeniul pescăresc.

Măsuri compensatorii. În anumite situații administratorul resursei poate dispune măsuri compensatorii tip subvenție pentru restabilirea echilibrului între protecția extinsă a unor specii și activitățile economice prin dezamorsarea unui posibil conflict social iminent.

BIBLIOGRAFIE

1. Antipa G., 1909. Fauna ihtiologică a României. Edit. Acad., București, IX, 294 pp + Tabela XXXI.
2. Bănărescu P., 1964 - Fauna R.P.R., Vol. XIII. Pisces-Osteichthyes. Ed. Academiei R.P.R., București, 962p.
3. Bănărescu P., 1998. On the relations between hydrography and the ranges of freshwater fish species and subspecies. Ital. J. Zool. 65:87-93.
4. Bănărescu P., 2004. Situația actuală a ihtiofaunei de apă dulce a României sub aspect faunistic, taxonomic și al protecției. Studia Universitatis Vasile Goldiș Arad, Seria Științele Vieții, 14: 43-49.
5. Bănărescu P., 2005 - Pisces (Pesti). Red book of Romanian vertebrates. Eds. Botnariuc N. & V. Tatole. Bucuresti 260p. ISBN 973-0-03943: 215-260.
6. Bailly N., 1998. Databases for exploitation, conservation and protection of aquatic ecosystems: an example on sturgeons, Simp. Inter. Galati, 43-44.
7. Bondar C., 1993. Hidrologia în studiul de caz al Deltei Dunării. Analele științifice ale Institutului Delta Dunării. Tulcea, p.285-289.
8. Cernișencu I., Staras M., Navodaru I., 1998. Factori de impact antropic asupra pescăriilor din Delta Dunării, în Managementul pescăriilor în bazinul Dunării, Simp.intern. Aquarom'98, Galati 18-22 mai, 106-107.(Anthropic impact factors about fisheries of Danube Delta).
9. Cernișencu I., 1999. Structure and dynamics of fish fauna in the Rosu-Puiu Lakes, DDNI Annals, Vol. VII, Tulcea, Romania, p.81- 89.
10. Cernișencu I., Staras M., Navodaru I. 2000 - Evaluarea stocurilor de pești din complexul Roșu-Puiu 1991-1998 (1991-1998 Fish stock assessment in Rosu-Puiu Lakes), Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării, Tulcea, pp 17-25, 2000-2001.
11. Cernișencu I., M. Staras, I. Năvodaru, E.V. Vasile, 2002 – Proposal for fisheries resources conservation strategy in the Danube delta Biosphere Reserve, In IDD Annals, Tulcea, Romania, pp. 10-23.
12. Cernișencu I., Staraș M., I. Năvodaru I., 2005. Anthropic impact on the Danube Delta fisheries – România, in JEPE, 6, No. 2 pp.358-369, IIN 1311-5065, Preveza Greece.
13. Cernișencu I., Năvodaru I., Staraș M., Năstase A., Alexandrov L., 2006. Study of inland fisheries from Danube Delta – Romania, Sc. Annals of DDI, vol.13, pp 179-182, Tulcea, Romania.
14. Cernișencu I., M. Staraș, I. Năvodaru, A. Năstase 2008. Evaluarea stării resursei pescărești și capturilor durabile admisibile din Delta Dunării. In: Năvodaru I. (ed), 2008. *Estimarea Stocurilor de Pesti și Pescăriilor* [Fish Stocks and Fisheries Estimation]. Editura Dobrogea, Constanta, 295 p. ISBN 978-973-1839-47-9.

15. Ciugunova N.I., 1959. Rukovodstvo povizucenie vozrasta i rosta rîbî. C 2128 Izdatlestvo Acad. Nauk. SSSR, Moskva, pp. 14-64, 77-95, 104-147.
16. Cowx I. G., 1991. Catch effort sampling strategies: conclusions and recommendations for management, In: Catch effort sampling strategies, V I, 404-415.
17. Driga B.V., 2004. Delta Dunării. Sistemul circulației apei. Acad. Română, Institutul de Geografie, Casa Cărții de Știință, Cluj-Napoca, 256 p.
18. Lae R., 1997. Impact of overfishing on fish yields in west African Fisheries, 50 Ninth International Congress of European Ichthyologists (CEI9) "Fish Biodiversity", Book of Abstracts, Ed. by Pier Giorgio Bianco, Trieste-Italy, 50.
19. Maitland P.S., 1995. The conservation of freshwater fish: Past and present experience, In Biological conservation 72, Elsevier Science Volume 72, Issue 2, 1995, Pages 259-270, [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00088-8](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00088-8).
20. Năstase A., 2007. First record of Amur sleeper *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in the Danube delta (Dobrogea, Romania). Acta Ichthyologica Romanica II, Romanian Ichthyological Society Publication, Sibiu/România: 167-174.
21. Năstase A., 2009. Researches of ichthyofauna diversity in the Danube delta for sustainable management of fish resources. PhD thesis, Univ. „Dunărea de Jos”, Galați, 269p.
22. Năstase A., Oțel V., Năvodaru I. 2017. Ecological status of fish fauna in Arms of the Danube Delta (Danube Delta Biosphere Reserve, Romania) at the beginning of the third millennium. Acta Zoologica Bulgarica. 69(3): 349-360.
23. Năstase A., Năvodaru I., Cernișencu I., Țiganov G., Popa L., 2018. Pontic shad (*Alosa immaculata*) migrating upstream the Danube river and larval drift downstream to Black Sea in 2016. In *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*. Vol.23, pp. 57-68. Printed version 23-30. ISSN 1824-614X, on-line version ISSN 2247-9902, <https://doi.org/10.7427/DDI.23.08>
24. Năstase A., Năvodaru I., Cernișencu I., Țiganov (G.), 2019a. The Fish Communities of Lake-Complexes from Danube Delta Biosphere Reserve (DDBR) in Spring-Summer and Autumn of 2016. Sc. Annals I.D.D., Tulcea (Romania), vol. 24: 63-76.
25. Năstase A., Năvodaru I., Cernișencu I., 2019b. A decade (2007–2017) from first record of the invasion in Danube delta (Romania) by the non-native Chinese sleeper (*Perccottus glenii*, Dybowsky 1877) species in north of Balkan area. *Journal of Environmental Protection and Ecology* 20, No 4, 1796–1805.
26. Năvodaru I. 1996. Exploitation of *Alosa pontica* in the Danube Delta, Romania. In: I.G.Cowx (ed.) *Stock assessment in inland fisheries*. Oxford: Fishing News Books. pp 448-453. ISBN 0- 85238-244-3.
27. Năvodaru I. 1997. Evoluția efectivelor scrumbiei de Dunăre în noile condiții ecologice ale fluviului și măsuri de menținere a lor. *Teză de doctorat*. Universitatea „Dunărea de Jos” din Galați. Prof. conducător N. Bacalbașa-Dobrovici. 198p.

28. Năvodaru I. & M. Staraș 1998. Conservation of fish stocks in Danube Delta, Romania: target, constraints and present status. *Ital. J. Zool.*, 65, Suppl.: 369-371. ISSN 1125-0003. (ISI).
29. Năvodaru I. 2000. Transition in the Danube Delta Fisheries Management. On: The World Bank / WBI's CBNRM Workshop. <http://srdis.ciesin.org/cases/romania-002.html>. Web site create by CIENSIN and World Bank.
30. Năvodaru I., M. Staraș and I. Cernișencu 2001. The challenge for sustainable use of the Danube delta fisheries, Romania. *Fisheries Management and Ecology*. 8(4-5): 323-332. ISSN 0969-997X. (ISI).
31. Năvodaru I. 2001. Seaward drift of the Pontic shad larvae (*Alosa pontica*) and the influence of Danube river hydrology on their travel path trough the Danube delta system. *Buletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 362/363:749-760. ISSN 0767-2861.
32. Năvodaru I. & J. R. Waldman 2003. Shads of Eastern Europe from the Black Sea: review of species and fisheries. In K. E. Limburg and J. R. Waldman, eds., *Biodiversity and Conservation of Shads Worldwide*. American Fisheries Society Symposium 35: 69-76. ISBN 1-888569-51-4.
33. Năvodaru I., J. B. Kiss, I. Cernișencu 2003. Fishery and piscivorous birds forced to sustain together in Danube Delta, Romania (review). *Studii și cercetări știintifice. Biologie*, 8, Serie noua. Universitatea din Bacau, 128-139. ISSN 1224 919X.
34. Năvodaru I. (ed), 2008. Estimarea stocurilor de pești și pescăriilor. Ed. Dobrogera, Constanța, 2008, 296p.
35. Năvodaru I., Năstase A. 2014, Noi date privind studiul migrației scrumbiei (*Alosa immaculate* Bennet 1835) și scurgerii larvelor în Dunăre / New data on pontic shad (*Alosa immaculate* Bennet 1835) migration and drifting larvae in Danube River), *DELTAICA*, 3: 32 pp. IN: Török (L.) ed., Noi date asupra prezenței marilor pești migratori anadromi în Marea Neagră – zona marină a Rezervației Biosferei Delta Dunării (New data on presence of the great anadroumous migratory fishes in Black Sea – marine zone of Danube Delta Biosphere Reserve), Part I, ISSN 2286 – 0789; doi: 10.14590/DDI02.D03.
36. Nichersu I. et. al., 1996. Atlasul Rezervației Biosferei Delta Dunării. Contr. Cercet. Nr. 174, INCDDD, Tulcea.
37. Oțel V., 1997. Strategia evaluării genofondului sălbatic în teritoriul RBDD.Primele rezultate, *Anale șt. IDD* ,Vol V/I, Tulcea, 3-11.
38. Oțel, V., 2000 – *Lista roșie a speciilor de plante și animale din Rezervația Biosferei Delta Dunării*. Editura Fundației AVES, 156 pp.
39. Oțel V., 2001. Actual status of ichthyofauna in the Danube Delta Biosphere Reserve - Romanian sector: systematics and conservation, In: the 10th European Congress of Ichthyology, Praga.
40. Oțel V., 2007. Atlasul Peștilor din Rezervația Biosferei Delta Dunării. Ed. CITDD, Tulcea, 482p.

41. Staraș M., 1993. Pescăria în Rezervația Biosferei Delta Dunării, *In Analele științifice ale Institutului Delta Dunării*, VI/2. pp. 331-339.
42. Staras M, Cernisencu I, Constantin G, 1993- Noi date privind prezenta speciei sanger in Dunare si Delta Dunarii, *Analele ICPDD*, vol III, 259-263.(New data about presence of Silver Carp in Danube River and Danube Delta).
43. Staras M., Navodaru I., Cernisencu I., 1994 – Aprecieri privind starea si exploatarea unor stocuri de pesti din Rezervatia Biosferei delta Dunarii, *Analele St. IDD*, 227-232.
44. Staras M., Navodaru I., 1995 - Changing fish communities as a result of biotop features changes DDNI Annals, IV/1, Tulcea, Romania, p.233-240.
45. Staras M., Corhan G., , Danes M., I. Cernisencu, Navodaru I., Grigoras I., 1996- Pachet de programe pe calculator pentru estimarea stocurilor de pesti *Analele ICPDD*, VI/2:339-341(Software for fish stock assessment).
46. Staras M., 1996 Pescăria în Rezervația Biosferei Delta Dunării, *In Analele științifice ale Institutului Delta Dunării*, VI/2. pp. 331-339.
47. Staraș M., Năvodaru I., Cernișencu I., 1997. Calitatea datelor statistice, o problemă a pescăriilor din RBDD, *In: Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării*, Tulcea, VI/2. pp 319-323.(The quality of statistical data, a problem of DDBRA fisheries).
48. Staras M., Navodaru I., Cernisencu I., 1998. Aplicarea sistemului cotelor de pescuit in RBDD, in *Managementul pescariilor in bazinul Dunarii*, Simp.intern. Aquarom'98, Galati 18-22 mai, 104-105.(Applying fishing cota system in the Danube Delta Biosphere Reserve).
49. Staras M., Otel V., 1999 - Evidences regarding the natural spawning of the silver carp species in the danube river, *DDNI Annals*, Tulcea, Romania, vol. VII, p. 183-188.
50. Staras M., Oosterberg (W.), Buijse (A.D.), Năvodaru (I.), Hanganu (J.), Coops (H.), Bogdan (L.), Ibelings (B.W.), Constantinescu (A.), 2000. The influence of man-induced changes in hydrology and water quality on ecological state of Danube Delta lakes. *IN: Research across boundaries*, June 5-9, 2000, Copenhagen, Denmark. Abstracts proceedings, SS19-02.
51. Staraș M., Baboianu G., 2003. Assessment of ecological rehabilitation in the Danube Delta, Wageningen.
52. Sorensen H., Nors Nielsen S., Lanzky P.F., Ingerslev F., Holten Lutzhof H.C., Jorgensen S.E., 1998. *Chemosphere* 36, 357.
53. Suci, R., Bacalbasa-Dobrovici, N., Ene, C., Ene F. (1995). Recovery plan of marine sturgeon populations migrating in the Danube River. *AQUQROM '95*, Galati: 133-136.
54. Suci R., 1995. Cercetări pentru protectia si redresarea populatiilor de sturioni marini migratori în Dunăre, *Referat tehnic annual*, INCDDD Tulcea.
55. Tudor Iuliana-Mihaela, Teodorof Liliana, Burada Adrian, Tudor Marian, Ibram Orhan, Despina Cristina (2016) Long-term nutrients and heavy metals

- concentration dynamics in aquatic ecosystems of Danube Delta, Scientific Annals of the Danube Delta Institute, vol. 22, pp 149-156.
56. Zaitsev, Yu. and Mamaev, V.O., 1997. Biological diversity in the Black Sea: A study of change and decline, Black Sea Environmental Series, Vol. 3, United Nations Publishing, New York, 208 pages, ISBN 9211260426.
57. ***, 1983. Digital Flowmeter Manual. General Oceanics, Inc. 1295 NW 163rd Street. Miami, Florida 33169 USA.

BIOLOGIA ȘI ECOLOGIA CODALBULUI (*Haliaeetus albicilla* L.) DIN REZERVAȚIA BIOSFEREI DELTA DUNĂRII ȘI ÎMPREJURIMI

Vasile ALEXE, Mihai MARINOV, Alexandru - Cătălin DOROȘENCU, Lucian Eugen BOLBOACĂ, Janos Botond KISS, Marta PERAITA, Dumitru MURARIU

6.1. Introducere

Delta Dunării, declarată Rezervație a Biosferei (RBDD), încântătoare prin varietatea de ecosisteme, constituie unul dintre cele mai frumoase locuri din Europa, care atrage numeroși cercetători atât români cât și străini și de asemenea turiști. Delta Dunării este un biom unic pe glob, acesta se datorează ecosistemelor naturale care evoluează de la an la an, precum și a numărului mare de specii de animale ce trăiesc în această zonă umedă.

Acest ținut tânăr s-a născut ca urmare a acțiunilor combinate ale Dunării și a mării, este cunoscut de mii de ani ca loc de cuibărit, hrănire și odihnă pentru multe specii de păsări. Pe acest teritoriu vast ce se întinde pe o suprafață de 5800 km², s-au înregistrat de-a lungul timpului 9581 de specii.

Delta Dunării reprezintă a doua rezervație ca mărime și cea mai bine conservată dintre deltele europene, reprezentând un Sit de Importanță Comunitară (SCI) și Arie Specială de Protecție Avifaunistică (SPA), precum și sit protejat prin Convenția Ramsar.

Până în prezent, în RBDD au fost înregistrate 367 de specii de păsări. O mare parte dintre acestea se întorc pentru a cuibări, iar unele dintre ele doar tranzitează această zonă pentru a se odihni sau hrăni în drumul lor spre cartierele de cuibărit sau iernare. Pe acest teritoriu, în perioada de toamnă, se estimează că peste 90.000 de păsări răpitoare, 30.000 de pelicani, 240.000 de berze și mii de limicole și passeriforme din Europa de Nord și Siberia de Vest traversează zona pontică vestică în ruta de migrație spre cartierele de iernat.

La nivel mondial, până acum, s-au înregistrat circa 9.600 de specii de păsări, din acestea răpitoarele de zi reprezintă circa 338. În Europa, au fost înregistrate până în momentul de față circa 900 de specii de păsări, dintre care 41 sunt răpitoare diurne, iar în România din aproximativ 400 specii de păsări, 38 sunt răpitoare de zi. Datorită așezării ei geografice, dar și datorită climei temperat continentale cu influențe pontice, favorizează înmulțirea multor specii de animale. Astfel, teritoriul Delta Dunării favorizează cuibăritul a 9 răpitoare diurne, din cele 34 de specii de păsări răpitoare de zi inventariate până acum. Zonele stepice din apropierea Rezervației Biosferei Delta

Dunării formează un teritoriu prielnic înmulțirii multor specii de vertebrate și insecte, acest fenomen făcând ca numărul păsărilor răpitoare diurne să fie mare.

În RBDD și împrejurimi se găsește una dintre cele mai impozante răpitoare de zi, codalbul (*Haliaeetus albicilla*). Această răpitoare diurnă este cea mai mare pasăre sedentară care cuibărește în România. La începutul secolului XX, codalbul era o răpitoare de zi comună, îndeosebi în Delta Dunării, dar și în restul țării, de-a lungul fluviului Dunărea, precum și în zona de luncă ale râurilor mari.

6.2. Date generale cu privire la codalb

Încadrare taxonomică. Conform sistemului de clasificare actual Uniunea Internațională pentru Conservarea Naturii (UICN), specia *Haliaeetus albicilla* se încadrează în:

- Regn: Animalia
- Încrengătura: Chordata
- Clasa: Aves
- Ordin: Accipitriformes
- Familia: Accipitridae
- Gen: *Haliaeetus* Savigny, 1809
- Specie: *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758).

Pe Terra se întâlnesc 8 specii al genului *Haliaeetus* (*Haliaeetus albicilla*, *H. leucogaster*, *H. sanfordi*, *H. vocifer*, *H. vociferoides*, *H. leucoryphus*, *H. leucocephalus* și *H. pelagicus*). Păsările acestui gen sunt răspândite pe aproape toate continentele lumii (Asia, Africa, America de Nord, Australia și Europa (Roulin și Wink, 2004; Lerner și Mindell, 2005, Haraszthy, 2015), iar de curând în lista păsărilor din lume (IOC World Bird List), actualizată în 2018, mai apar încă 2 specii ale genului (*Haliaeetus ichthyaetus* și *Haliaeetus humilis*) (Gill și Donsker, 2018; www.worldbirdnames.org/bow/raptors), aceste două specii erau cunoscute înainte ca *Ichthyophaga ichthyaetus* și *Ichthyophaga humilis*. Conform ghidului răpitoarelor din lume (Ferguson și Christie, 2005a), în cele ce urmează ne vom referi doar la cele 8 specii ale genului, deoarece *Haliaeetus ichthyaetus* și *Haliaeetus humilis* pot trece din nou în genul *Ichthyophaga*. Această repartizare filetică cu recunoașterea a 8 specii, se regăsește și în alte publicații recente (Haraszthy, 2015).

Descriere. Sunt specii de acvile de talie mare legate de zonele umede. Spre deosebire de *Aquila* spp. și *Clanga* spp., și alte acvile, tarsul lor nu este acoperit cu pene, ci cu solzi. Ciocul este proporționat destul de mare, majoritatea speciilor au coada în formă de pană, iar la adulți rectricele sunt parțial sau complet albe.

Haliaeetus albicilla are o lungime totală cuprinsă între: 70 – 90 cm (rectricele au 20 – 32 cm și sunt mai lungi la imatur), cu anvergura aripilor între: 193 – 250 cm.

Atât în zbor cât și în repaus, codalbul adult prezintă o siluetă masivă. Masa corporală a masculului este de 3,1 – 5,4 kg, iar femela are între 3,7 – 6,9 kg (Ferguson și Christie, 2005b; Tingay și Katzner, 2010). Când pasărea stă pe un suport, vârfurile aripilor îndoite ajung până la vârful cozii. Aceasta are vârful rotunjit, rectricele mijlocii

fiind cele mai lungi, iar cele laterale micșorându-se spre margini. Coada sa scurtă este albă, cu puternică nervurație și pete brune. Proporția dintre suprafețele albe și cele colorate se schimbă în cursul anilor, devenind tot mai albă dinspre centru spre margini.

Ciocul este mare, puternic și masiv, aproape drept de la nări până la vârf, curbându-se în jos într-un arc puternic, cu vârful în formă de cârlig ascuțit, care depășește capătul maxilarului inferior cu aproximativ a șasea parte din grosimea ciocului. Culoarea ciocului, colțurile gurii și ceroma sunt galbene. Irisul și tarsul sunt galbene. Picioarele sunt acoperite până la jumătatea superioară al tarsului cu pene. Părțile golașe sunt galbene, iar ghearele sunt negre (Glutz von Blotzheim și colab., 1971; Géroutet, 1978; Ferguson și Christie, 2005a).

Atinge maturitatea sexuală la cinci ani și poate trăi până la cel puțin 27 de ani în sălbăcie și 42 de ani în captivitate (Orta și colab., 2018). La această vârstă prezintă un colorit general brun palid cu tivuri mai deschise pe pene. Capul și grumazul sunt mai gălbui decât restul corpului, la exemplarele foarte bătrâne putând fi aproape albe. La acestea și remigele sunt brun cenușii, pe steagul extern fiind mai deschise. Femela este totdeauna mai mare și mai robustă decât masculul.

Haina tânără a codalbului variază mult în colorație, uneori este brună închis, alteori brună roșcată, cu o gamă largă de colorit de trecere. Coada este mai ascuțită decât în cazul adulților, cu rectricele mijlocii mai lungi, în urma năpârlirilor succesive. Silueta cozii se rotunjește pe măsură ce animalul înaintază în vârstă. Ciocul este negru, iar picioarele gălbui pal (Ferguson și Christie, 2005b). Această pasăre îmbracă haina adultă completă abia după a doua năpârlire totală, la vârsta de 5-6 ani, rareori și mai devreme.

- **Penaj I (1-3 ani).** Din culoarea fundamentală albă a cozii, abia 10 % este de culoare galben-cenușie, care însă în al doilea sau al treilea an devine, prin uzare și spălăcire, albă (10,5 % dintre pene, alb-gălbui murdar). Culoarea principală este un brun închis palid. Penajul s-ar putea descrie și în felul următor: culoarea principală este brun închis, palid, cu 10 % alb pronunțat și 10,5 % alb cenușiu, cu nervurație spălăcită și tendința spre striație longitudinală (figura 6.1a).
- **Penaj II (3-6 ani).** La vârsta de 3-6 ani, din culoarea fundamentală albă se vede 30-30,5%. Aproximativ 10,5-20% din suprafață este ocupată de o nervurație sură și galben-ruginie care, în al cincilea - al șaselea an, devine spălăcită și astfel 40,5-50,5% se prezintă alb. Culoarea întunecată este mai lătită la baza și vârful penei, aproape ca o bandă bazală și terminală (figura 6.1b).
- **Penaj III (6-9 ani).** Culoarea fundamentală albă cuprinde 40-60% din întreaga pană, restul constând într-o bandă bazală brună închis și o nervurație brună și sură deschis, ultima devenind albă, astfel încât, în al șaptelea an, 70% din suprafață este albă.
- **Penaj IV (9-12 ani).** Culoarea albă se întinde peste 80%, iar banda bazală nu mai este numai brun unicoloră, ci este străbătută mai mult sau mai puțin de alb (Dombrowski în Linția, 1954) (figura 6.1c).

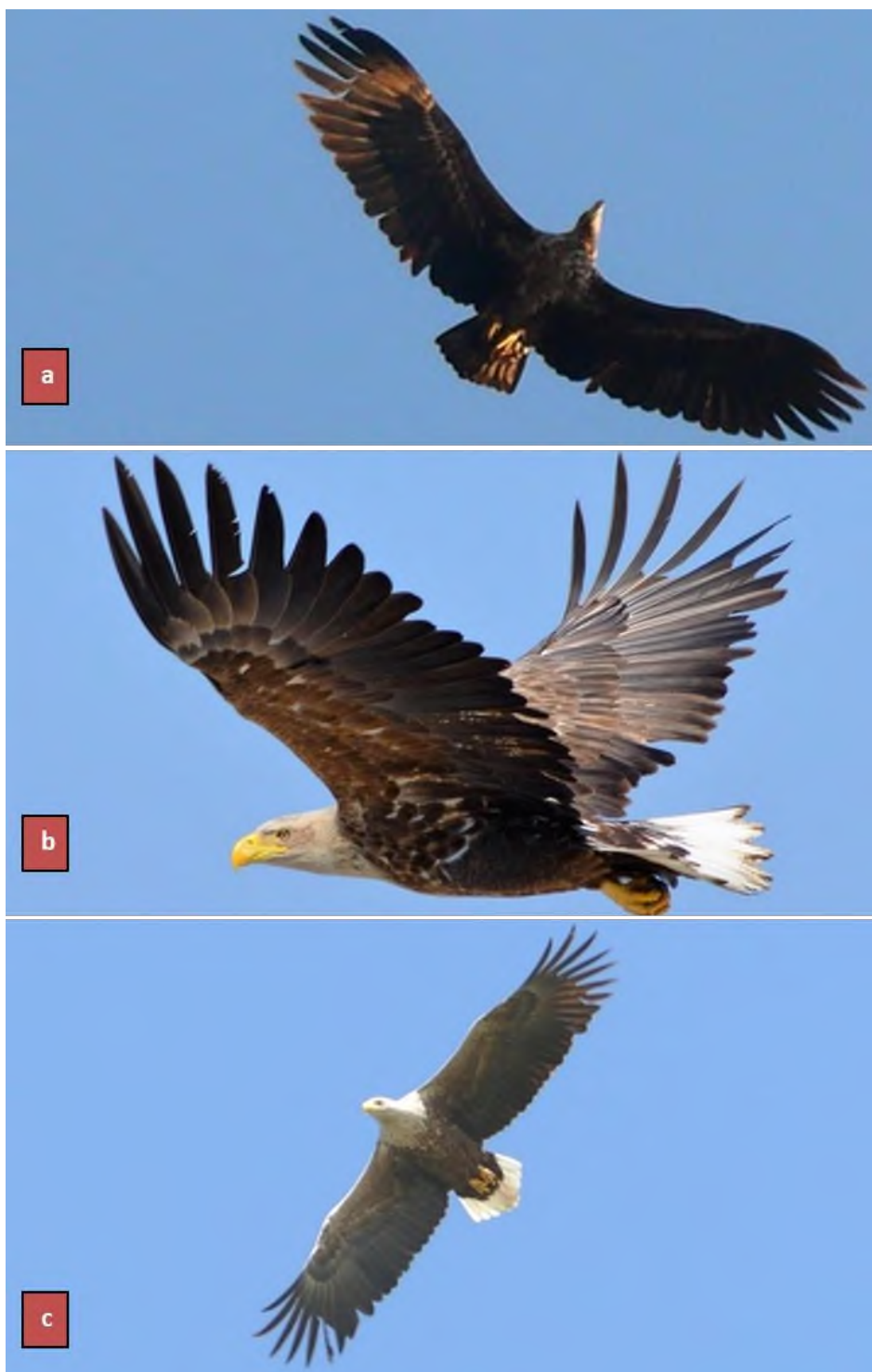


Figura 6.1. Culoarea penajului la codalb (a - 3 ani, b - 5 ani, c - ≥ 9 ani)
(foto: Vasile ALEXE)

Habitat. Ca și habitate pentru hrănire, preferă zonele umede cu apă dulce și marină (lacuri cu acvatorii întinse, fluvii și mlaștini mari, zonele de coastă ale oceanelor și a mărilor) bogate în pești și păsări acvatice. Cuibul și-l construiește în coroane de copaci înalți, puternici și maturi, cum ar fi pinul, fagul, salcia, plopul, stejarul, etc., chiar și la distanțe de până la 10 km de habitatele de vânătoare, rareori la marginea pădurii (Glutz și colab., 1971; Kiss și colab., 2013, 2014; Alexe și colab., 2018a). În țările scandinave cuibărește și pe stânci (Glutz și colab., 1971). În general, cuiburile sunt construite în apropierea habitatelor de vânătoare. Are o preferință față de coloniile de păsări care cuibăresc pe arbori sau pe stânci (Dementiev și Gladkov, 1951). Din datele noastre din teren, unele perechi din RBDD. par să accepte într-o oarecare măsură o delimitare în zona de cuibărit a activităților umane.

Hrana. Hrana este diversificată, constituită din pești, păsări și mai puțin mamifere. Mai în toate zonele hrana principală este peștele. Capturează peștii care înoată la suprafața apei (*Cyprinus carpio*, *Carassius gibelio*, *Esox lucius* ș.a.) (Zawadzka și colab., 2006; Nadjafzadeh și colab., 2015; Yurko, 2016). Codalbiile din RBDD preferă păsările acvatice apoi peștii (Kiss și colab., 2013, 2014; Sándor și colab., 2015). Capturează și păsări acvatice, în special pe cele scufundătoare, care sunt prinse în timp ce stau pe apă (Izzard și colab., 2008). Uneori codalbul le urmărește până ce acestea sunt epuizate (Foggitt și Foggitt, 2007). De asemenea, se observă cazuri de cleptoparazitism față de uliul porumbar (*Accipiter gentilis*) și vulturul pescar (*Pandion haliaetus*) (de Roder, 2005; Ekman, 1984). Primăvara, perechea zboară deasupra teritoriului pe care l-a ocupat și execută zboruri spectaculoase cu rostogoliri în aer la circa 200 m. Vânează printr-un zbor jos deasupra apei, de unde își prinde prada, sau poate descrie cercuri largi la 200-300 m înălțime, de unde se uită după pradă. La sfârșitul lunii aprilie și începutul lunii mai, când peștii depun icrele, stă nemișcat în ape mici iar uneori, prinde cu picaje rapide peștii din apropierea suprafeței. Se hrănește și cu cadavre (Bauer și Berthold, 1996; Bezzel, 1985).

Reproducerea. Este o specie monogamă ce tinde să își păstreze perechea toată viața. Perioada cuibăritului variază în funcție de latitudine geografică: în ianuarie, în zonele sudice ale arealului de răspândire, iar în nord începe din aprilie-mai. În RBDD, jocurile nuptiale încep din decembrie, iar cuibăritul de la sfârșitul lunii ianuarie. În perioada de reproducere scoate sunete precum *cllee-cllee-cllee-cllee-cllee-cllee-cllee-cllee*, iar partenerul răspunde imediat cu același sunet (figura 6.2). Cântecul se aude de la 2 – 3 km în condiții meteorologice bune și este asemănător cu al ciocănitorii negre *Dryocopus martius*. Pentru cuibărit folosește același teritoriu în fiecare an, utilizând alternativ 2-3 cuiburi. Un caz extrem este acela în care o pereche din Norvegia a deținut 11 cuiburi (Cramp, 1980).



Figura 6.2. Codalb adult vocalizând în perioada de reproducere
(foto: Vasile ALEXE)

Cuibul și-l construiește în arbori maturi din păduri bătrâne, mărimea cuibului putând ajunge și la 1 m³. În zonele nordice cuibărește și pe stânci. Vatra cuibului este căptușită cu iarbă și pământ (Ferguson și Christie, 2005a; Evans și colab., 2010). Ponta este formată de obicei din 2 ouă, rar 3, depuse la interval de 2-4 zile. Dimensiunea medie a ouălor din Asia Mică la un număr de 12, a fost de 71,8 x 56,26 mm, în Peninsula Balcanică la un număr de 14, a fost de 72,68 x 53,48 mm, în Rusia de Sud la un număr de 21, a fost de 73,3 x 57,9 mm, în Germania și Polonia au fost măsurate un număr de 24 de ouă cu dimensiunea medie de 74,75 x 58,3 mm, în Danemarca la un număr de 21 a fost de 74,5 x 56,9 mm, în Scoția la un număr de 54 a fost de 75,8 x 58,7 mm și în Groenlanda din cele 65 ouă măsurate media a fost de 76,46 x 58,02 mm (Glutz și colab., 1971); în România mărimea ponteii este 75 x 55 mm (Tălpeanu, 1969), iar incubația durează 38 de zile. Ambii părinți au grijă de pui timp de 70-90 de zile, imaturii depinzând de adulți cel puțin 30 de zile. Mortalitatea în rândul imaturilor este foarte mare. În Republica Cehă între 1998 și 1999, 13 imaturi au eclozat din 12 tentative de cuibărit (Rajchard și colab., 2010). În perioada 2009-2017, în Rezervația Biosferei Delta Dunării (România) și împrejurimile acesteia, de la 61 de cuiburi ocupate au eclozat în total de 193 pui, astfel media pe toți anii fiind de 1,2 pui/cuib (Alexe și colab., 2018b).

Migrația. Codalbul este migrator în zonele nordice, estice și sedentar în rest. O parte dintre codalbi adulți, din zonele nordice ale Europei și Asiei sunt sedentari, în timp ce imaturii sunt migratori (Mullarney și colab., 1999). În perioada iernii se pot forma aglomerări de 10 indivizi (chiar 100) în zone cu habitate de hrănire foarte bune sau în zonele de înnoptare. În perioada rece, migrează din sudul Suediei în centrul și estul Europei, rareori coborând în sudul Europei. În Asia, se cunosc puține date cu privire la migrație. Păsările mature părăsesc zonele de cuibărit mai târziu, în octombrie și se întorc mai devreme decât imaturii, în februarie - aprilie. De exemplu, două păsări adulte

echipate în timpul iernii la Hokkaido (Japonia) cu transmițătoare satelit s-au deplasat spre cartierele de reproducere (Peninsula Kamceatka) la sfârșitul lunii februarie, zburând spre nord, pe coasta de vest a Asiei. Aceste păsări au zburat în sudul Peninsulei Kamceatka și apoi au traversat Marea Okhotsk, ajungând în perioada 10-12 octombrie la Hokkaido (Ueta și colab., 1998).

Relații antagoniste

Competitori. *Haliaeetus albicilla* intră adesea în competiție pentru hrană și locurile de cuibărit cu acvila de munte *Aquila chrysaetos*. Acest lucru se întâmplă atunci când habitatele de cuibărit sunt limitate sau hrana este puțină. De exemplu, *Haliaeetus albicilla* și *Aquila chrysaetos*, codalbul și acvila de munte din Marea Britanie, care trăiesc în același habitat, se exclud reciproc, iar acest lucru se datorează lipsei locurilor de reproducere. Concurența pentru locurile de cuibărit a fost observată doar în vestul Scoției deoarece aici, cu secole în urmă, s-au făcut defrișări masive, iar în momentul de față codalbul cuibărește pe stânci, intrând peste habitatul acvilei de munte. În Norvegia, unde teritoriul de cuibărit este mult mai mare, aceste două specii pot trăi fără să aibă competiție. Hrana celor două specii este parțial asemănătoare și există o anumită concurență pentru resursele trofice.

În zonele nordice din Europa și Asia, codalbul are competitori serioși, ca de exemplu lupul, ursul și glotonul la hoituri, în timpul iernii, iar în partea de vest a Asiei în Kamceatka și Japonia, concurează pentru hrană cu *Haliaeetus pelagicus*.

În RBDD codalbul pare să aibă competitori la hrană șacalul (*Canis aureus*), enotul (*Nyctereutes procyonoides*), vulpea (*Vulpes vulpes*), vidra (*Lutra lutra*) și acvila țipătoare mare (*Aquila clanga*) doar în perioada iernii, iar ca și competitor la cuibărit *Falco cherrug* (Marinov și Kiss, 1991). Din datele proprii, putem semnală ca potențial dușman natural o specie nouă de mamifer, intrată de curând în fauna din RBDD, fiind vorba de *Martes martes* (Alexe și Marinov, 2010; Kiss și colab., 2012, 2013). Din ecologia acestei specii, se cunoaște că este un mamifer arboricol și poate avea culcușuri chiar și în cuiburi de păsări răpitoare (Murariu și Munteanu, 2005). Pe lângă alte varietăți de hrană, acest carnivor se hrănește și cu păsări și ponta acestora. Putem lua în calcul că acest mamifer de talie mică poate să urce în cuiburile de codalb și să mănânce puii. Pentru a întări această idee, menționăm două cazuri din fosta Iugoslavia, de ucidere a puilor de codalb la cuib de către *Martes martes* (Hám și colab., 2009).

Un alt dușman natural, tot pentru puii din cuib, sunt furnicile roșii de pădure (*Formica rufa*). Ele trăiesc pe majoritatea arborilor bătrâni din RBDD, în interiorul trunchiului și circulă pe scoarța acestuia și pe crengi, pe traseele lor marcate cu feromoni. Arborii care dețin cuiburi de codalb, au furnici pe suprafața acestora. Furnicile umblă în căutare de hrană și sunt atrase de mirosul hoiturilor din cuib, aduse de părinți pentru pui, iar în momentul în care acestea urcă în cuib, adulții sau puii le pot strivi din greșeală prin mișcările lor, iar acidul formic eliminat declanșează un atac vehement și insectele pot uide puii. Tot furnicile pot deranja femela în perioada de clocire. Acest fenomen nu se întâmplă la toate cuiburile ocupate, depinzând de cât de mare este colonia de furnici din arborele respectiv. Menționăm că unele cuiburi ocupate

de către codalb din RBDD au fost abandonate inexplicabil, fără a avea în apropiere vreun factor antropic. Astfel luăm în calcul că abandonarea cuibului a avut loc din cauza atacului de furnici asupra puilor sau adulților.

Paraziți. Chiar dacă este un răpitor situat în vârful piramidei trofice, codalbul se confruntă cu diferiți paraziți interni și externi. În cercetările care s-au realizat în RBDD, au fost găsiți pe *Haliaeetus albicilla* 4 specii de Mallophaga (*Colpocephalum flavescens* De Haan, 1829; *Craspedorrhynchus macrocephalus* Nitzsch, 1874; *Degeeriella discocephalus* Burmeister, 1838 și *Falcolipeurus sulcifrons*) (Rékási și Kiss, 1997, 2005; Rékási și colab., 2017).

Distribuția geografică. Dintre cele 8 specii ale genului, în Europa cuibărește numai codalbul *Haliaeetus albicilla* (Lerner și Mindell, 2005).

Codalbul are un areal geografic considerabil de larg (figura 6.3). Acesta cuprinde aria situată între sud – vestul Insulei Groenlanda, unde trăiește o subspecie distinctă (AOU, 1998), recunoscută (*Haliaeetus albicilla groenlandicus*) (Forsman, 1999; Génsbøl, 2008) peste Europa și Asia (Peters, 1931; Zaun, 2009; The IUCN Red List of Threatened Species, 2016), până în Insulele Comandor din Marea Bering (Theodore și Balch, 1987). În 2007 a fost raportat un adult din Hawaii (Zaun, 2009).

Populațiile de codalb cele mai numeroase se află în Norvegia (1900 – 2200 perechi), Rusia (1000 – 2000 perechi), Polonia (450 – 520 perechi), Germania (321 – 326 perechi), Suedia (260 – 280 perechi), Finlanda (230 – 270 perechi) și Groenlanda (150 – 200 perechi) (BirdLife International, 2004; Herrmann și colab., 2011).

În Europa există două subpopulații principale de codalb. Prima este cea din nord, care are și o distribuție largă, iar a doua, cea situată central și sudic, din țările dunărene, care cuibărește în Germania, Austria, Slovacia, Ungaria, Croația, Serbia, Bulgaria, Moldova, Ucraina și România, pe valea Dunării, inclusiv în RBDD. Populația de codalb din țările din sudul Europei are aproximativ 650 de perechi, din care aproximativ 200 se află în zona fluviului Dunărea și pe luncile acestuia (Probst și Gáborik, 2012).

Prin mai multe programe s-a reușit reintroducerea codalbului în Scoția. În 1916 a dispărut din Regatul Unit, iar acest lucru s-a datorat factorului antropic (vânătoare cu arme și capcane, defrișări ș.a.). În 1959 s-a luat în calcul recolonizarea, astfel au fost eliberate 3 exemplare, care mai târziu au murit. După o perioadă de 16 ani, în 1975, s-a elaborat un program de reintroducere a păsărilor ca pui, indivizii fiind aduși din Norvegia și introduși pe insula Rhum. Pe insulă s-au construit câteva voliere uriașe, unde păsările au fost crescute cu hrană naturală, până când au început să zboare singure. Păsările nu părăseau definitiv zona, ci se întorceau la hrana oferită. Hrănirea a durat până când păsările au învățat să se hrănească singure. Între 1975 și 1982, au mai fost eliberați încă 82 de codalbi (Love și Ball, 1979; Love, 1983; Evans și colab., 2009; Haraszthy, 2015). În 1983 păsările au început să formeze primele perechi, dar fără a cuibări cu succes. Primii pui au ieșit în 1985, iar 2014 au fost numărate 98 perechi cuibăritoare (Sansom și colab., 2016).



Figura 6.3. Distribuția codalbului (*Haliaeetus albicilla* L.) la nivel global, după shape-ul the IUCN Red List of Threatened Species, 19 aprilie 2019

Distribuția la nivel național. România, datorită așezării ei geografice, dar și datorită climei sale temperat continentale, găzduiește o biodiversitate floristică/faunistică remarcabilă. Totodată, România este traversată de 8 rute de migrație prin care, în perioada de toamnă, se estimează că traversează câteva sute de mii de păsări (Sundseth și Barova, 2010). De asemenea, tot poziția geografică, cu deschidere la Dunăre, Delta și Marea Neagră, favorizează cuibăritul celei mai mari răpitoare diurnă sedentară de la noi din țară.

În România, la începutul secolului XX, codalbul se considera drept una dintre cele mai larg răspândite și numeroase acvile din țară, atât ca specie clocitoare cât și de pasaj (Botnariuc și Tatole, 2005; Dombrowski, 1912; Linția, 1954). În prezent, se cunoaște în RBDD existența unei populații cuibăritoare în ușoară creștere, dar mai trăiesc perechi cuibăritoare și pe Valea Dunării, pădurile Babadag – Enisala, Mandra (Agighiol) și Isaccea – Luncavița, pe lunca Mureșului Inferior, câmpia Crișului Alb și Crișului Negru (figura 6.4). Preferă pădurile de șes, de luncă și zăvoaie cu arbori mari și bătrâni, în apropiere de apă. Datele cu privire la distribuția populației de codalb din România, provin din fișele standard NATURA 2000, de pe site-ul Comisiei Europene. Pe lângă aceste date am adăugat și datele proprii (doar din zonele studiate).

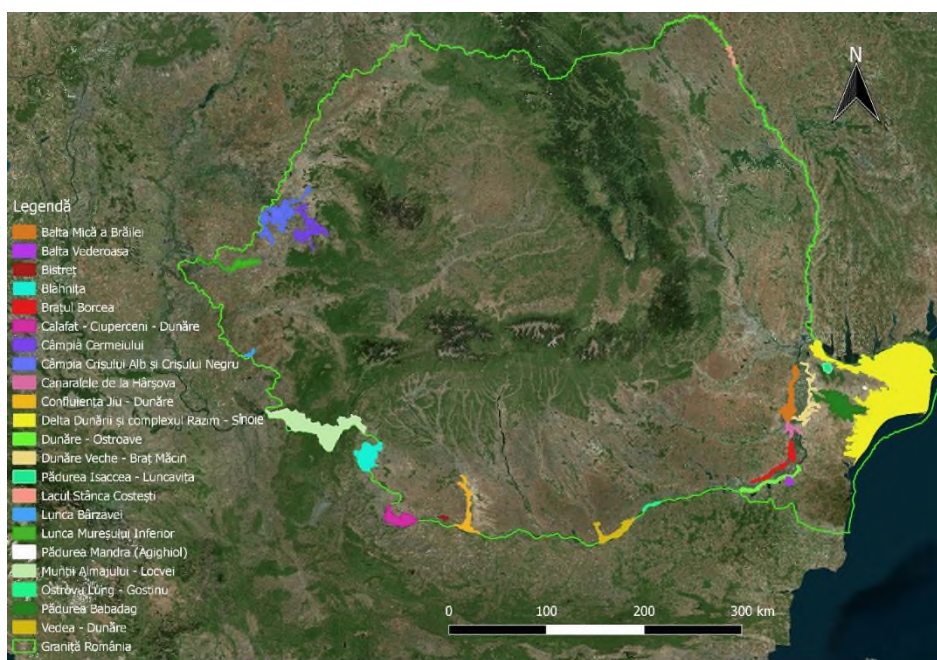


Figura 6.4 Distribuția perechilor de *Haliaeetus albicilla* din România, în anul 2020, după datele oficiale și aprecieri/evaluări proprii

6.3. Distribuția spațială a cuibăritului codalbului în RBB

6.3.1. Date istorice privind distribuția codalbului în Dobrogea de Nord

Din punct de vedere istoric, populația de codalb s-a redus simțitor, dispărând definitiv din anumite zone. Factorul antropic cauzat în perioada anilor 1950 – 1960, a dus la diminuarea rapidă a mărimei populației de codalbi în România, dar și în multe alte țări din Europa. Cauzele principale care au dus la declinul speciei au fost: pesticidele, braconajul, distrugerea habitatelor, etc. (Bijleveld, 1974). La nivel european, codalbul a fost la începutul secolului XX o specie foarte comună (Cramp, 1980; Dombrowski, 1912; Linția, 1954). În Europa centrală, numărul estimat a atins nivelul cel mai redus (120-150 perechi) în 1960 (Glutz von Blotzheim și colab., 1971). Declinul a continuat aproape până în zilele noastre deși, în timpul secolului 20, s-au luat în multe țări măsuri legislative de protecție. Prohibiția la nivel cinegetic, interzicerea folosirii otrăvurilor în combaterea răpitorilor, măsurile pentru stoparea bioacumulării de substanțe chimice, au dus la îmbunătățirea reproducerii și supraviețuirii, măsuri care împreună cu înființarea unor zone protejate la nivel paneuropean au imprimat speciei un trend populațional pozitiv, în special în nordul și centrul Europei. Totuși, persistă anumite pericole, iar altele se prezintă tot mai accentuat, cum ar fi pierderea habitatelor naturale adecvate, poluarea chimică și mai nou, schimbările climatice.

Pentru a înțelege evoluția trendului perechilor de codalb din nordul Dobrogei, am considerat necesară o sinteză a situației anterioare, ca apoi să tratăm situația actuală de pe teritoriul RBDD și zonele limitrofe.

La începutul anilor 1800, Dobrogea de Nord era acoperită de păduri bătrâne neatinse încă de om (Ionescu, 1904). Această zonă era folosită de păsările răpitoare diurne pentru reproducere, iar Delta Dunării și complexul lagunar Razim – Sinoe, asigurau condiții de hrană foarte bune pentru susținerea unui număr mare de răpitoare de zi.

În perioada 1800 – 1916, numărul populațiilor de codalb din Dobrogea de Nord era mult mai mare decât în zilele noastre. Însuși Dombrowski, menționa în 1912, că era cea mai răspândită acvilă din România. La acea vreme se remarcă numai vânători străini dornici să viziteze România și mai ales paradisul păsărilor din Delta Dunării. Acest număr restrâns de vânători au putut colecta sute de codalbi și zeci de ouă pentru comercializare. În acest sens, de exemplu, Dombrowski, în anul 1912, încă afirma că specia *Haliaeetus albicilla* este observată frecvent în Delta Dunării, uneori cu aglomerări de câte 50-60 exemplare la un loc și menționa colectarea unui număr de 400 păsări și 79 ouă (Dombrowski, 1912). Formulări asemănătoare găsim și la alți autori (Schnell, 1936; Bodea și colab., 1957; Rosetti-Bălănescu, 1957; Linția, 1954; Cătuneanu, 1973; Dragomir și Kiss, 1972; Klemm, 1973; Tălpeanu, 1967). Tot Dombrowski afirma "o recoltă de 10 codalbi nu era ceva extraordinar. La copacul ales pentru dormit, la apusul soarelui, deseori abia terminam cu încărcatul. Acum se prăbușea un codalb de pe copac și deja alți doi stăteau în locul lui, și aceasta durează aproape fără întrerupere până când se lăsă întinericul". În perioada respectivă, Legea "Protecției vânatului" din 1891 și cea din 1906, menționa că este permisă împușcarea răpitoarelor de zi, pe toată perioada anului.

O altă perioadă în care populațiile de codalb din Dobrogea de Nord s-au redus este cea cuprinsă între 1917 și 1933. Prima parte, se suprapune cu perioada Primului Război Mondial, atunci când populația de la vremea respectivă avea arme și putea vâna orice pentru a se hrăni. Chiar și după perioada de după război, timp de 15 ani, până în 1933, încă se mai găseau arme clandestine. Tot în acest interval de timp, în 1923, refăcută în 1925 după actul normativ din 1906, s-a adoptat Legea vânatului, care permitea vânărea răpitoarelor cu pâr și pene pe durata întregului an. Despre vânărea în masă a codalbului găsim descrieri plastice chiar și mai târziu, fără specificația datei, publicate la mijlocul secolului trecut (Bodea și colab., 1957).

Aproape după un deceniu, în 1933, situația răpitoarelor de zi devine critică în toată România. În acest an se pun sub protecție patru răpitoare cu pene de zi ca monumente ale naturii (Cătuneanu, 1973).

A treia perioadă, este cea cuprinsă între 1934 – 1949. Între anii 1928 și 1929, Kornis face o expediție în pădurile din nordul Dobrogei, unde semnalează trei zone cu locurile de cuibărit ale codalbului (Kornis, 1938). Tot el observă, în primăvara lui 1929, în pădurile Babadag și Bașbunar, pe o suprafață de 100 hectare, câte un cuib de codalb. Cu toate că în această perioadă răpitoarele de zi erau protejate, populația de codalbi din nordul Dobrogei scade simțitor. Kornis, într-un raport trimis către Direcția

de Vânătoare din vremea respectivă, menționa *"Trebuie să vă atrag atenția în mod deosebit asupra vulturilor, care sunt pe cale de dispariție"* (Kornis, 1936).

Tot în această perioadă, se publică într-o revistă cinegetică prestigioasă (*Carpații*) de către Schnell, inspectorul șef de vânătoare al județului Tulcea, o hartă cu privire la locurile principale de vânătoare, inclusiv coloniile mixte de țigănuși, cormorani, pelicani, stârci, egrete etc., dar și a zonelor de cuibărit al codalbului (Schnell, 1936).

Din zonele descrise, doar două zone se află în RBDD iar alte două se află amplasate la limita Rezervației (pădurea Babadag, Ciucurova, Niculițel, Greci și zona Murighiol – Dunavăț). Din locațiile prezentate de Schell, doar Pădurea Letea păstra numere mari de codalbi. Restul de trei zone erau amplasate aproximativ pe centrul Podișului Dobrogean, unde se mai păstrau masive compacte de pădure.

A patra perioadă se situează între anii 1950 – 1967. După perioada colectării și a vânării intensive a codalbilor de la începutul secolului XX-lea, încă s-a considerat că răpitoarele de zi sunt dăunătoare vânatului util. Cu toate că, încă din 1938 prin legea cinegetică, este interzisă vânătoarea speciilor rare, în descreștere sau pe cale de dispariție, între anii 1950 – 1965 are loc o campanie de combatere a tuturor speciilor răpitoare de zi și de noapte, inclusiv prin folosirea nadelor otrăvite cu stricnină. În acest sens, numai în iarna lui 1963 – 1964 și numai într-o săptămână, în Dobrogea de Nord s-au găsit 61 exemplare de codalb moarte (Cătuneanu, 1973).

Desigur, aceste masacre nu au rămas fără urmări, ducând la prăbușirea efectivelor de păsări răpitoare în general și a codalbilor în special (Klemm, 1973; Pușcariu, 1968; Radu, 1973; Steinbacher, 1977; Tălpeanu, 1967). Bineînțeles, că pe lângă speciile de păsări răpitoare care au murit datorită otrăvirii cu stricnină, s-au înregistrat mortalități și la mamifere prădătoare (lupi, vulpi etc). Pe lângă cele menționate mai sus, tot în această perioadă, a început în Delta Dunării exploatarea masivă a stufului și dragarea canalelor pentru transportul acestuia. Sezonul de colectare a stufului se suprapune cu perioada de reproducere a codalbului.

În 1973, Cătuneanu publică una dintre cele mai valoroase lucrări din acea vreme *"Păsările răpitoare din Dobrogea de Nord și situația lor actuală"*. Astfel, din perioada 1922 – 1967 sunt menționate din Dobrogea de Nord 38 de cuiburi de codalb, 10 localizate în pădurile Bașbunar, Babadag, Poșta, Telița, Niculițel și Munții Măcin – Greci din zona continentală, iar 28 în Delta Dunării, cele mai multe dintre ele fiind poziționate în zona brațului Sf. Gheorghe (Cătuneanu, 1973).

A cincea perioadă cuprinde anii 1968 – 1980. O lucrare ceva mai recentă, publicată de Pușcariu în 1968, intitulată *"Observations sur la repartition et l'ecologie de Haliaeetus albicilla dans le Delta du Danube"* apărută în Travaux du Muséum d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa", menționează codalbul în perioada 1964 - 1967 ca și cuibăritor în Delta Dunării. Pușcariu menționează un număr de 34 de locații, specificând că dintre acestea, 9 sunt situate la nord de brațul Sulina și 17 în zona brațului Sf. Gheorghe (Pușcariu, 1968). După cum se observă din harta de mai jos și de această dată, punctul de greutate nu mai este în pădurea Letea, ci în zona brațului Sf. Gheorghe.

În perioada 1967 – 1971, efectivele de codalb aproape că dispar din nordul Dobrogei. În acea perioadă se puteau observa dispersat un cuib în pădurea Letea, două pe brațul Sulina (Mila 6 și 18), două în zona localității Uzlina, două în zona lacului Dranov și doar un singur cuib în pădurea Poșta (Valea Celicului).

Între anii 1980 - 1990 populația de *Haliaeetus albicilla* din Deltă s-a menținut mică, dar aproximativ stabilă, în jur de 7 - 10 perechi (Botnariuc și Tatole, 2005; Dragomir și Almășan, 1973; Grimett și Jones, 1989; Kiss, 1982; 1985; Marinov și Kiss, 1991; Stănescu și colab., 1985). Marinov și Kiss, menționau într-o lucrare publicată la începutul anilor '90, că populația îmbătrânită de codalb din Delta Dunării nu poate să se redreseze, deoarece 50% din ponte sunt sterile. Acest fapt se poate explica prin poluarea ecosistemelor cu metale grele, compuși organici de cloruri și fosfor, iar din puii eclozați în fiecare an, cel puțin 1 – 2 pui mor din cauza coliziunilor cu liniile electrice (Marinov și Kiss, 1991).

Abia în anul 1990, atunci când s-a înființat RBDD (*** 1993), dar și datorită interzicerii pesticidelor, în acest teritoriu s-a remediat numărul populației de codalbi. Totodată, s-a dovedit că existența unei structuri de supraveghere ecologică, cum ar fi Corpul de Pază și de Inspecție din RBDD, poate asigura informații recente, îndeosebi privind cuibăritul, dar și monitorizarea efectivelor de iernare sau în tranzit. În această perioadă, numărul de codalbi reproducători era apreciat între 10 – 20 de perechi (Burfield și Bommel, 2004; Marinov, 1990; Ciochia, 1992, 2001; Daróczi și Zeitz, 2001; Gâștescu și Știucă, 2006; Hagemeijer și Blair, 1997; Heath și Evans, 2000; Munteanu, 1998, 2009; Munteanu și colab., 2002).

La jumătatea anilor '90, o echipă formată din experți ornitologi (dr. Edmund Ballon, din cadrul ARBDD și de dr. Kiss Botond, de la INCDDD Tulcea), realizează o expediție în RBDD, cu scopul de a înregistra cuiburile și perechile de *Haliaeetus albicilla* cuibăritoare. Astfel, în 1996, experții au inventariat pe teritoriul RBDD, 34 de cuiburi de codalbi, dintre care 17 ocupate (studiu nepublicat).

În anul 2003, Doroșencu Alexandru, descoperă un cuib locuit în Parcul Național Munții Măcin (pe valea lui Trofin), menționând faptul că a fost locuit și în 2004, iar în următorul an găsește alte două cuiburi neocupate. Reîntorcându-se în 2005, observă absența cuibăritului în această zonă (Doroșencu, 2011). Până în momentul de față, din cercetările noastre efectuate în teren, specia nu a mai fost semnalată cuibărind în zonă, deși nu este imposibilă revenirea pe viitor, deoarece au mai fost observați de noi, în perioada de reproducere, adulți zburând deasupra Parcului Național Munții Măcin.

Singurele studii referitoare la codalbi din pădurea Letea au fost făcute în cursul ultimilor ani, în cadrul unui sub-subcapitol într-o lucrare de doctorat, numai anumite fragmente fiind publicate (Pocora, 2007a; Pocora și Ion, 2005, 2006; Pocora și Pocora, 2008). O situație mai cuprinzătoare privind cuibăritul actual pe teritoriul RBDD al acestui răpitor, le putem găsi în alte lucrări mai recente (Kiss și colab., 2013, 2014; Sándor și colab., 2015). Mai târziu, Stanciu (2017) în teza de doctorat "Studiu Privind *Biologia și Dinamica Populațiilor de Păsări Răpitoare de zi (Aves: Falconiformes) din*

Dobrogea", semnalează un cuib în plantația de plop de la Sfântul Gheorghe în RBDD și unul în pădurea Mandra (Agighiol).

6.3.2. Situația actuală a cuiburilor și perechilor de codalb în RBDD și împrejurimi

Distribuția familiilor de codalb din perioada 2009 – 2020 este limitată îndeosebi în zona continentală din Dobrogea de nord, cu doar două zone semnalate în pădurile de la limita RBDD. În momentul de față, singurele zone ce au cuiburi de codalb, sunt pădurile Babadag – Enisala și Mandra (Agighiol), de pe platoul continental. Totodată, aceste zone sunt cunoscute și pentru locuri de înnoptare (*roost*) pentru populația ne-cuibăritoare sau pentru exemplarele care migrează în sudul Europei și rămân în perioada rece în RBDD., respectiv tranzitează în timpul deplasărilor sezoniere teritoriul deltaic.

Inventarierea perechilor și cuiburilor de codalb a fost reluată în anii 2009 – 2011, în cadrul unor proiecte (DANUBEPARKS), de către echipa de ornitologi a INCDDD Tulcea. Astfel, în cercetările din RBDD făcute în perioada 2009 - 2011 s-au localizat în total aproximativ 70 de cuiburi, dintre care 29 ocupate (Kiss și colab., 2013, 2014). Tot în această lucrare s-a apreciat că populația de *Haliaeetus albicilla* din RBDD este între 25-30 de perechi cuibăritoare. Monitorizarea cuiburilor de codalb din RBDD a fost continuată de autori și în anii ce au urmat.

De subliniat este faptul că, această pasăre de regulă își construiește mai multe cuiburi, aceeași familie ocupând alternativ 3–5 cuiburi, deci numărul acestora înregistrat în perioada recensământului nu este totdeauna relevant, privind numărul de familii. Totodată, în perioada nupțială, perechea de codalbi poate construi cuiburi noi sau poate repara mai multe cuiburi vechi. Crengile noi pe vatra cuibului și prezența codalbilor în jurul arborelui respectiv, pot da impresia că acest cuib este ocupat, ajungând la supraevaluarea efectivelor.

În anul 2020, s-au identificat în RBDD și zonele limitrofe 85 cuiburi de codalb. Dintre acestea, 62 au fost ocupate și 23 de cuiburi au fost neocupate, fiind folosite pentru dormit, supraveghere și odihnă (figura 6.5). Pe lângă cele 62, au mai fost observate, în perioada de reproducere, încă 8 perechi adulte, dar nu le-au fost localizate cuiburile. În perioada 2009 – 2020, numărul cuiburilor distruse a ajuns la 74.

În figura 6.5 se evidențiază aglomerarea teritoriilor individuale ocupate la nord de brațul Sulina, față de zona brațului Sfântul Gheorghe, preferate anterior de codalbi. Acest transfer poate fi atribuit schimbărilor survenite în activitățile forestiere, în urma cărora în zona brațului Sfântul Gheorghe s-a procedat la tăieri masive de arbori. În schimb, partea nordică a fost mai puțin atinsă de activități de exploatare, evidențiind rolul primordial al strategiilor de management silvic în evoluția populațiilor de codalbi.

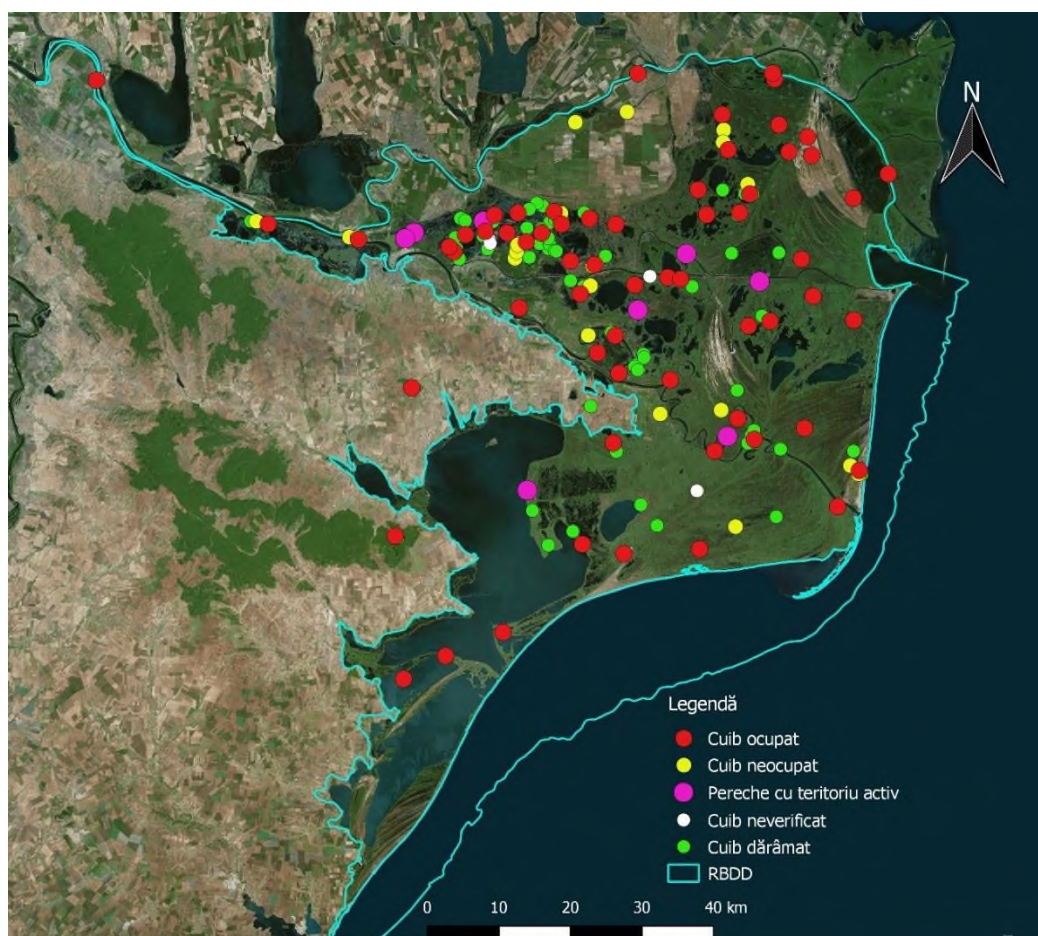


Figura 6.5. Distribuția cuiburilor de codalb (*Haliaeetus albicilla*) în anul 2020, în RBDD și zonele limitrofe

Acceptând faptul că maturitatea sexuală la codalbi se atinge târziu, la 5-6 ani, rezultă că pe lângă cele cuibăritoare, pe teren există o serie de păsări, tineri sau subadultți nereproducătoare. Deci, pe lângă numărul păsărilor cuibăritoare, s-ar cere adăugat și numărul de păsări subadulte, necuibăritoare și a exemplarelor adulte, a căror pontă sau cuib s-a distrus sau și-au pierdut partenerul, etc. Desigur, aici putem să facem numai aprecieri, fără a indica cifre exacte.

În perioada 2009 -2020, pe teritoriul RBDD și în zonele limitrofe au fost recensate, în total, 171 de cuiburi (ocupate, neocupate și distruse). Dispunerea spațială a cuiburilor din RBDD prezintă două concentrări. Ambele se află pe partea nordică a deltei, cu un număr total de 91 de cuiburi, între brațele Chilia și Sulina. Prima zonă importantă este situată în delta fluvială, în Complexul Șontea–Furtuna, cu un număr total de 60 cuiburi (ocupate, neocupate, distruse), marcând porțiunea cea mai importantă din RBDD pentru specia studiată. A doua zonă se află în delta maritimă, îndeosebi pe grindul Letea și Complexul Matița-Merhei și Brațul Chilia, cu un număr total de 31 cuiburi.

Deși codalbii, ca păsări de talie mare, trăiesc zeci de ani în perechi stabile și cu teritoriul ocupat de familie, bine delimitat prin zbor și strigăte teritoriale, uneori chiar prin lupte efective corp la corp, unele din cuiburi rămân timp de decenii, altele sunt construite noi, de un sezon-doi. Din literatura de specialitate se cunoaște că un cuib de codalb poate rezista mai mult de 20 de ani (Petrescu, 1988). Datorită furtunilor, cuiburile, sunt uneori doborâte împreună cu crengile pe care sunt construite, îndeosebi dacă materialul cuibului s-a îmbibat cu apă în urma precipitațiilor.

Din literatura de specialitate internațională există informații cu privire la existența a șase cuiburi pe brațul Chilia, în Delta Dunării din Ucraina (Gavryluca și Berkut, 2004; Gavryluca și Grishchenko, 2003; *** 2009). Cu siguranță, codalbii din zona de vărsare a Dunării se hrănesc sau își construiesc cuiburi în ambele țări.

Din totalul de 171 de cuiburi de codalb (ocupate, neocupate, distruse) recensate în RBDD și zonele limitrofe din perioada 2009 – 2020, s-a putut aprecia înălțimea față de sol la un număr de 155 cuiburi. În această perioadă, nu au fost identificate cuiburi la nivelul solului, așa cum au fost descrise anterior în literatura de specialitate (Sintenis, 1877; Jourdain, 1925; Linția, 1954), toate cuiburile inventariate fiind găsite pe arbori la înălțimi diferite. Acestea au fost localizate la o distanță cuprinsă între 5 și 24 m față de sol sau de luciul apei (figura 6.6), mai mult de jumătate (67%) fiind amplasate la înălțimi de peste 13 m, iar 33% la înălțimi sub 13 m.

În literatura autohtonă sunt puține referințe despre înălțimile la care se găseau cuiburile de codalb: cuprinse între zece și optzeci de picioare (3,3-26,6 m în Jourdain, 1925), uneori la 2-3 m (Rosetti-Bălănescu, 1957) sau, în general, pe arbori cu înălțime mică (Almásy, 1898). Tot în aceste surse este menționată și existența unui cuib de codalb pe sol, undeva pe un ostrov din zona lagunară (nespecificată exact, după context probabil în Sinoe).

În perioada anilor '50, Delta Dunării era mai puțin perturbată decât în zilele noastre. Klemm menționează găsirea a 13 cuiburi construite în plop, iar 10 dintre acestea erau situate la înălțimea de 20 m (Klemm, 1973). Se cunosc două cazuri, în care o pereche de codalb a construit două cuiburi pe un plop (Radu, 1979; Pocora, 2007a). În perioada 2009 – 2020 au fost identificate doua sălcii cu câte două cuiburi.

Dintre cuiburile localizate în RBDD și zonele limitrofe, 61,94% sunt amplasate pe *Salix alba*, 17,42% pe *Populus alba*, 16,77% pe *Populus x canadensis hibrid*, 1,94% pe *Alnus glutinosa*, 1,29% pe *Quercus pedunculiflora* și 0,65% pe *Tilia tomentosa*. Acest lucru demonstrează că *Haliaeetus albicilla* selectează habitatele cu sălcii bătrâne pentru construirea cuibului.



Figura 6.6. Cuib de codalb situat la o înălțime de 15 m față de sol

În perioada 2009 – 2020, în RBDD și zonele limitrofe, s-au înregistrat în total 112 cuiburi ocupate, din care la 90 de cuiburi s-a dovedit succesul cuibăritului, fiind observați în total 388 de pui. Media sporului în toți anii a fost calculată la 1,24 pui/cuib.

În decursul anilor populația de codalb a avut un trend crescător (figura 6.7), valabil și pentru ultimul sfert de secol, totodată crescând și numărul mediu de pui/cuib. Explicația rezidă în implementarea măsurilor de protecție, îndeosebi înființarea Rezervației Biosferei Delta Dunării. O situație asemănătoare s-a putut constata și în cazul populațiilor danubiene de codalbi din Ungaria (Horváth, 2007).

Pe baza observațiilor, numărul total de perechi cuibăritoare în 2020 din RBDD s-a apreciat la aproximativ 67 – 80.

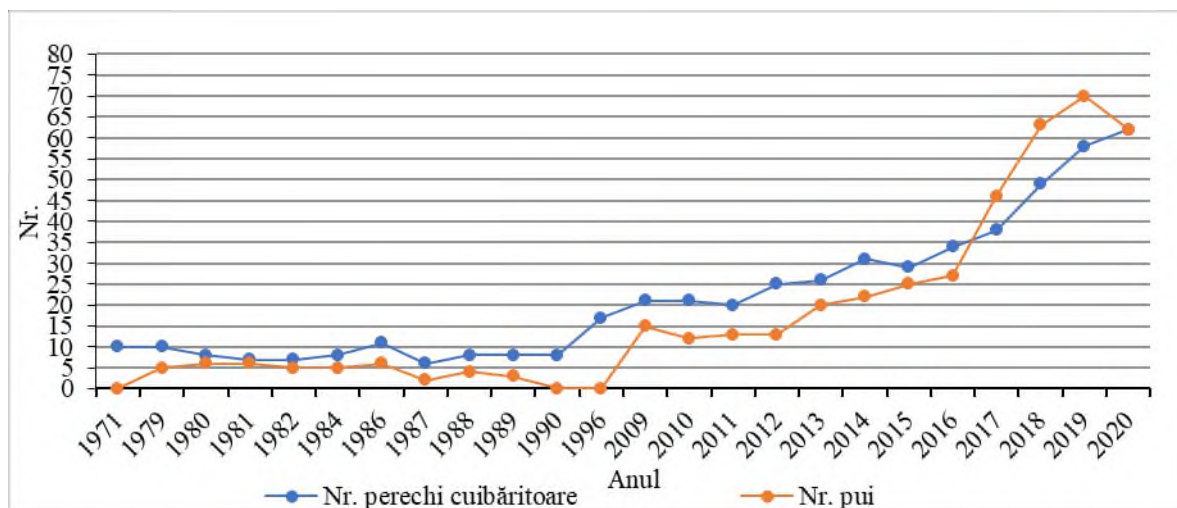


Figura 6.7. Trendul efectivelor de codalb (*Haliaeetus albicilla*) din RBDD și zonele limitrofe, în perioada 1971 - 2020 (Vasile ALEXE)

6.4. Localizarea habitatelor importante pentru cuibărit și hrănire a codalbului în RBDD și zonele limitrofe

Codalbul are nevoie de spații naturale mari și zone fără impact antropic pentru reproducere.

În România sunt foarte puține date privind habitatele de reproducere și hrănire a codalbului, majoritatea cercetărilor fiind realizate în Delta Dunării (Cătuneanu, 1973; Klemm, 1973; Pușcariu, 1967, 1968; Pocora și Ion, 2005, 2006; Pocora, 2007a; Pocora și Pocora, 2008; Kiss și colab., 2013, 2014; Sándor și colab., 2015).

6.4.1. Localizarea habitatelor pentru cuibărit a codalbului în RBDD și zonele limitrofe

Cuiburile sunt construite în principal în coroane de arbori înalți, puternici și maturi, care se află aproape de zone cu deschidere mare la canale, lacuri sau japșe. Pentru construirea cuiburilor codalbul preferă sălciile (*Salix* spp.) (Sándor și colab., 2015; Alexe și colab., 2018a, 2019b), în timp ce în Croația majoritatea populațiilor de codalb preferă stejarul (*Quercus robur*), frasinul de baltă (*Fraxinus angustifolia*) și plopul alb (*Populus alba*) (Radović și Mikuska, 2009).

La începutul secolului poziționarea cuiburilor de codalb se situa la o înălțime de 3-4 m (Dombrowski, 1912), iar la mijlocul secolului XX la 2-3 m (Linția, 1954). Astfel, în perioada 2009 – 2017, într-un studiu despre situația perechilor de codalb, s-a arătat că înălțimea era situată între 5 și 24 m față de sol sau apă. Mai mult de jumătate (62%) se găsesc la înălțimi mai mari de 13 m și restul (38%) la înălțimi de sub 13 m (Alexe și colab., 2018a). Aceasta nu este o tendință nouă, ci o înlocuire a cuiburilor distruse de furtuni. Practica construirii cuiburilor în copaci înalți, poate avea o legătură strânsă cu

circulația bărcilor cu motor în interiorul deltei, inițiată de crearea agresivă a heleșteelor la începutul anilor 1960 și continuată cu dezvoltarea turismului necontrolat în anii 1990 (Kiss și colab., 2013, 2014; Sándor și colab., 2015). Acest fenomen este similar în mai multe țări din Europa Centrală sau de Est (Horváth și Pintér, 2005; Radović și Mikuska, 2009; Vrezec și colab., 2009; Rajchard și colab., 2010).

La începutul anilor '60, delta a suferit mai multe schimbări majore și anume: transformarea unor lacuri în amenajări piscicole, îndiguirea și desecarea unor zone umede, transformarea polderului Sireasa, Stipoc și Rusca în amenajări agricole, săpări de canale pentru a pătrunde în zonele de recoltare a stufului, etc. Toți acești factori au făcut ca populația de codalbi de la acea vreme, din Delta Dunării să scadă vertiginos. După aproape 60 de ani, unele dintre aceste modificări s-au transformat în habitate favorabile pentru cuibăritul codalbului, ca de exemplu, multe dintre canale care au fost săpate în anii anteriori, acum sunt colmatate, iar pe marginea lor au crescut arbori (sălcii, plop) maturi în care codalbul și-a construit sau își poate construi cuibul.

În perioada 2009 – 2020, habitatele folosite de codalb pentru cuibărit în RBDD și zonele limitrofe au fost: 47% păduri aluviale, 28% păduri galerii, 5% păduri danubiene deltaice mixte, 18% amenajări silvice și 2% păduri balcano-panonice de cer și gorun. Menționăm că nu am făcut o clasificare din punct de vedere fitocenologic, ci o clasificare funcțională, bazată în primul rând pe distribuția cuiburilor în zona de studiu. Din aceste date reiese că numărul habitatelor apte pentru cuibăritul acestui răpitor de talie mare este redus, cerințele speciei față de amplasamentul cuibului fiind deosebite.

6.4.2. Localizarea habitatelor folosite de codalb pentru hrănire în RBDD și zonele limitrofe

Monitorizarea habitatelor de hrănire ale codalbilor din RBDD și zonele limitrofe s-a făcut atunci când păsările au fost observate vânând sau hrănindu-se într-o zonă anume. Pe baza observațiilor din teren, codalbul a fost observat procurându-și hrana aproape în toate habitatele din RBDD. Clasificarea ecosistemelor este în conformitate cu ecosistemele din RBDD (Gâștescu și colab., 1993; Gâștescu și Știucă, 2008).

În perioada 2009 – 2020, din totalul de 30 habitate din RBDD, au fost identificate și clasificate 17 tipuri de habitate pentru hrănire, frecventate de codalbi; pe lângă acestea a mai fost identificat și un habitat în zona continentală, de la limita RBDD. Acestea nu au fost clasificate din punct de vedere fitocenologic, ci funcțional, bazat în primul rând pe distribuția codalbilor observați în timpul căutării hranei pe teritoriul luat în studiu.

Deseori, codalbii din primul an și cei imaturi cu vârsta cuprinsă între 1 și 3 ani, se hrănesc în coloniile de păsări polispesifice, mai ales în perioada de reproducere ale acestora. De multe ori s-a văzut în coloniile de păsări cum adulții își învățau juveniții să captureze pui de cormoran mare (*Phalacrocorax carbo*) și cormoran mic (*Phalacrocorax pygmaeus*). De exemplu, în 2017, au fost observați în colonia de păsări

de la Nebunu 6 codalbi pe arbori (2 adulți, 2 juvenili din primul an și 2 imaturi, anul doi și trei) și 4 codalbi în zbor, imaturi - din anul doi și trei.

Habitatele din RBDD și zonele adiacente în care specia a fost observată hrănindu-se sau în timp ce vâna sunt următoarele (Gâștescu și colab., 1993; Gâștescu și Știucă, 2008):

- Amenajări abandonate în reconstrucție ecologică - habitat folosit frecvent;
- Amenajări agricole - habitat folosit frecvent;
- Amenajări piscicole - habitat folosit frecvent;
- Arii depresionare inundabile, cu vegetație hidrofilă fixată (comunități de stuf și papură) - habitat folosit frecvent;
- Cordoane litorale puțin consolidate, acoperite cu vegetație halofilă, arenicolă și cătiniș - habitat folosit frecvent;
- Dunărea, cu cele trei brațe - habitat folosit rar;
- Gârle și canale cu circulație activă a apei - habitat folosit rar;
- Gârle și canale din arii cu regim liber, cu circulație redusă a apei, acoperite parțial cu vegetație plutitoare fixată - habitat folosit rar;
- Lacuri cu ape stătătoare - habitat folosit frecvent;
- Lacuri din interiorul incintelor amenajate, cu schimb dirijat de ape - habitat folosit frecvent;
- Melele - habitat folosit frecvent;
- Pădure de stejar în amestec, pe grinduri maritime înalte - habitat folosit rar;
- Pajiști pe câmpuri predeltaice - habitat folosit rar;
- Pajiști stepizate degradate pe martori de eroziune și faleze fosile - habitat folosit rar;
- Pajiști pe grinduri marine joase cu vegetație arenicolă și halofilă - habitat folosit frecvent;
- Plaje litorale puțin consolidate - habitat folosit frecvent;
- Terenuri agricole din afara RBDD - habitat folosit frecvent;
- Zone costiere ale Mării Negre - habitat folosit ocazional.

Din cele enumerate, se poate constata existența unui grad diferit de utilizare al celor 18 habitate, inventariate pe teritoriul RBDD și împrejurimi, pentru hrănirea codalbului. Jumătate din numărul total de habitate se încadrează în categoria celor folosite frecvent și rar. Concluzia este că măsurile de management și de protecție în cazul codalbului trebuie să fie îndreptate îndeosebi către habitatele frecventate de specia respectivă. Desigur, nu numărul habitatelor este factorul semnificativ, de care depinde capacitatea de suportare a unei populații oarecare, ci suprafața habitatelor respective și oferta trofică pentru codalb.

6.5. Strategiile de vânătoare ale codalbului în condițiile RBDD și zonele limitrofe – regimul trofic

6.5.1. Modalitatea de capturare

Pentru a înțelege cerințele ecologice, dar și rolul codalbului în ecosistemele unde este prezent, ca și poziția sa în rețeaua trofică, este nevoie să recapitulăm modalitățile prin care acest prădător interacționează cu alte specii sintope, ca și strategiile sale de vânătoare, care se regăsesc în sursele de specialitate și care explică paleta largă de componenți trofici la care apelează.

Codalbul este cea mai mare pasăre de pradă, care populează zona de vărsare a Dunării și cele limitrofe acesteia. Perfect adaptat modului de viață avut, dominând strategii de vânătoare ereditare, dar și însușite în lunga sa viață care poate depăși două decenii, acest prădător de vârf poate apela la aproape orice pradă din zona studiată.

Vânător desăvârșit, poate doborî și ucide cele mai mari păsări. Atacă alte păsări răpitoare de zi și noapte, ca și mamifere de talie mijlocie, ca și puii mamiferelor mari, de exemplu pui de focă (Harding, 2000; Mauersberger, 1972) și purcei de mistreț. Mamiferele sunt hăituite prin atacuri scurte, de la înălțime mică, până când sunt capturate sau ajung la un adăpost. Preferă să-și atace prada pe sol sau pe apă, dar uneori prinde păsări și din zbor. Este capabil să se folosească de oportunitățile oferite de alte specii prin comensalism, uneori cu specii având un mod de viață complet diferit, cum ar fi balena ucigașă (orca) (Arnbom, 1984). Pescuiește prin picaje scurte, de la distanță mici deasupra oglinzii apei. Însă sunt observații că vânează pe jos păsări acvatice și pești, sărind ici-colo în apa mică. Când se poate, își alege prăzile mai lente și de talie mare, capturează pești cât se poate de mari, până la 10-12 kg masa corporală. Când i se dă ocazia, este și cleptoparazit, ia prada prin atacuri simulate altor specii de răpitoare sau ihtiofage.

Dintre animalele domestice, atacă câini și pisici. Există informații sporadice și despre răpire de miei și iezi. Coloniile de păsări îi oferă cantități mari de pradă facilă, aglomerată pe un teritoriu restrâns, anumite exemplare revenind metodic pentru dijmuirea coloniilor mono- și polispecifice de cormorani, dar și de cele polispecifice de stârci și egrete, sau de pescăruși. Anumite exemplare sau familii pot năvăli la atacarea coloniilor de păsări. Pe lângă vânătoarea activă, codalbul apelează bucuros la pradă rănită sau bolnavă, la cea imobilizată în plasele pescarilor sau împotmolită în nămol. Totodată, se hrănește și cu hoituri. Pe alocuri unele exemplare se năvălesc la resturile de hrană și hoituri, vizitând metodic haldele de deșeuri menajere.

În general, din sursele consultate reiese imaginea unui răpitor puternic, vârful piramidei eltoniene, care însă prin plasticitatea ecologică ridicată, adaptabilitate la condițiile cele mai variate, utilizează posibilitățile și resursele în mod oportunist. De aici rezultă ideea că nu existența anumitelor resurse trofice îi delimitează revierul său de răspândire, ci mai degrabă posibilitățile de reproducere: existența locurilor propice de cuibărit.

6.5.2. Date bibliografice privind trofobiologia codalbului

Datele din literatura de specialitate cu privire la trofobiologia codalbului sunt mult mai generale. În acest sens Dombrowski la începutul secolului trecut menționează că în perioada hiemală codalbul se hrănește cu cadavre, iepuri, găște din genul *Anser*, în perioada prevernală consumă mamifere, păsări, pește, broaște țestoase, în perioada vernală în principal pește, iar în cea autumnală pește dar și mamifere și păsări (Dombrowski, 2012). Cu toate că prin mâinile sale au trecut zeci de codalbi, informațiile au rămas la acest nivel generalizat. Și în alte publicații clasice mai vechi sau mai noi se pot găsi doar indicații generale în acest sens (Linția, 1954; Rosetti-Bălănescu 1957; Pușcariu, 1967; Munteanu, 2009). August V. Spiess descrie, că a investigat peste 50 de cuiburi de codalb din România și că a adunat resturi de hrană din cuib și sub el. Într-un cuib din apropiere orașului Cernavodă a identificat resturi de *Cyprinus carpio*, *Anser anser*, păsări domestice și un craniu de berbec. Același autor semnalează un alt cuib din Sadova (județul Craiova), cu rămășițe de la 11 *Gallus domesticus*, un *Lepus europaeus*, *Barbus barbus* și câte un exemplar de *Anas querquedula* și *A. penelope*, iar la un alt cuib a identificat și cadavrul unui pui de *Vulpes vulpes* (Spiess, 1941a). La un cuib de codalb de pe lacul Sinoe, s-au găsit și resturi de *Erinaceus roumanicus* dar se menționează și faptul că multe resturi de hrană au fost consumate de *Vulpes vulpes* și *Canis familiaris* (Jourdain, 1925).

Referitor la dimensiunile maxime a prăzii de pește sunt semnalate capturarea unui exemplar de *Acipenser gueldenstaedtii* cu o masă corporală de 6000 - 7000 g, dar și de un *Cyprinus carpio* de 10000 – 15000 g (Dombrowski, 1912; Linția, 1954).

Într-o lucrare cu privire la ornitofauna pădurii Letea, se menționează că s-a recoltat de la cuiburile de codalb resturi de *Cyprinus carpio*, *Stizosteidon lucioperca*, *Esox lucius*, *Fulica atra*, *Phasianus colchicus*, *Platalea leucorodia*, *Egretta alba*, *Columba sp.*, *Lepus europaeus*, *Capreolus capreolus* (Pocora și Ion, 2005, 2006; Pocora, 2007a; Pocora și Pocora, 2008).

Într-o altă lucrare se semnalează colectarea resturilor de hrană de la 10 indivizi de *Fulica atra* și de la câte 1 exemplar de *Phasianus colchicus*, *Columba oenas*, *Lepus europaeus* și *Cyprinus carpio* (Pocora, 2010).

Într-o teză de doctorat, care tratează păsările răpitoare diurne din Parcul Munții Măcin, se specifică găsirea sub un cuib de codalb, a resturi de la un exemplar de *Ciconia ciconia*, câte o blană de *Canis familiaris* și *Ovis aries*, un craniu de *Felis silvestris catus* și un ex. de *Lepus europaeus* (Doroșencu, 2011).

Două studii publicate recent despre trofobiologia codalbului au determinat o gamă largă de componenți trofici și reliefează faptul că în perioada reproducerii codalbi din RBDD se hrănesc în principal cu păsări acvatice (50%), pești (44,61%) și mamifere (5,38%) (Kiss și colab., 2014; Sándor și colab., 2015).

6.5.3. Trofobiologia codalbului din RBDD și zonele limitrofe, în perioada 2009 - 2020

În acest teritoriu, codalbul se poate zări de regulă în următoarele ipostaze: zbor lent, alternat cu planări cu aripi complet întinse, deseori în cercuri largi, la înălțimi de 100-200 m. În acest fel patrulează peste teritoriul de vânătoare și localizează o anumită porțiune cu potențial de succes pentru un atac prin survol, sau localizează o poziție bună de pândă, eventual o anumită pradă.

Vânătoarea cea mai activă, cu încercări multe are loc în primele ore ale dimineții, dar și după- amiază târzie, când codalbii se hrănesc, se ocupă de cuiburile, își îngrijesc puii etc., iar în restul timpului de regulă își economisesc energiile și se odihnesc. Către mijlocul zilei se mai ridică în zbor, utilizându-se de un curent termic ascendent, rotindu-se planat în înălțimi cu cercuri largi, parcă bucurându-se de zbor, dar aceste zboruri servesc și pentru depistarea vre-unei posibilități de predație, ca și pentru marcarea teritoriului ocupat. În acest scop, uneori își scoate strigătele sale ascuțite, mai des în perioada de reproducere.

Din momentul în care a fost aleasă o poziție bună de survolat, pasărea coboară relativ jos, cu câteva zeci de metri deasupra zonei de vânătoare, de regulă deasupra vegetației. De aici poate să se prăvălească rapid asupra corpurilor de apă deschise, unde se află prada sa potențială: pești, păsări acvatice, bizami, etc. La ivirea prădătorului, unele păsări, îndeosebi lișițele, se împrăștie rapid și se ascund în adăpostul stufului iar în unele cazuri se adună. Gâștele și rațele înotătoare din genul *Anas* de obicei își iau zborul, distanțându-se rapid, până când corcodeii și rațele din genurile *Aythya*, *Netta*, *Bucephala*, *Mergus* și altele, își caută scăparea prin scufundare. Dacă răpitorul reușește din prima încercare să imobilizeze o pradă, vânătoarea se termină. Dacă nu, atacă una dintre scufundătoarele cele mai lente, puii neexperimentați, exemplare mai slăbite sau mai grase. Corcodelul sau rața luată în urmărire se scufundă iarăși și iarăși, fiindcă răpitoarea își repetă atacul până la epuizarea prăzii, care până la urmă va fi înșfăcată de ghearele lungi al codalbului și dusă la un loc stabil – buturugă, piatră mare, movilă proeminentă etc., unde prada va fi consumată. La fel procedează și cu peștii, în urmărirea cărora poate să se lase cu partea ventrală în apă, ridicându-se cu prada sau fără, cu puternice lovituri de aripă. Rata de succes în urma atacurilor depinde foarte mult de vârsta păsării – exemplarele tinere ratează mai des, în funcție de felul prăzii, vârsta și starea fiziologică ale acesteia, de direcția și cantitatea luminii pentru aprecierea distanțelor în apă, de puterea vântului, care poate zădărnici reușita și de alți factori. Dacă prada dispare, codalbul nu coboară până la nivelul apei, nu își finalizează atacul. În mare parte a cazurilor, se poate aprecia o reușită din 2-3 atacuri. Terenul de vânătoare slab și/sau condițiile meteorologice neprielnice: precipitații abundente, vântul puternic îi prelungesc vânătoarea.

O altă variantă a patrulării este urmărirea litoralului sau curentului fluviului, uitându-se după cadavre de animale înecate, pești omorâți de elicea ambarcațiunilor sau răniți, scăpați de pescari. Codalbii, însă, cel mai des își dibuiesc prada din pândă.

Metoda este cea mai economică din punct de vedere a energiei investită în vânătoare, care le asigură prada cu efortul minim, denumită în literatura de specialitate '*sit-and-wait*' (Nadjafzadeh și colab., 2015). Punctul ales de supraveghere este de obicei o creangă groasă undeva la mijlocul unui arbore, unde pasărea nu se reliefează, dar are o vizibilitate bună asupra unei porțiuni de apă sau teren, unde experiența îi spune că va veni o potențială pradă. După așezare, face o serie de mișcări de confort, își aranjează penajul, se scarpină etc. Apoi stă nemișcat, cu pieptul în vânt, rotindu-și încet uneori capul. La apariția prăzii se năpustește cu capul ținut înaintea, ghearele deschise împinse oblic în față. Prada odată apucată este ucisă aproape instantaneu, numai peștii se mai zbat, până când sunt duși la locul unde pasărea se va hrăni.

Acesta este de regulă un punct proeminent, buturugă, movilită etc., cu vizibilitate bună în jur, pe care codalbii stăpânesc teritoriul de vânătoare respectiv, se întorc în repetate rânduri, îndeosebi în zonele în porțiuni lipsite de arbori, cum ar fi litoralul, sau insula Musura. Numite convențional *locuri de căsăpire*, odată localizate, pot asigura probe multe și de calitate pentru determinarea regimului trofic al codalbului: solzi, oase, pene, porțiuni de blană.

Un comportament de vânătoare al codalbilor din zona studiată este atacarea coloniilor monospecifice sau polispecifice. Fenomenul nu este unic, literatura de specialitate din alte țări consemnează acest comportament (Ytreberg, 1992; Goethe, 1989; Vries, 2002).

Codalbul, în urma unei vânători reușite, în timpul transportării și consumării prăzii, deseori este urmărit de cleptoparaziți: coțofene și ciori grive, câteodată mai multe exemplare. La insistențele acestora, se întâmplă ca răpitorul deranjat de strigătele amenințătoare și simulările de atac, ciorile uneori chiar trăgându-l de coadă, le cedează prada și pornește iarăși la vânătoare. Însă nu este exclus nici faptul că unele dintre aceste cleptoparaziți se vor regăsi în probele de hrană al codalbului.

În perioada 2016 – 2018, au fost recoltate resturi de hrană din RBDD și zonele limitrofe din 19 zone. Au fost identificate ca sursă de hrană animale încadrate în 41 de taxoni. Majoritatea resturilor de hrană au fost determinate până la specie, iar unele au putut fi determinate numai până la gen sau familie. Astfel, din totalul de 186 de animale-pradă identificate din resturile recoltate a reieșit că hrana de bază a codalbului pare să fie peștele (57%), urmat de păsări (36%) și doar 7% mamifere (Alexe, 2019b).

Codalbul, accesează în principal tipul de hrană din zonele umede și secundar cel terestru și este dependent de zonele umede. Perechile care cuibăresc în pădurile de la limita Rezervației își procură la fel o parte semnificativă de hrană și din RBDD. În acest sens, coloniile de păsări exercită o atracție deosebită pentru codalbi. În cei 12 ani de monitorizare a perechilor de codalb din RBDD și zonele limitrofe, au fost găsite mai multe cuiburi construite în apropiere coloniilor de păsări.

6.6. Factorii care influențează negativ starea populațiilor de codalb din RBDD

Factorii care influențează negativ starea populațiilor de codalb din RBDD și în zonele limitrofe, sunt atât naturali cât și antropici.

Factori naturali sunt vânturile și precipitațiile din timpul anului.

Factorii antropici sunt pescuitul și turismul; pescuitul comercial și sportiv; fotografiatul la cuib; fragmentarea habitatelor deltaice; fragmentare prin lucrări hidrotehnice; fragmentare prin construcții permanente, legale sau ilegale; disturbanța produsă de circulația navelor sau al ambarcațiunilor de mare viteză; vânătoria, braconajul; intoxicarea (carbofuran, saturnism); incendiile; tehnologiile silvice și agricole și transformarea amenajărilor piscicole în amenajări agricole.

6.7. Măsuri de protecția și conservare a codalbului

La nivel mondial conform International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) specia este trecută ca preocupare minimă iar în Bird Life International (**** 2004) inclusă ca specie rară.

În România, codalbul se consideră drept o pasăre rară, vulnerabilă și periclitată, inclusă în Directiva Consiliului European nr. 79/409 din 1979, OUG nr. 57/2007 în Anexa III, figurând atât în Lista Roșie a Speciilor de Plante și Animale din Rezervația Biosferei Delta Dunării (RBDD) cât și în Cartea Roșie a Vertebratelor din România (Botnariuc și Tatole, 2005; Oțel și colab., 2000). La noi, acestei specii i se cere acordată protecția maximă în conformitate cu formulările convențiilor internaționale de la Berna în Anexa II, Bonn în Anexa I și Washington în Anexele I și II, preluată prin actele normative în vigoare privind protecția biodiversității, inclusiv reglementările cinegetice și a celor care se referă asupra zonelor protejate (1993; 1994; 1998; 2000; 2000a; 2000b; 2000c; 2002; 2006).

Pentru desemnarea zonelor cu regim strict protejat de pe teritoriul RBDD s-a ținut cont și de prezența codalbului, în perioada respectivă circa un sfert din cuiburile cunoscute fiind situate în zonele strict protejate. Mărimea populației de codalbi la nivel global este estimată la aproximativ 24200-49000 de păsări adulte, din care 9000-12300 de perechi în Europa, reprezentând 50-74% din populația de la nivel mondial (BirdLife International 2015). Țările cu cele mai mari populații de codalb sunt Norvegia, Rusia, Polonia, Germania, Suedia, Finlanda și Groenlanda (Hagemeijer și Blair, 1997; BirdLife International, 2004).

BIBLIOGRAFIE

1. Alexe, V., Marinov, M., 2010. Jderul de copac, specie rară în Rezervația Biosferei Delta Dunării. Despre Păsări. Tulcea. 1: 18.
2. Alexe, V., Doroșencu, A., Marinov, Mihai, Kiss J. B., Sándor, D. A., Ceico, T., Tudor, M., Nanu, C. N., Ivanov, G., Enescu, R., Moise, V., Murariu, D., 2018a. The State of White-tailed Eagle patrs (Aves: *Haliaeetus albicilla* Linnaeus 1758) for the Danube Delta Biosphere Reserve and Its surroundings. The Holistic Approach to Environment. Sisak, Croatia.1: 751-759.
3. Alexe, V., Doroșencu, A., Marinov, M., Kiss, J. B., Sándor, D. A., Ceico, T., Nanu, C., Murariu, D., Tošić, K., 2018b. Research regarding the success of White-tailed eagle nesting (Aves: *Haliaeetus albicilla* Linnaeus 1758) between 2009 and 2017 within the Danube Delta Biosphere Reserve and its surroundings (Romania). Muzeul Olteniei Craiova. Oltenia. Studii și comunicări. Științele Naturii. Craiova. 34: 171-177.
4. Alexe, V., Doroșencu, A., Marinov, Mihai, Kiss, J. B., Sándor, D. A., Ceico, T., Bolboacă, L.E., Tudor, M., Nanu, C. N., Ivanov, G., Enescu, R., Moise, V., Murariu, D., 2019a. New data regarding the spatial distribution of White-tailed eagle (Aves: *Haliaeetus albicilla* Linnaeus 1758) and their breeding ecology between 2009 and 2018 within the Danube Delta Biosphere Reserve and its surroundings (Romania). Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării. Tulcea. 24: 5 – 14.
5. Alexe V. 2019b. Contribuții la cunoașterea biologiei și ecologiei codalbului *Haliaeetus albicilla* L.) la gurile de vărsare a Dunării (România) – 25 septembrie 2019, București. România. Teză de Doctorat. Facultatea de Biologie București. 5 – 214.
6. Almásy, G. V., 1898. Ornithologische Recognoscirung der Rumanischen Dobrudscha. Aquila. 5: 210.
7. Arnbom, T., 1984. White-tailed Eagles, *Haliaeetus albicilla* snatching Herring, *Clupea harengus*, from Orcas, *Orcinus orca*. Vår Fågelvärld. 43: 500.
8. American Ornithologists' Union., 1998. Check-list of North American Birds, 7th ed. Am. Ornithol. Union, Washington, D.C.
9. Bauer, H.G., Berthold, P., 1996. Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula Verlag. Wiesbaden. 92-93.
10. Bezzel, E., 1985. Kompendium die Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes. AULA Verlag. Wiesbaden. 224-226.
11. Bibby, C., Jones, M., Mardsen, S., Munteanu, D., 2000. Metode de teren pentru studiul păsărilor. Metode de evaluare a abundenței păsărilor. BirdLife International. S.O.R. Cluj. 12-122.
12. Bijleveld, M., (Ed.) 1974. Birds of Prey in Europe. MacMillan Press Ltd, London.

13. Bodea, M., Cătuneanu I., Comișa, A. M., Crețeanu, A., Manciu, E., Niculescu, D., Popescu, A., Rosetti, B., Rudescu, L., Săulescu, N., Vasiliu, D. G., Volosciuc, A., 1957. Din viața Deltei Dunării. Asociația Generală a Vânătorilor și Pescarilor Sportivi din R.P.R. București. 178 – 179.
14. Botnariuc, N., Tatole, V., 2005. Cartea Roșie a Vertebratelor din România. București. 110.
15. Burfield, I., Bommel, V. F., (Ed.) 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge. BirdLife Conservation Series. 12: 72.
16. Cătuneanu, I., 1973. Păsările răpitoare din Dobrogea de Nord și situația lor actuală. Peuce 3, Muzeul Delta Dunării, Tulcea. 419-452.
17. Ciocchia, V., 1992. Păsările clocitoare din România. Editura Ed. Științifică, București. 129-131, 310.
18. Ciocchia, V., 2001. Aves Danubii: Pasările Dunării de la izvoare la vărsare. Societatea de Ornitologie, Protecția Păsărilor și a Naturii din România. Edit. Pelecanus. Brașov. 282.
19. Cramp, S., (Eds). 1980. Birds of the Western Palearctic (BWP): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Volume 2: Hawks to Bustards. Oxford University Press. London. New York. 48-58.
20. Daróczi, Sz., Zeitz, R., 2001. Indrumător pentru protecția păsărilor răpitoare diurne din România. Metode, recomandări și sugestii, lista completă a speciilor. BirdLife International. Tg. Mureș. 33 – 34.
21. Delin, H., Svensson, L., 2016. Păsările din România și Europa. Philip's. București. 4-296.
22. De Roder F.E., 2005. Immature White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* snatches prey from Northern Goshawk *Accipiter gentilis*. De Takkeling, 13:1, 80 - 81.
23. Dementiev, G.P., Gladkov, N.A., 1951. Ptichi Sovetskovo Saiuza. Gosudarstvennoe Izdatielstvo. Sovietskaia Nauka. Moskwa. 1: 233-238.
24. Dombrowski, R., 1912. Ornithologia Romaniae. Die vogel welt Rumanien's. Systematisch und biologisch-geographisch beschrieben, Buletinul Societății Științifice, București, 19: 1395-1401.
25. Doroșencu, A., 2011. Ecologia speciilor de păsări răpitoare diurne din Parcul Național Munții Măcin. Teză de Doctorat, Universitatea Alexandru Ioan Cuza Iași. România. 2 – 171.
26. Dragomir, N. I., Kiss, J. B., 1972. Probleme ale cercetării cinegetice în Delta Dunării. IN: Simpozionul "Noi orientări în cercetarea cinegetică". Academia R.S.R., Academia de Științe Agricole și Silvicultură. București. 58 – 73.
27. Dragomir, N. I., Almășan, H., 1973. Dinamica efectivelor la principalele specii de păsări acvatice de mare importanță faunistică și cinegetică din Delta Dunării. Peuce. Tulcea. 3: 519 – 538.
28. Ekman, J., 1984. White-tailed Eagle, *Haliaeetus albicilla*, attempting to rob Osprey, *Pandion haliaetus*. Vår Fågelvärld. 43: 497- 498.

29. Evans, R. J., Wilson, J. D., Amar, A., Douse, A., Maclellan, A., Ratcliffe, N., Whitfield, D. P., 2009. Growth and demography of a re-introduced population of White-tailed Eagles *Haliaeetus albicilla*. Ibis. London. 151: 244-254.
30. Evans, R.J., Pearce-Higgins, J., Whitfield, D.P., Grant, J.R., Maclellan, A., Reid, R., 2010. Comparative nest habitat characteristics of sympatric White-tailed *Haliaeetus albicilla* and Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland. Bird Study. 57(4), 473–482.
31. Ferguson, J. L., Christie, D. A., 2005a. Raptors of the World. Field Guides. London. 112 – 118.
32. Ferguson, L. J., Christie, D. A., 2005b. Raptors of the World. Christopher Helm. London. 4-313.
33. Foggitt, G, Foggitt A., 2007. White-tailed Eagle catching Eurasian Teal in flight. British Birds. 100:10, 824.
34. Forsman, D., 1999. The Raptors of Europe and the Middle East. A Handbook of Field Identification. T & D Poyser. London. 77-93.
35. Gavryluca, M., Berkut, N., 2004. Populația trends of the White-tailed Eagle in Ukraine during XX century and probable their reasons. Екологія. Беркут, 13. Вип. 2, 205 – 225.
36. Gavryluca, M., Grishchenko V., 2003. Current status of the White-Tailed Eagle in Ukraine. Published by the Swedish Society for Nature Conservation/SNF. Stockholm, Sweden. 129 – 132.
37. Gâștescu, P., Oltean, M., Nichersu, I., Constantinescu, A., 1993. Ecosystems of the Romanian Danube Delta Biosphere Reserve. RIZA workdocument 99.032x, 16-30.
38. Gâștescu, P., Stiucă, R., (Ed). 2006. Delta Dunării Rezervație a Biosferei. Dobrogea. 380 – 383.
39. Gâștescu, P., Driga, B., Ciupitu, D., Bogdan, D., Muntean, I., 2008. Poziția geografică, Relieful, Principalele unități morfohidrografice, Clima, Apele, Solurile. Delta Dunării Rezervație a Biosferei. Gâștescu P., Știucă R. CD Press. 11-183.
40. Génsbøl, B., 2008. Birds of Prey. Harper Collins Publishers. London. 63-70; 248-253.
41. Geroudet, P., 1978. Les Rqppces diurnes et nocturnes d' Europe: Delachaux et Nieslé. Paris. 177-188.
42. Glutz Von Blotzheim, Bauer, K.M., Bezzel, E., 1971. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. *Falconiformes*. 4: 169 – 203.
43. Goethe, F., 1989. Vorjähriger Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) lebt während drei Wochen auf Memmert von jungen Silbermöwen. – Drosera. 89: 63-65.
44. Gill, F. Donsker, D., (Eds). 2018. IOC World Bird List (v8.2). doi: 10.14344/IOC.ML.8.2. 12.10.2018.
45. Grimett, R.F.A., Jones, T.A., 1989. Important Bird Areas in Europe. International Council for Bird Preservation. Cambridge. Technical Publication. 9: 567–580.

46. Hagemeijer, W. J. M., Blair, M. J., 1997. The EBCC atlas of european breeding birds. T & A D Poyser. London. 136-137.
47. Harding, C. K., 2000. Population dynamics of seals: the influences of spatial and temporal structure. Academic dissertation. Department of Ecology and Systematics Division of Population Biology University of Helsinki. 1-35.
48. Hanganu, J., Dubyna, D., Zhmud, E., Grigoraș, I., Menke, U., Drost, H., Ștefan, N., Sărbu, I., 2002. Vegetation of Biosphere reserve "Danube Delta". RIZA raport 2002.049. 88.
49. Haraszthy, L., 2015. Sasok Magyarországon és a Világban. Ex-BB, Kiadó. Budapest. 6-127.
50. Hám, I., Skorić, S., Tucakov, M., 2009. Status and breeding biology of the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* in former Yugoslavia and in Serbia. Denisia. Austria. 27: 127–138.
51. Heath, F. M., Evans, M. I., (Ed.). 2000. Important Bird Areas in Europe: priority sites for conservation. Cambridge. BirdLife Conservation Series. 10: 31.
52. Herrmann, C., Krone, O., Stjernberg, T., Helander, B., 2011. Population Development of Baltic Bird Species: White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet Online. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/>. 23.10.2018.
53. Horváth, Z., PINTÉR, T., 2005. A hazai rétisas (*Haliaeetus albicilla*)-állomány fészkelőhely-választása a 2000 év felmérései alapján. Aquila. 112: 23-32.
54. Horváth, Z., 2007. White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Hungary between 1987-2007. Denisia. 27: 85-96.
55. Ionescu, M. D., 1904. Dobrogea în pragul veacului al XX-lea, Atelierele grafice I.L. Socecu, București. 1-1010.
56. Izzard, M., Izzard, L., Yeoman, J., Yeoman, J., 2008. White-tailed Eagle catching Greylag Goose. British Birds. 101(6): 326.
57. Jourdain, F.C.R., 1925. The Dobrogea. Bird life in the Western Balta. The Oologist's Record. 5 (3): 49-56.
58. Kiss, J.B., 1982. Câteva specii mai rare de păsări, observate în timpul verii anului 1978. Delta Dunării. Tulcea. 2: 99-108.
59. Kiss, J. B., 1985. Câteva specii de păsări mai rare, observate în Dobrogea de nord, în perioada 1980-1982, Delta Dunării. Studii și comunicări de ecologie. Tulcea. 1: 103-108.
60. Kiss, B. J., Marinov, M., Alexe, A., Sándor, A. D., 2012. First records of the Pine Marten (*Martes martes*) in the Danube Delta. North-Western Journal Of Zoology. Oradea, Romania, 8 (1): 195-197.
61. Kiss, B. J., Marinov, M., Alexe, V., Doroșencu, A., Sándor, A. D., 2013. Pătrunderea jderului de copac (*Martes martes*, Linnaeus 1758) în Delta Dunării (România) și considerații privind urmările ecologice scontate al acestui fenomen. Revista Pădurilor. București. 3: 38 – 47.
62. Kiss, B. J., Alexe, V., Doroșencu, A., Marinov, M.Jr., Sándor, A., 2013. Situația actuală și preferințele față de locurile de cuibărit ale codalbului (*Haliaeetus*

- albicilla*) în Delta Dunării (România). Revista de Silvicultură și Cinegetică. București. 32: 139-142.
63. Kiss, J.B., Sándor, D.A., Alexe, V., Doroșencu, A., Mihai Jr. Marinov, M.jr., 2014. Date privind situația actuală actuală a codalbului / *Haliaeetus albicilla* (L.) / în Delta Dunării - România și contribuții la cunoașterea regimului său trofic în perioada reproducerii. Revista Pădurilor. București. 128: 58-67.
64. Klemm, W., 1973. Situația codalbului (*Haliaeetus albicilla*) și a șoimului dunărean (*Falco cherrug*) în primăvara anului 1971, pentru Delta Dunării. Tulcea. 3: 625 – 631.
65. Kornis, K., 1936. Măsuri de protecție pentru avifauna Deltei Dunării. Carpații. Cluj. An. IV, nr. 10: 272.
66. Kornis, K., 1938. *Haliaeetus albicilla*. Carpații. Cluj. An.VI, nr. 9: 267 – 268.
67. Lerner, H.R.L., Mindell D.P., 2005. Phylogeny of eagles, Old World vultures, and other Accipitridae based on nuclear and mitochondrial DNA. Molecular Phylogenetics and Evolution. 37: 327–346.
68. Linția, D., 1954. Păsările din R.P.R., Vol II. Edit. Academiei Republicii Populare Române. București. 268 – 274.
69. Love, J.A., Shaw, G., Bland, R.L., 1979. Dailfood intake of captive White-tailed Eagles. Short Notes. Bird Study. 26(1): 64-69.
70. Love, J.A., 1983. The Return of the Sea Eagle. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
71. Marinov, M., 1990. Considerații privind situația codalbului (*Haliaeetus albicilla*) și a șoimului dunărean (*Falco cherrug*) în Delta Dunării (1986 - 1989). Ocrotirea Naturii și a Mediului Inconjurător. 34: 51.
72. Marinov, M., Kiss, J., B., 1991. A rétisas (*Haliaeetus albicilla*) és a kerecsen sólyóm (*Falco cherrug*) fészkelése a Duna deltájában 1980 - 1990 között. A Magy. Mad. és Term. Véd. Egyes. III. Tud. Ülése. Szombathely. 302 - 320.
73. Marinov M., Doroșencu A., Alexe V., Kiss J.B., Marinov I.M., Bolboacă L.E., Toșić K., Tudor M., 2019. Breeding Dynamics of Waterbirds in Three Large Mixed Colonies (Purcelu, Nebunu, Martinca) in the Danube Delta, Romania. Journal of Environmental Protection and Ecology. 20. 3: 1517 – 1526. ISSN -1311-5065.
74. Mauersberger, G., 1972. Uránia. Állatvilág. Madarak. Gondolat Kiadó. Budapest. 172.
75. Mullarney, K., Svensson, L., Zetterstrom, D., Grant, P. J., 1999. Birds of Europe. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
76. Munteanu, D., 1998. The status of birds in Romania. Publicațiile SOR. 17: 63.
77. Munteanu, D. Papadopol, A., Weber, P., 2002. Atlasul păsărilor clocitoare din România. Ediția II. Cluj-Napoca. 32.
78. Murariu, D., Munteanu, D., 2005. Fauna României. Mammalia. Carnivora. Editura Academiei României. București. 16: 141 – 146.
79. Munteanu, D., 2009. Păsările rare, vulnerabile și periclitare în România. Edit. Alma Mater. Cluj. 75-76.

80. Munteanu, I., 2005. Soils of the Romanian Danube Delta Biosphere Reserve. RIYA nota n. 96.070. 172.
81. Nadjafzadeh, M., Hofer H., Krone, O., 2015. Sit-and-wait for large prey: foraging strategy and prey choice of White-tailed Eagles. Journal of Ornithology. Berlin. 157: 165 - 178.
82. Orta, J., Kirwan, G.M., Christie, D.A., Boesman, P., Marks, J.S., 2018. White-tailed Sea-eagle (*Haliaeetus albicilla*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <https://www.hbw.com/node/52986> pe 23 Octombrie 2018).
83. Oțel, V., Ciocîrlan, V., Fedorchenko, A., Kiss, J.B., Murariu, D., Nițu, E., Rákossy, L., Ruicănescu, A., Sárkány, A., Sârbu, I., Szabó, L., Török, Zs., 2000. Lista Roșie a speciilor de plante și animale din Rezervația Biosferei Delta Dunării, România. Aves. Odorheiu Secuiesc. 4 – 132.
84. Peters, J. L., 1931. Check-List of Birds of the World. Assistant Curator of Birds, Museum of Comparative Zoology at Harvard College Cambridge Harvard University Press. London. 1: 258.
85. Petrescu, M., 1988. Răpitoarele de zi din Delta Dunării. Lucrare pentru susținerea gradului I, Univ. București, Facultatea de Biologie. 124.
86. Pocora, V., Ion, C., 2005. Preliminary data concerning ornitofauna of the protected area Letea forest. Scientific Annals of the Danube Delta Institute. Tulcea. 11: 84-88.
87. Pocora, V., Ion C. 2006. Aspects concerning ornithofauna distribution in Letea Forest (Danube Delta Biosphere Reservation). Analele științifice ale Universității Al. I. Cuza din Iași. 143-149.
88. Pocora, V., 2007a. Codalbul (*Haliaeetus albicilla*). Despre păsări. Tulcea. 2: 10 – 11.
89. Pocora, V., 2007b. Data on the ornithofauna of Lacul Sărat – Grindul Letea (Danube Delta Biosphere Reserve). Scientific Annals of Danube Delta Institute. Tulcea. 13: 83-88.
90. Pocora, V., Pocora, I.E, 2008. Nesting bird species in Letea forest (the Biosphere Reservation of Danube Delta) Analele Științifice ale Universității Al. I. Cuza Iași. Biologie animală. 54: 207-220.
91. Pocora, V., 2010. Diurnal birds of prey from Letea Forest (Danube Delta Biosphere Reservation, Romania. Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa. București. 53: 303–318.
92. Probst, R., Bogdea, L., Bandacu, D. S., Bohuš, M., Cheshmedzhiev, S., Gáborik, Á., Geissler, S., Hodor, C. V., Ionescu, D. T., Koev, V., Mikuska, T., Nagy, Z., Parrag, T., Rožac, V., Schmidt, M., Schneider, T., Šćiban, M., Tatai, S., Todorov, E., Tomik, A., Tucakov, M., Váczi, M., Frank, G., 2014. The first comprehensive estimate of the winter population of the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* along the Danube. Ljubljana, Slovenija. Acrocephalus 35 (162/163), 10.1515/acro-2014-0006. 115–123.

93. Pușcariu, V., 1967. Ocrotirea păsărilor răpitoare. Ocrotirea naturii. 11 (1): 5-23.
94. Pușcariu, V., 1968. Observation sur la repartition et l'ecologie de *Haliaeetus albicilla* dans le Delta du Danube. Trav. Mus. Hist. Nat. „Gr. Antipa”, 8: 959-968.
95. Rajchard, J. Procházka, J. Šmahel, L., 2010. Nest Sites and Reproductive Success of a Restored Population of White-tailed Eagles in the Czech Republic. J Rapt Res 44: 243 – 246.
96. Radu, D., 1973. Popularea cu păsări a Deltei Dunării. Peuce 3. Tulcea. 507 – 518.
97. Radu, D., 1979. Păsările din Delta Dunării. Editura Academiei Republicii Socialiste România. București. 7 – 190.
98. Radović, A, Mikuska, T., 2009. Population size, distribution and habitat selection of the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* in the alluvial wetlands of Croatia. – *Biologia*, 64: 156-164.
99. Rékási, J., Kiss, J. B., 1997. Data on the bird lice (Mallophaga) of some bird species from the Danube Delta (North Dobrogea, Romania). Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle “Grigore Antipa”. București. 39: 59–82.
100. Rékási, J., Kiss, J. B., 2005. New data regarding the bird lice (Phthiraptera) living on diurnal birds of prey (Accipitriformes) in Danube Delta, Romania. Analele Științifice ale Institutului Național de Cercetare-Dezvoltare „Delta Dunării”. Tulcea. 11: 89–91.
101. Rékási, J., Kiss, J. B., Sándor, A. D., 2017. Chewing lice (Phthiraptera: Amblycera, Ischnocera) recorded from birds in the Danube Delta Biosphere Reserve: a literature review with new data. Aquila. 124: 7–33.
102. Rosetti-Bălănescu, C., 1957. Păsările vânătorului. Col. Vânătorul și Pescarul Sportiv. București. 268-273.
103. Roulin, A., Wink, M., 2004. Predator-prey relationships and the evolution of colour polymorphism: a comparative analysis in diurnal raptors. Biological Journal of the Linnean Society. London. 81: 565–578.
104. Sándor, D.A., Alexe, V., Marinov, M., Dorosencu, A., Domșa, C., Kiss, B. J., 2015. Nest-site selection, breeding success, and diet of white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) in the Danube Delta, Romania. Turkish Journal of Zoology 39: doi:10.3906/zoo-1401-64. 300-307.
105. Schnell, H., 1936. Ghid de vânătoare în Delta Dunării. Carpați. Cluj. 4 : 89 – 96.
106. Sintonis, C.H. et K.H. 1877. Zur Ornithologie der Dobrudscha. Ornithologische Mitteilungen aus Österreich und Ungarn. Journal fur Ornithologie. (DOBR). Berlin. 25: 59-69.
107. Spiess August V., 1941a. Acvile și Vultani în România. Carpați. Cluj. 9: 219 – 224.
108. Stănescu, D., Weber, P., Béres, J., Mihăileanu, AL., 1985. Analiza calitativă și cantitativă a populațiilor de păsări din pădurea Letea- Delta Dunării. Studii și comunicări de ecologie.1: 89-102.

109. Stanciu, C. R., 2017. Studiu privind biologia și dinamica populațiilor de păsări răpitoare de zi (Aves: *Falconiformes*) din Dobrogea. Teză de Doctorat. București. 30 – 34.
110. Steinbacher, I., 1977. Tierleben in Donaodelta. Vögel. Natur und Wolk. 37(6) 177.
111. Sundseth, K., Barova, S., 2010. Natura 2000 în regiunea pontică. Comisia Europeană Unitatea Natură și Biodiversitate B2. 12.
112. Straka, U., 1992. Cleptoparasitism of White-tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*) from cormorants (*Phalacrocorax carbo*). Egretta. 35: 18.
113. Svensson, L., 2017. Ghid pentru identificarea păsărilor. Ediția II. SOR. București. 89-123.
114. Swann K., H., McNeill J. H., 1925. Two Ornithologists on the Lower Danube. Wheldon & Wesley Ltd. London. 67.
115. ălpeanu, M., 1967. Les Falconiformes de Roumanie (II). Travaux du Muséum d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa". București. 7: 397-407.
116. Tălpeanu, M., 1969. Cuiburi și ouă. Natura și Omul. Editura Științifică. București. p. 30.
117. Tingay, E., R., Katzner, E., T., (Eds.) 2010. The Eagle watchers. Observing and Conserving Raptors around the World. Cornell University Press. London. 188-206.
118. Theodore, G., T., Jr., Balch, L., G., 1987. First North American nePsting and occurrence of *Haliaeetus albicilla* on Attu Island, Alaska. The Cooper Ornithological Society. The Condor. 89: 433 – 434.
119. Todorov, E., Daskalova G., Shurulinko P., 2015. Current Breeding Distribution and Conservation of White-tailed Eagle, *Haliaeetus albicilla* (L.) in Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica, 67 (1): 3-10.
120. Tudor, M., Rakosy, L., Ruicănescu, A., Nițu, E., Stănescu, M., Anastasiu, P., Lupu, G., Levente, S., Iorgu, I., Mancu, O., Tudor, I. M., Oprea, A., Covaliov, S., Schneider, E., Torok, Z., Dorosencu, A., Skolka, M., Marinov, M., Torok, L., Paraschiv, M., Ibram, O., Alexe, V., Răileanu, S., Năstase, A., Pricop, E., Doroftei, M., 2017. An inventory of species from Danube Delta Biosphere Reserve. Deltas and Wetlands, the 25th Scientific Symposium, 18-21 May, Tulcea.
121. Ueta, M., Sato, F., Lobkov, E.G., Mita, N., 1998. Migration route of White-tailed Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* in northeastern Asia. Ibis. 140(4): 684-686.
122. Ullman, M., 1982. White-tailed Eagle, *Haliaeetus albicilla* catching Hooded Crows, *Corvus corone* in the air. Vår Fågelvärld. 41: 337.
123. Van Rijn, Sv, Zijlstra, M., Bijlsma, R.G., 2010. Wintering white-tailed eagles *Haliaeetus albicilla* in The Netherlands: aspects of habitat scale and quality. Ardea 98: 373–382.
124. Vasvári, M., 1926. A hazai sasfajokról, különös tekintettel a békászó sasokra. A Természet. 21-22, 121-127.

125. Vrezec, A., Bordjan, D., Perušek, M., Hudoklin, A., 2009. Population and ecology of the White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) and its conservation status in Slovenia. *Denisia* 27: 103–114.
126. Vries, De N., 2002. White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* feeds upon weakened Lesser Black-backed Gulls *Larus graellsii* on Rottumeroog. *De Takkeling*, 10: 129 - 130.
127. Wille, F., Kampp, K., 1983. Food of the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* in Greenland. *Holarctic Ecology*. 6: 81-88.
128. Ytreberg, N.J., 1992. White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* hunting in a Grey Heron *Ardea cinerea* colony in Sunnmore, Norway. *Fauna Norvegica*. 15: 25 - 30.
129. Yurko, V.V., 2016. Diet of the White-Tailed Eagle During the Breeding Season in the Polesski State Radiation-Ecological Reserve, Belarus Raptors Conservation. 32: 21 – 31.
130. Zaun, J. B., 2009. First Modern Record of the White-tailed Eagle in Hawaii. *Western Birds*. Kilauea. 40: 35–38.
131. Zawadzka, D., 1999. Feeding habits of the Black Kite *Milvus migrans*, Red Kite *Milvus milvus*, White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* and Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* in Wigry Natonal Park (NE Poland). *Acta orn.* 34: 65-75.
132. Zawadzka, D., Zawadzki, J., Sudnik, W., 2006. Rozwój populacji, wymagania środowiskowe i ekologia bielika *Haliaeetus albicilla* w Puszczy Augustowskiej. *Notatki Ornitologiczne*. 47: 217–229.
133. **** 1973. Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora - CITES / Washington Convention (<http://www.cites.org>).
134. **** 1979a. Directiva Consiliului 79/409/CEE din 2 aprilie 1979 privind conservarea păsărilor sălbatice (79/409/CEE) Birds Directive).
135. **** 1979b. The Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals - CMS / Bonn Convention – (<http://www.cms.int>).
136. **** 1993. Lege privind aderarea României la Convenția privind conservarea vieții sălbatice și a habitatelor naturale, adoptată la Berna la 19 septembrie 1979. Monitorul Oficial al României. Partea I. Nr. 62/11.03.1993.
137. **** 1993. Legea nr. 82/1993, Legea privind constituirea Rezervației Biosferei „Delta Dunării” (cu modificările ulterioare).
138. **** 1994. Hotărârea Nr. 248 din 27 mai 1994 pentru adoptarea unor măsuri în vederea aplicării Legii nr. 82/1993 privind constituirea Rezervației Biosferei "Delta Dunării".
139. **** 1998. Lege privind aderarea României la Convenția privind conservarea speciilor migratoare de animale sălbatice, adoptată la Bonn la 23 iunie 1979. Monitorul Oficial al României. Partea I. Nr. 24/26.01.1998
140. **** 2000. Lege privind aprobarea Planului de amenajare a teritoriului național - Secțiunea III-a - zone protejate. Monitorul Oficial al României. Nr. 152 /12.04.2000.

141. **** 2000a. Lege pentru ratificarea Acordului privind conservarea păsărilor de apă migratoare african-eurasiatice, adoptat la Haga la 16 iunie 1995. Monitorul Oficial al României. Nr. 236/30.05.2000.
142. **** 2000b. Ordonanța de urgență a Guvernului României Nr. 236 din 24.11.2000 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și a faunei sălbatice. Monitorul Oficial al României. Nr. 625/04.12.2000.
143. **** 2000c. Lege pentru aprobarea Ordonanței de urgență a Guvernului nr. 236/2000 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și a faunei sălbatice. Monitorul Oficial al României. Nr. 433/04.08.2001.
144. **** 2002. Legea nr. 103/1996, Legea fondului cinegetic și a protecției vânatului, republicată în 2002. Monitorul Oficial al României, nr. 328/17 mai 2002.
145. **** BirdLife Internationale 2004. Bird in Europe: population estimates, trends and consevation and status. Cambridge, UK: BirdLife Internationale. (BirdLife Conservation Series No. 12). p. 374.
146. **** 2006. Legea nr. 407/2006, Legea vânătorii și a protecției fondului cinegetic. Monitorul Oficial al României, nr. 944/22 noiembrie 2006.
147. **** 2007. Ordonanță de Urgență nr. 57 din 20 iunie 2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice.
148. ****2009. European Raptors Biology and Conservation http://www.europeanraptors.org/raptors/white_tailed_eagle.html accesat la 27.07.2013
149. **** BirdLife International. 2015. *Haliaeetus albicilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22695137A80155303.
150. **** BirdLife International and Handbook of the Birds of the World 2016. *Haliaeetus albicilla*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1)
151. **** IUCN 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1. <<https://www.iucnredlist.org>>ISSN 2307-8235. 19 aprilie 2019.
152. **** <https://www.worldbirdnames.org/bow/raptors/>.

SPECIILE DE MAMIFERE DE INTERES CONSERVATIV DIN DELTA DUNĂRII (ROSCI0065)

Mihai MARINOV, Elena-Irina POCORA, Vasile ALEXE, Viorel POCORA, Alexandru-Catalin DOROȘENCU, Lucian-Eugen BOLBOACĂ, Cristian TRIFANOV, Janos Botond KISS

7.1. Introducere

Unele specii de mamifere sunt incluse într-o serie de convenții internaționale care au ca scop conservarea acestora, iar dintre acestea amintim *Convenția privind conservarea vieții sălbatice și a habitatelor naturale din Europa* (Convenția de la Berna), adoptată la Berna la 19 septembrie 1979 (**1979), *Convenția privind conservarea speciilor migratoare de animale sălbatice* (CMS), adoptată la Bonn la 23 iunie 1979 (**1979a), *Convenția privind diversitatea biologică* (CBD), semnată la Rio de Janeiro la 5 iunie 1992 (și ratificată de România doi ani mai târziu, **, 1994). *Ordonanța de urgență a Guvernului nr. 57/2007 privind regimul ariilor naturale protejate* (**, 2007) reprezintă actul normativ de bază în ceea ce privește conservarea biodiversității în România și asigură transpunerea Directivei Habitate (**, 1992) la nivel național.

Statele semnatare ale convențiilor și directivelor internaționale și europene fac subiectul unor obligații referitoare la monitorizarea stării de conservare a speciilor și habitatelor naturale, rezultatele fiind primordiale în procesul de luare a deciziilor în vederea conservării sau a refacerii populațiilor, precum și în evaluarea efectelor acestor decizii. Astfel de obligații sunt prevăzute în articolul 11 al Directivei Habitate (**, 2007), unde se impune raportarea către Comisia Europeană, a stării de conservare a habitatelor naturale și a speciilor sălbatice de interes comunitar, conform art. 17 al directivei.

Pe baza acestor rapoarte realizate la nivel național de către statele membre UE pentru perioada 2001-2006, Comisia Europeană a întocmit în anul 2009 un raport tehnic privind evaluarea stării de conservare a speciilor sălbatice și habitatelor naturale pe teritoriul UE (**, 2018). Raportul evidențiază faptul că din cele 141 de specii de mamifere care fac subiectul evaluărilor, marea majoritate înregistrează o stare de conservare nefavorabilă la nivelul Uniunii Europene sau a regiunilor biogeografice. Ca suprafață, județul Tulcea este cel mai bogat în SCI-uri la nivelul țării. Întregul teritoriu inclus actualmente în granița RBDD este cuprins în două situri de interes comunitar (SCI-uri Natura 2000) sub denumirea de ROSCI0065 *Delta Dunării*, în suprafață de

456.463,4 ha, ce cuprinde delta fluvială pentru bioregiunea Stepică și cea fluvio-maritimă ce include și complexul Razim - Sinoe pentru bioregiunea Pontică. Al doilea sit Natura 2000, denumit ROSCI0066 *Delta Dunării Zona Marină* include o parte din zona litorală (în bioregiunea Pontică) în suprafață de 121.707,6 ha. ROSCI0065 Delta Dunării este situl Natura 2000 cu cea mai mare suprafață la nivelul țării, în fișa standard se regăsesc 7 specii de mamifere de interes comunitar (inițial au fost 5, ulterior au fost introduse hamsterul românesc – *Mesocricetus newtoni* și castorul eurasiatic/brebul – *Castor fiber*) iar în fișa standard a ROSCI0066 Delta Dunării Zona Marină două specii de mamifere care justifică desemnarea acestor suprafețe ca situri de importanță comunitară. Cele 7 specii inițiale de mamifere de interes comunitar din cele două SCI-uri suprapuse cu RBDD au fost prezentate preliminar în materialul precedent (capitolul de mamifere din *Manual de ... Delta Dunării*, Alexe, 2013).

În prezentul material sunt aduse date noi cu privire la cele 7 specii de mamifere de interes comunitar înregistrate actualmente în ROSCI0065 Delta Dunării:

1. *Lutra lutra* (vidră),
2. *Mustela eversmanii* (dihor de stepă),
3. *Mustela lutreola* (nurcă europeană),
4. *Vormela peregusna* (dihor pătat),
5. *Castor fiber* (castor),
6. *Spermophilus citellus* (popândău),
7. *Mesocricetus newtoni* (grivan mic/hamster românesc).

7.2. Date bibliografice cu privire la speciile de mamifere de interes conservativ

7.2.1. *Lutra lutra* (vidra) Linnaeus, 1758

Distribuție geografică (conform IUCN). Vidra are un areal de răspândire larg, începând din nord - vestul Continentului African (Maroc, Algeria), în Europa, Orientul Mijlociu și Asia Centrală până în Japonia și Pen. Coreeană (Roos și colab., 2015) (figura 7.1).

Distribuția la nivel național. Prezența vidrei este corelată cu existența resurselor de hrană. În România specia are o răspândire largă, cu deosebire în lacurile și văile apelor mari, dar mai ales în bălțile din Delta Dunării. În ciuda acestui fapt, în literatura de specialitate sunt relativ puține date de distribuție (figura 7.2). Vidra poate urca până la peste 1500 de metri altitudine, în preajma pâraielor cu păstrăvi. Uneori, trece cumpăna apelor către alt bazin hidrografic în căutarea hranei. Mărimea populației de vidre a scăzut de la 2.050 de indivizi în 1950 la 1.550 în 1991 (Weber, 1994). Georgescu (1994) a raportat că specia a fost găsită în întreaga țară, de la nivelul mării până în zona subalpină (1700m), dar că populația a scăzut de la 2.180 în 1980 la 920 în 1993. Ionescu și Ionescu (1994) au raportat o diminuare a populației, în acest caz, între Delta Dunării și Munții Carpați, de la cca. 3.200 animale în anul 1955 la cca. 1.700 în 1994. Botnariuc și colab., 2005 au raportat cca. 3.000 de indivizi la nivel național.



Figura 7.1. *Lutra lutra* – distribuție geografică (zonele cu galben reprezintă locațiile cu prezență certă) (Roos și colab., 2015)

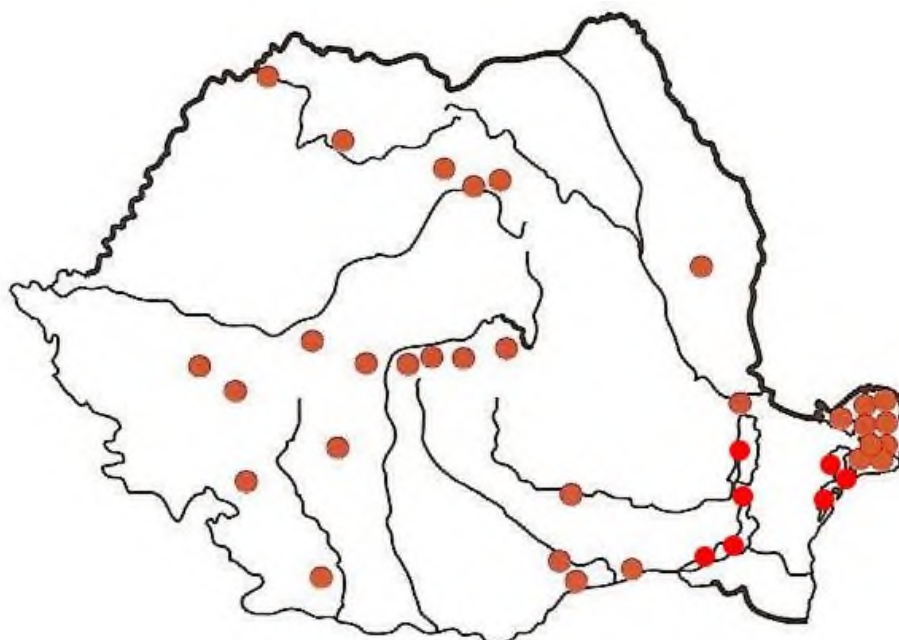


Figura 7.2. *Lutra lutra* - distribuția geografică în România (punctele maro reprezintă locațiile cu prezență cunoscută până în anul 2005, iar punctele roșii reprezintă locațiile cu prezență cunoscută după 2005)

Distribuția în RBDD. În RBDD vidra a fost observată pe toată suprafața, în zonele acvatice dulcicole, inclusiv în zone antropizate: portul Tulcea oraș, amenajări agro-silvo-piscicole și în apropiere de vetrele așezărilor satești. În acest teritoriu se apreciază că se află majoritatea populației speciei la nivel național. Dintre toate speciile de mamifere de interes comunitar din RBDD, vidra este cea mai des observată. În perioada 2010 – 2021, vidra a fost observată în toate ecosistemele acvatice de pe teritoriul RBDD, inclusiv în zonele antropizate. Cele mai multe vidre au fost înregistrate în zona Șontea – Furtuna și în sistemul lagunar Razim – Sinoie. În perioada iunie – noiembrie 2017 au fost realizate 234 observații în RBDD, din care 9 în zona litorală, 151 în zona lagunară, 3 în delta fluvio-maritimă și 70 în delta fluvială din RBDD. Anterior, a fost raportată o frecvență de 62,5% în anul 2010, și respectiv de 60% în anul 2011. Pe baza acestor observații a fost realizată harta habitatelor și a distribuției preliminare a vidrei în ROSCI0065 (figura 7.3), actualmente realizându-se investigații pentru stabilirea distribuției exacte, a densităților și efectivelor, respectiv a măsurilor necesare pentru conservarea speciei. Pentru realizarea hărții de mai jos au fost excluse localitățile; au fost incluse toate brațele Dunării și zona malurilor, cca. 50 de metri de uscat, de la malul Dunării, exceptând suprafețele construite; au fost incluse canalele naturale și artificiale cu cca. 200 de metri de la malul canalelor; au fost incluse toate lacurile, cu cca. 200 de metri de la exteriorul malurilor lacurilor, respectiv 2 km în interiorul lacurilor; pentru Marea Neagră 100 de metri de la mal înspre interiorul mării respectiv 200 de metri spre interiorul deltei.

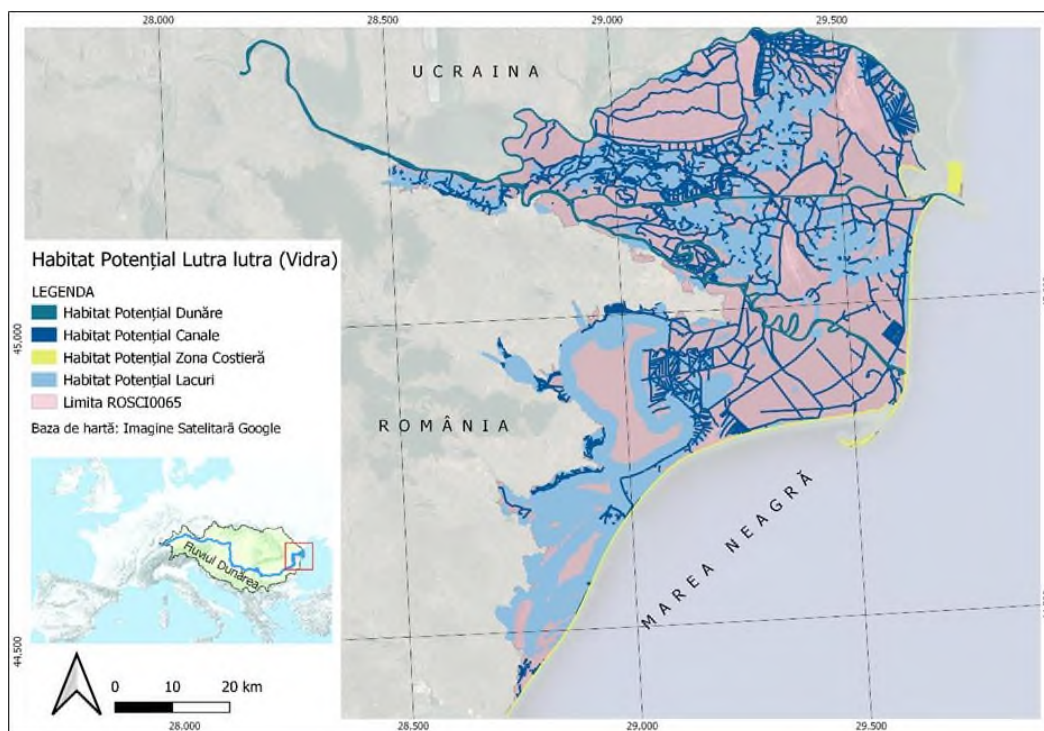


Figura 7.3. *Lutra lutra* - arealul potențial de distribuție în RBDD/ROSCI0065

Factori limitativi. Dușmanii sunt omul și câinele. Vidra este vânată mai ales iarna, la copcă. Similar, câinii sunt special dresați pentru omorârea vidrelor; ulterior, câinii acționează în acest sens și fără îndemnul stăpânilor. Indivizii tineri sunt omorâți și de câinii nedresați (figura 7.4). Uneori vidrele sunt împușcate sau capturate cu capcane și în heleșteie.

Concurenți sunt omul și speciile de mamifere semiacvatice, care folosesc aceleași habitate și se hrănesc cu pește.

Ectoparaziții sunt păduchii, *Lutridia exillis* și căpușele, *Ixodes ricinus*. Acestea sunt afectate și de endoparaziți, abcese dentare și pneumonie.

Cauzele modificării numerice. Dintre acestea enumerăm: poluarea apelor cu pesticide și fertilizante pentru agricultură, degradarea habitatelor, vânătoarea pentru blană, îndepărtarea din preajma heleșteielor de către piscicultori.

Măsuri de protecție necesare. Cele mai importante sunt combaterea braconajului și limitarea numărului de câini hoinari, precum și limitarea circulației nautice în interiorul deltei în afara traseelor turistice (Botnariuc și colab., 2005; Murariu și Munteanu, 2005).



Figura 7.4. Vidră omorâtă de câini la o stație de carburanți la Murighiol (21.01.2021)

Tendențe de evoluție. Fiind o specie în cele mai multe cazuri cu un mod de viață discret, succesul evaluărilor depinde de experiența investigatorilor. Cu toate că laboranții din teren ai INCDDD au o experiență de zeci de ani în recunoașterea prezenței vidrei, în anumite intervale de timp (2-4 ani) această specie este identificată în efective mult mai mici comparativ cu alte intervale. Acest fapt arată că efectivele suferă variații mari de-a lungul perioadelor. Bineînțeles, variațiile depind de mai mulți

factori. Pot fi naturali (intrinseci și extrinseci), dar cu siguranță cei antropici sunt cei determinați pentru variațiile mai sus amintite. Din cercetările recente, vidra, deși vulnerabilă (Oțel și colab., 2000) nu mai este o specie amenințată actualmente în RBDD, iar în ultimul deceniu se observă chiar o tendință de redresare a efectivelor, ca urmare a scăderii interesului pentru blana acestei specii și interzicerea vânării. Cu toate acestea, fenomenul braconajului persistă. Astfel, în zonele cunoscute cu tradiție în braconajul acestor mamifere se impun măsuri suplimentare de protecție, cel puțin în perioada iernii. În RBDD se află cea mai mare densitate a speciei la nivel național. În ultimul deceniu s-a observat o tendință de creștere a efectivelor, ca urmare a implementării măsurilor de conservare în spațiul european și în special în RBDD.

7.2.2. *Mustela eversmannii* (dihorul de stepă) Lesson, 1827

Distribuție geografică (conform IUCN). Specia este caracteristică stepelor, pajiștilor și pășunilor, având o răspândire euro-asiatică (figura 7.5). Specia se regăsește din Polonia, Republica Cehă, Slovacia, Austria, Ungaria, România, R. Moldova, Ucraina, sudul Rusiei, nordul Georgiei, Kazahstan, Turkmenistan, Uzbekistan, Tadjikistan, Kârgâzstan, Nepal, Mongolia, nordul și vestul Chinei; posibil Serbia și India (Maran și colab., 2016).



Figura 7.5. *Mustela eversmannii* – distribuție geografică (zonele cu galben reprezintă locațiile cu prezență certă) (Maran și colab., 2016)

Distribuția la nivel național. În România specia a fost semnalată în Muntenia, Oltenia și Dobrogea (Delta Dunării, Podișul Nord-Dobrogean, Munții Măcinului, Hagieni) (figura 7.6). Nu există date referitoare la mărimea populațiilor (Botnariuc și

colab., 2005; Murariu și Munteanu, 2005). Recent, specia a fost semnalizată și în Banat (Jimbolia, Peregu Mic, alte locații în jud. Arad), Comana - Giurgiu și sudul Moldovei (postări pe diferite grupuri de socializare)

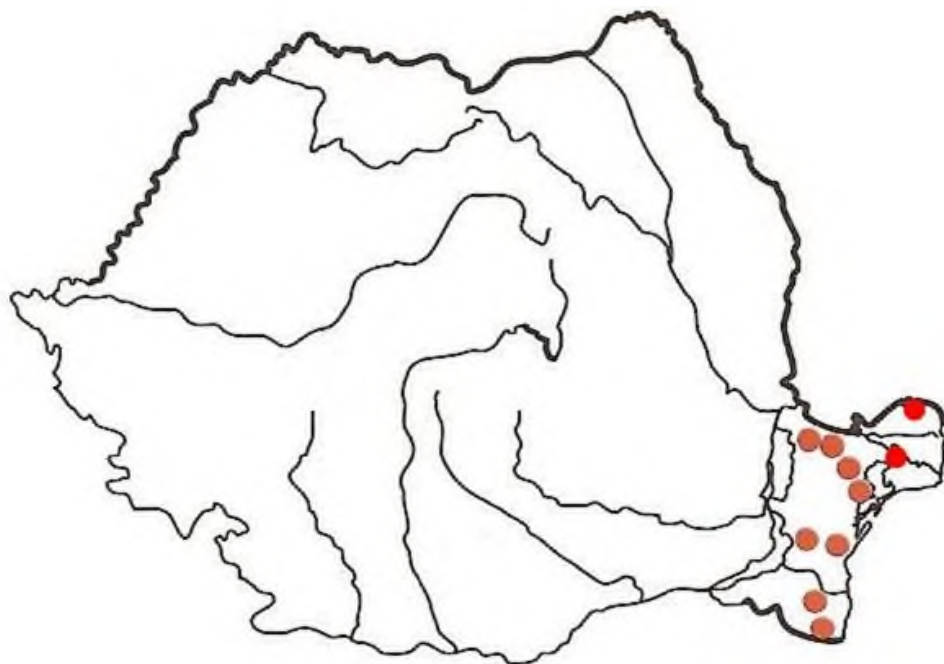


Figura 7.5. *Mustela eversmannii* - distribuția geografică în România (punctele maro și roșu reprezintă locațiile cu prezență certă) (Botnariuc și colab., 2005)

În RBDD, între 1991 și 2010, specia a fost semnalată numai în două puncte și anume, Ostrovul Tătaru (Chilia Veche) și în apropiere de Murighiol. Există mai multe observații în perioada 2010 - 2011, toate în zona Murighiolului. Astfel, în 2010 a fost observată de trei ori (aprilie, mai și iulie), numai în imediata apropiere a zonei Sărături - Murighiol. O singură înregistrare, în prima parte a anului 2011 (luna mai), arată un individ în apropiere de limita RBDD, între Murighiol și Mahmudia. În august și septembrie 2011, a fost înregistrată câte o observație, posibil același exemplar, în apropiere de lacul Sărături – Murighiol. De asemenea, pe Câmpul Crulic, tot în apropierea Murighiolului, au fost constatate două observații în octombrie 2011. Din cele 7 specii de interes comunitar din ROSCI0065, dihorul de stepă a fost singura specie care nu a fost semnalată în perioada 2016 – 2017. Astfel, în această perioadă, s-au realizat investigații cu precădere în zonele stepice (și împrejurimi) ale complexului Razim – Sinoe; de asemenea, s-au făcut investigații în polderul Pardina, Sireasa și câmpul Chilie, însă fără rezultate. Ulterior, a fost observat un individ pe 27.10.2019 la Vadu, în apropierea bazinelor. Astfel, pe baza acestor observații a fost realizată harta habitatelor și a distribuției preliminare a dihorului de stepă în ROSCI0065 (figura 7.6), actualmente realizându-se investigații pentru stabilirea distribuției exacte, a densităților

și efectivelor, și a măsurilor necesare pentru conservarea speciei. Astfel, în realizarea hărții s-a ținut cont de habitatele stepice, terenurile cu popândăi, zonele agricole, zonele cu stânci, păduri rare, câmpii deschise, câmpii aride și întelenite, pășuni umede și suprafețe umede cu tufărișuri și zona digurilor. S-a ținut cont de prevederile din *Ghidul sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România* (Ionescu și colab., 2013). Deși a fost căutat în repetate rânduri, nu a fost găsit în amenajările agricole din zona intra deltaică, unde este posibil să pătrundă dinspre Ucraina.

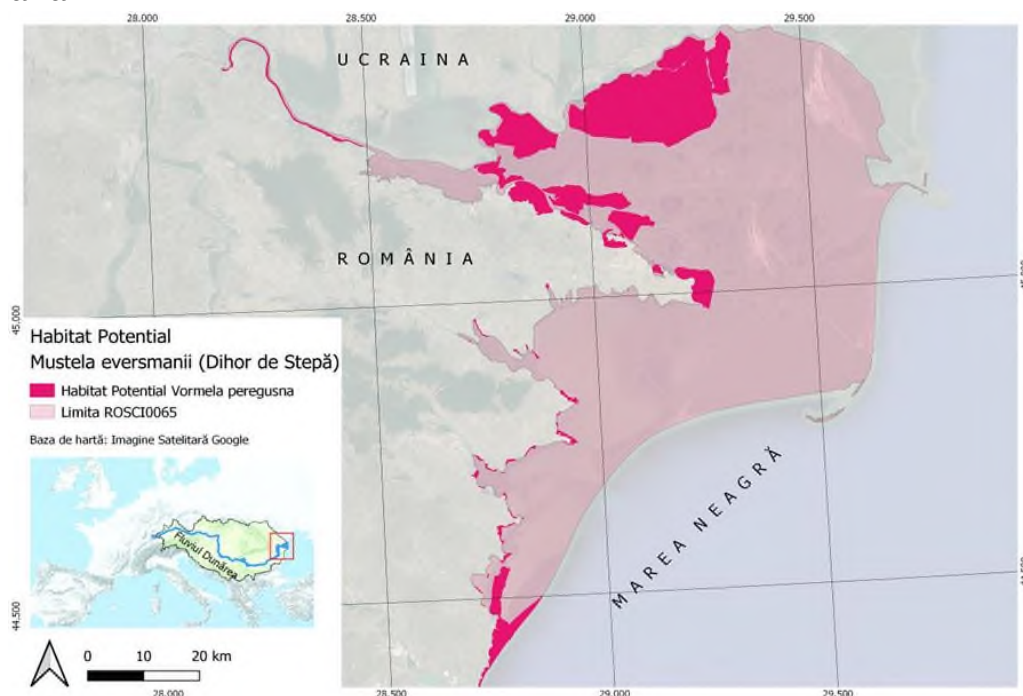


Figura 7.6. *Mustela eversmannii* - arealul potențial de distribuție în BDD/ROSCI0065

Factori limitativi. Dușmanii sunt mamiferele carnivore, cu precădere vulpea, păsările de pradă diurne sau nocturne mari și câinii domestici. Nu se cunosc cazuri de prădare de către șacal. De asemenea, specia este adesea confundată cu dihorul comun și omorâtă de vânători (Murariu și Munteanu, 2005).

Concurenți sunt mamiferele carnivore (vulpile, nevăstuicile, hermelinele, bursucii ș.a.) și păsările răpitoare diurne și nocturne care vânează în principal rozătoare.

Sunt afectate de ectoparaziți precum păduchii și puricii. Probabil poartă virusul turbării. Posibil să fie afectate și de bolile infecțioase ce sunt răspândite de rozătoare (tularemia și alte boli virale). Heptner și colab. (2000) specifică faptul că infestările helmintice sunt și ele larg răspândite la indivizii acestei specii (Murariu și Munteanu, 2005).

Măsuri de protecție necesare sunt păstrarea habitatelor preferate în stare naturală.

Tendențe de evoluție. Dat fiind faptul că efectivele speciei sunt foarte greu de observat, nu se cunoaște tendința evoluției. În perioada 1990-2008, în apropiere de limita continentală a RBDD, s-a avansat o tendință populațională stabilă pentru această specie. Tendința numerică în perioada 2009 – 2021, dar și starea actuală în RBDD rămân necunoscute.

7.2.3. *Mustela lutreola* (nurcă europeană) Linnaeus, 1758

Distribuție geografică (conform IUCN). Este un carnivora acvatic cu distribuție europeană fragmentată, care actualmente mai este prezent în număr mic în Spania, Franța, Ucraina, România (figura 7.7) și populații ceva mai bine reprezentate în nord-estul Europei (Rusia europeană) (figura 7.8). Se apreciază că începând din secolul 19 populația speciei s-a redus cu cca. 80%. Se estimează cauze multiple precum: colectarea pentru blană, reducerea habitatelor acvatice, poluarea, lucrările hidrotehnice și hidroelectrice, interferența cu nurca americană, hibridare cu dihorul comun, boala Aleutină, încălzirea globală. S-au estimat următoarele cifre privind populația actuală europeană a speciei (număr exemplare): Rusia – 20.000 (probabil supraestimată), Spania – 500 – 1000, Franța – câteva sute, România – cca. 1500 – 2000 (Marinov și colab., 2011, 2012; Maran și colab., 2016a). În Ucraina, (de Jong, 2007) există informații privind existența a două populații, una în zona de vărsare a Nistrului și una în Delta Dunării (comună cu cea din România).



Figura 7.7. *Mustela lutreola* - în zona Erenciuc
(fotografie realizată cu camera foto cu declanșare cu senzori)

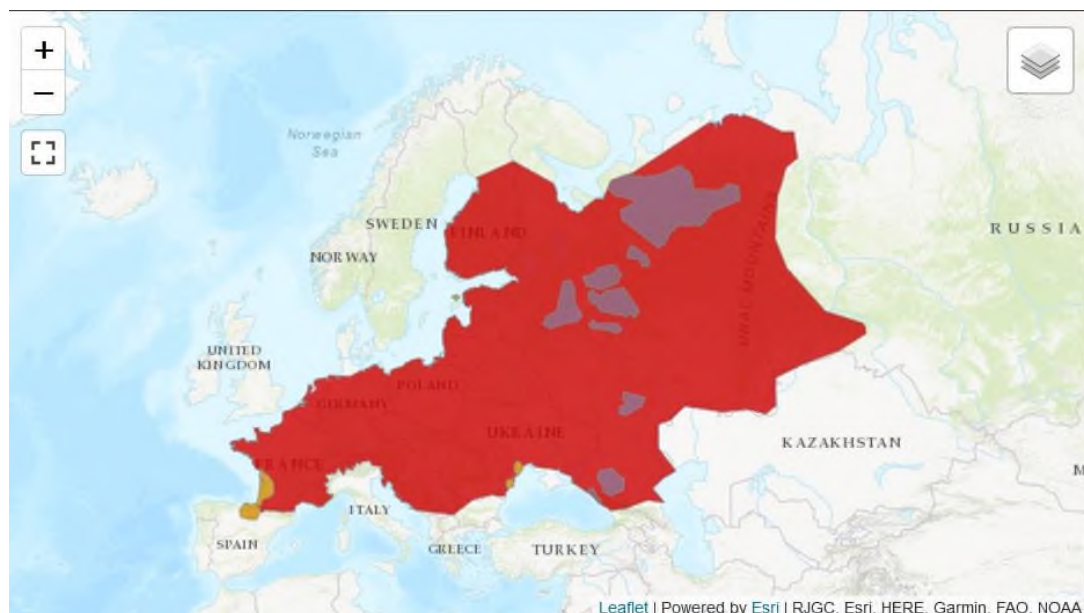


Figura 7.8. *Mustela lutreola* - distribuție geografică (cu galben sun reprezentante locațiile cu prezență certă, cu roșu zonele unde populația a dispărut și cu mov locațiile unde populația este posibilă dispărută) (Maran și colab., 2016a)

Distribuția la nivel național. În România nurca europeană era răspândită (cca. 50 ani în urmă) de-a lungul apelor în majoritatea regiunilor (Botnariuc și colab., 2005) (figura 7.9). Actualmente, din cauza factorului antropic, majoritatea populațiilor au dispărut, rămânând doar una certă în perimetrul RBDD. În unele hărți din publicații mai vechi sunt precizate mai multe locații, preponderent în Delta Dunării, Valea Dunării, unele zone din Carpați și Valea Prutului. Posibil să mai existe populații mici, izolate de-a lungul Văii Dunării, pe malurile fluviului sau pe ostroave ori chiar în unele zone montane. Am precizat că există informații din anul 2010 cu privire la capturarea unor indivizi de nurcă europeană în anumite zone din județele Mureș și Harghita, însă informațiile nu au putut fi verificate (Marinov, 2010). În cadrul Muzeului de Științe ale Naturii Kohl István din Reghin sunt naturalizate mai multe exemplare de nurcă europeană: un individ capturat la Lăpușna, în aprilie 1964; un individ capturat la Răstolița, în septembrie 1976; un individ capturat la Senetea, în noiembrie 1979 și un individ capturat la Lunca Bradului, în august 1993 (Hegyeli și Kecskés, 2014). De asemenea, un exemplar de nurcă europeană (identificat pe baza unui fragment de blană la Muzeul de Științe ale Naturii din Budapesta, în anul 2002) ce a provenit de la Varsag (Harghita), a fost capturat în anul 1993 (Gabor Csorba, Muzeul de Științe ale Naturii din Budapesta, *in verbis*). Deși au trecut 28 de ani de la identificare ultimelor nurci europene din Carpați, supraviețuirea unor micropopulații în unele zone izolate este posibilă.

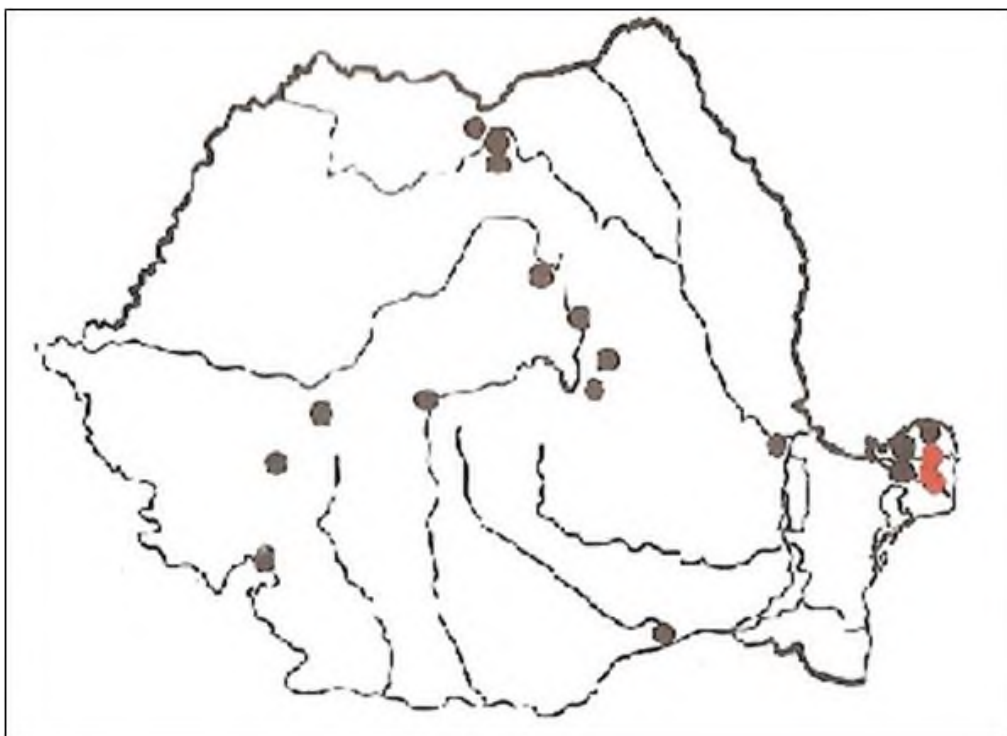


Figura 7.9. *Mustela lutreola* - distribuția geografică în România (punctele roșii reprezintă locațiile cu prezență certă, punctele negre, reprezintă locațiile de unde populațiile au dispărut)

Distribuția în RBDD. Populația de nură europeană din Delta Dunării a înregistrat o restrângere a arealului și o scădere a efectivelor la mijlocul anilor '60, ca urmare a transformărilor de mare anvergură a deltei. Ulterior, intensificarea vânătorii și a braconajului a dus la scăderea efectivelor de nură europeană. Prețurile mari ale blănurilor, au determinat o serie de pescari profesioniști să pună capcane pentru animalele cu blană prețioasă (Dragomir și Kiss, 1972). În ani 90', în urma evaluărilor anuale de primăvară a speciilor de vânat sedentar, efectivele populației de nură europeană din spațiul RBDD au fost apreciate la 300-400 de exemplare. Datele recente de evaluare din RBDD arată că nurca europeană a suferit un important regres numeric până în 2005. Ulterior, numărul nurelor europene a început să crească, însă creșterea este limitată de factorii antropici.

În RBDD au avut loc evaluări ale efectivelor aproape neîntrerupt, în perioada 2003-2021, ca urmare a derulării unor proiecte de cercetare al INCDDD Tulcea în colaborare cu cercetători din Austria, Republica Cehă, Spania, Portugalia, Franța, Estonia respectiv România (figura 7.10).

Pe baza acestor observații a fost realizată harta habitatelor și a distribuției preliminare a nurei europene în ROSCI0065 (figura 7.11), actualmente realizându-se investigații pentru stabilirea distribuției exacte, a densităților și efectivelor, respectiv a măsurilor necesare pentru conservarea speciei. Pentru realizarea hărții, s-a ținut cont de prevederile din *Ghidul sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes*

comunitar din România (Ionescu și colab., 2013). Ca și în cazul vidrei, nurca europeană nu este întâlnită în interiorul marilor suprafețe acoperite cu stuf ori a incintelor agricole fără canale de irigații.

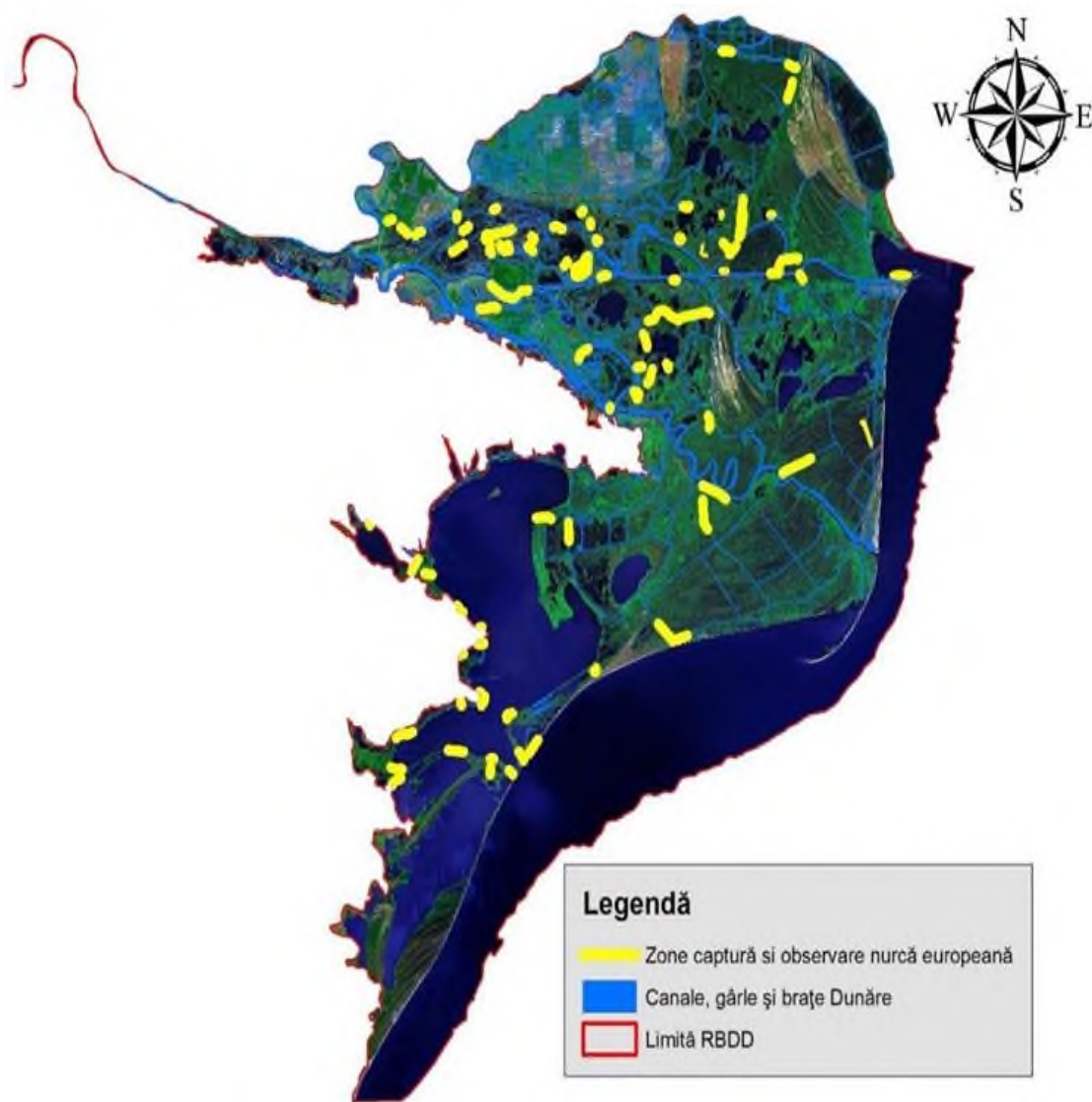


Figura 7.10. Zonele unde a fost capturată și observată nurca europeană în Rezervația Biosferei Delta Dunării, în perioada 2003 – 2017

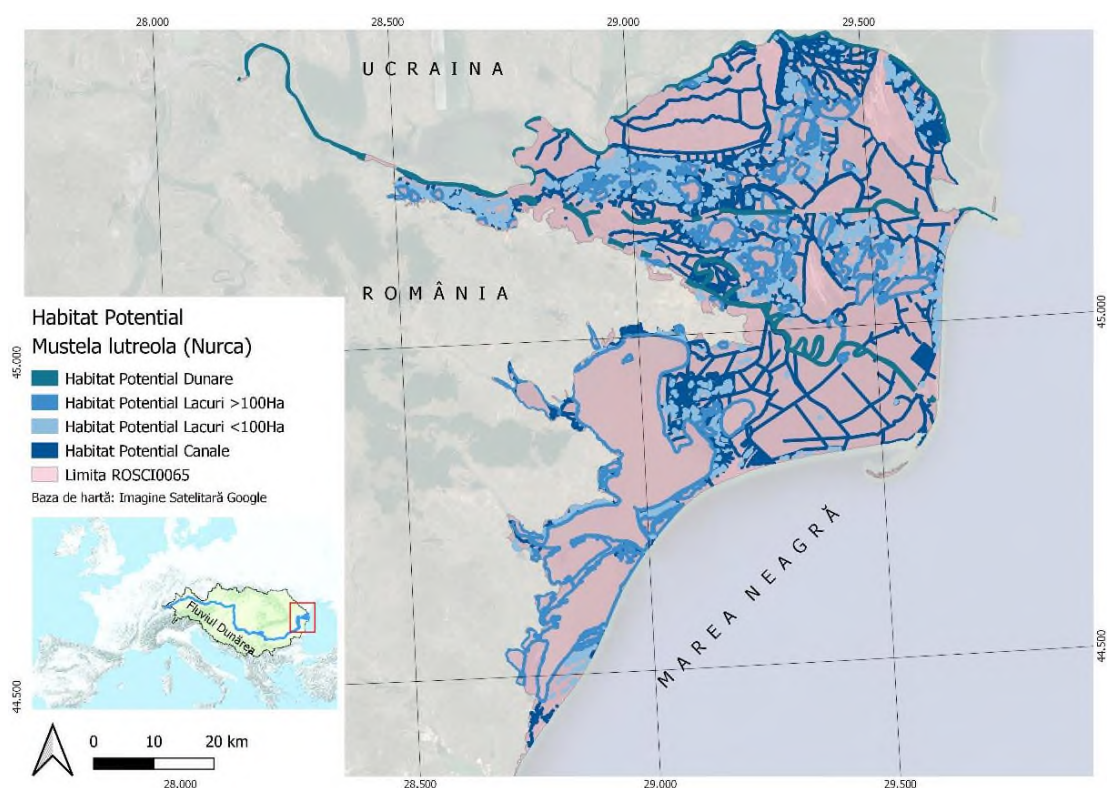


Figura 7.11. *Mustela lutreola* - arealul potențial de distribuție în BDD/ROSCI0065

Factori limitanți. Cauzele care determină dinamica mărimii populației de nurcă europeană din RBDD se împart în cele naturale, abiotice și biotice și cele provocate direct sau indirect de intervenția umană. Factorii limitanți din RBDD au fost descriși pe larg de către Marinov, 2011; Marinov și colab., 2012; Marinov și colab., 2016; de asemenea de către Sandor și Marinov, 2016, Gherman și colab., 2012; Tăbăran și colab., 2013; Oltean și colab. 2014.

Tendențe de evoluție. Trebuie remarcat numărul mare de nurci văzute în ultimii 15 ani, fiind observate zeci de nurci în fiecare an. Anterior, cu toate că nurca a fost studiată intens la începutul anilor 2000' (Kranz și colab., 2001, 2003, 2004, 2005), nu au existat atât de multe observații de nurci europene în RBDD. În perioada ianuarie – aprilie 2021 au fost capturate 3 nurci (figura 7.12) și alte 14 au fost observate. Acest fapt sugerează că mărimea populației a crescut. Actualmente, se consideră că tendința este cel puțin stabilă și cel mai probabil în ușoară creștere.



Figura 7.12. *Mustela lutreola* – mascul capturat în zona Furtuna – Maliuc (10.03.2021)

7.2.4. *Vormela peregusna* (dihorul pătat) Güldenstaedt, 1770

Distribuție geografică (conform IUCN). Specia este caracteristică stepelor, pajiștilor și pășunilor euro-asiatice. Extrema vestică a arealului este reprezentată de peninsula Balcanică și se întinde spre est până în sudul Mongoliei și nordul Chinei, iar spre sud ajunge în Iran, Afganistan și Pakistan (figura 7.13). Se consideră că specia este rară și în declin în tot arealul său geografic. Specia se regăsește în Afghanistan, Armenia, Azerbaijan, Bulgaria, China, Egipt (Sinai), Georgia, Grecia, Iran, Irak, Israel, Kazahstan, Liban, Mongolia, Muntenegru, Macedonia de Nord, Pakistan, România, Rusia, Serbia, Siria, Turcia, Turkmenistan, Ucraina și Uzbekistan (Abramov și colab., 2016).

Distribuția la nivel național. Arealul dihorului pătat în România era reprezentat de regiunile Muntenia, Oltenia și Dobrogea. Actualmente, existența speciei este menționată numai în Dobrogea (Delta Dunării, Dumbrăveni, Murfatlar, Munții Măcinului, Canaraua Feti, Podișul Nord Dobrogean și multe alte locații dobrogene) (figura 7.14). Date concrete referitoare la mărimea populațiilor lipsesc (Botnariuc și colab. 2005; Murariu și Munteanu, 2005).

În perioada 2016 – 2017, respectiv 2020-2021 s-au făcut investigații în zona polderul Pardina și câmpul Chiliei, însă specia nu a fost observată. Specia nu a fost observată în 2009, în schimb în 2010 au fost observate două exemplare (în luna aprilie) în zona Călugăra (Iancina), la limita dintre zona de podiș cu cea palustră. Situația este similară și în anul 2011, fiind observați pe 9 august doi indivizi în zona Călugăra, la limita dintre zona de podiș cu cea palustră. În 2012, un individ a fost observat la Vadu.

Astfel, pe baza acestor observații a fost realizată harta habitatelor și a distribuției preliminare a dihorului pătat în ROSCI0065 (figura 7.15), actualmente realizându-se investigații pentru stabilirea distribuției exacte, a densităților și efectivelor

respectiv a măsurilor necesare pentru conservarea speciei. Astfel, în realizarea hărții s-a ținut cont de habitatele stepice, terenurile cu popândăi, zonele agricole, zonele cu stânci, păduri rare și câmpii deschise, câmpii aride și întelenite și zona digurilor, precum și de prevederile din *Ghidul sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România* (Ionescu și colab., 2013).

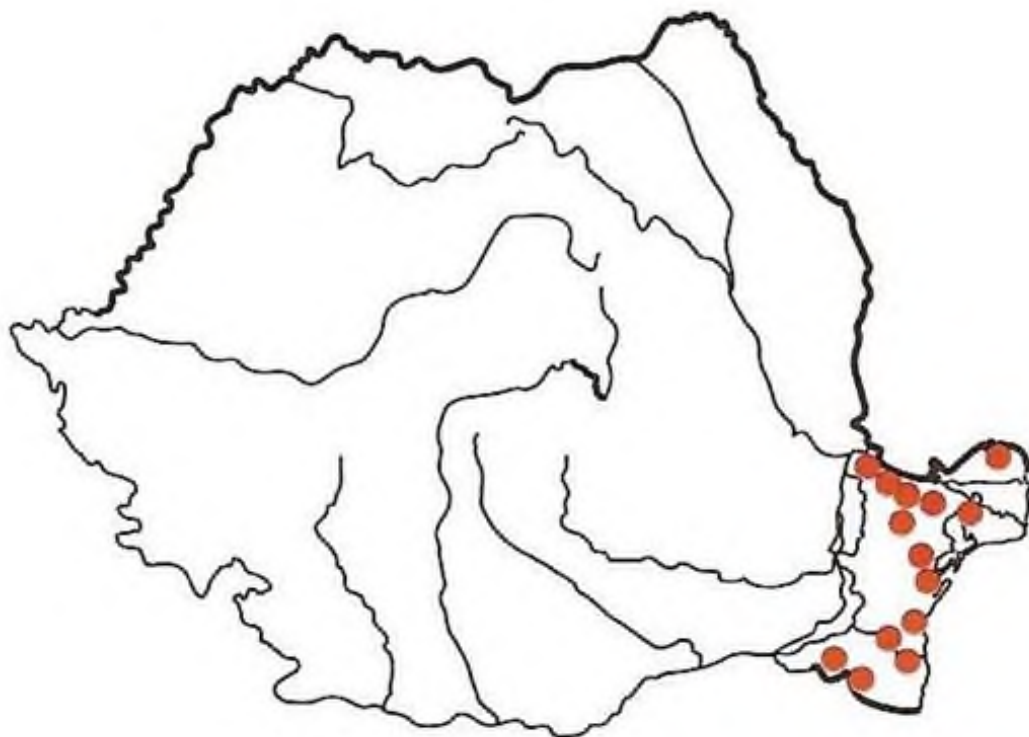


Figura 7.14. *Vormela peregusna* - distribuția geografică în România (punctele maro reprezintă locațiile cu prezență certă) (Botnariuc și colab., 2005)

Factori limitativi. Dușmanul principal este omul, prin distrugerea habitatelor preferate. Specia este vânată pentru blană sau când intră în gospodării. Frecvent este victima traficului auto. Dintre prădători, menționăm șacalii, vulpile, păsările răpitoare de talie mare și câinii.

Concurenți sunt carnivorele de talie mijlocie și mare precum și păsările răpitoare, care în zonele de stepă se hrănesc predominant cu rozătoare.

Nu se cunosc endo- și ectoparaziți specifici acestei specii (Murariu și Munteanu, 2005). Este sensibilă la diferite boli în condiții de captivitate (MacDonald și Barrett, 1993).

Cauzele modificării numerice sunt distrugerea de habitate naturale și vânătoarea/prinderea în capcane.

Una dintre **măsurile de protecție necesare** este păstrarea habitatelor în stare naturală (Botnariuc și colab., 2005).

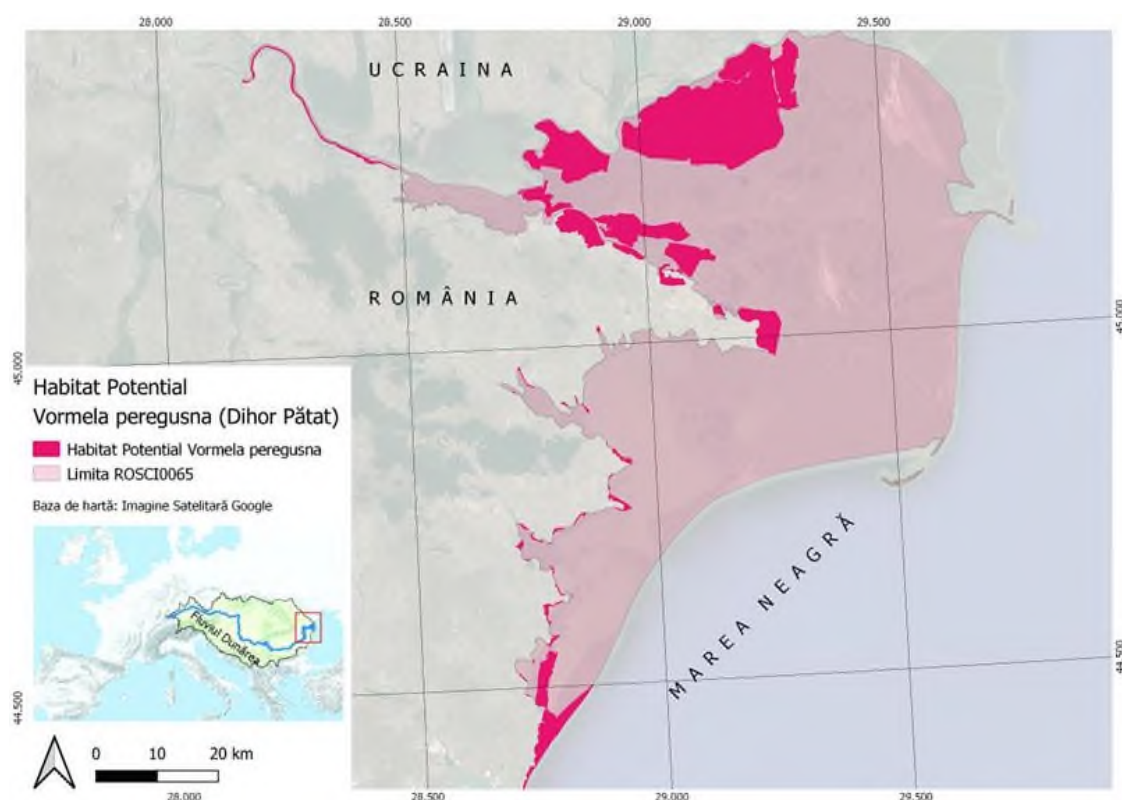


Figura 7.15. *Vormela peregusna* - arealul potențial de distribuție în BDD/ROSCI0065

Tendințe de evoluție. Se consideră că specia este rară și în declin în tot arealul său geografic. De asemenea, se consideră că specia are o răspândire mai largă în RBDD și imediata vecinătate, în vest, în habitatele favorabile. Nu se poate trage deocamdată o concluzie asupra stării de periclitare a speciei și nici nu se poate stabili o tendință de evoluție a mărimii populației.

7.2.5. *Castor fiber* (*Castor eurasiatic*, breb) Linnaeus, 1758

Distribuție geografică (conform IUCN). Specia a avut anterior o răspândire largă la nivelul Europei și Asiei. La nivelul Europei populația de breb a fost redusă drastic la începutul secolului XX, când au rămas doar câteva populații izolate (Belarus, Franța, Germania, Norvegia, Rusia) (figura 7.16). În prezent, ca urmare a măsurilor de conservare, fiind reintrodusă în peste 20 de țări, populația este în refacere, reocupând teritorii din aria de distribuție istorică. Specia este extinsă în Republica Moldova, Portugalia, Turcia și Marea Britanie (Batbold și colab., 2021). În Europa, populația de castor este în creștere rapidă. Se estimează că în cazul menținerii tendinței actuale, specia va deveni în următoarele decenii destul de comună în Europa.



Figura 7.16. *Castor fiber* - distribuție geografică (cu galben sunt reprezentate locațiile cu prezență certă, iar cu verde locațiile unde specia a fost reintrodusă)
(Batbold și colab., 2021)

Distribuția la nivel național. România aparține arealului istoric de răspândire al castorului euroasiatic (*Castor fiber*), cunoscut sub numele românesc de breb (Ionescu și colab., 2010). În România, specia a fost exterminată la sfârșitul anilor 1800. Principala cauză a dispariției speciei a fost de natură antropică directă, prin vânare pentru blană, carne și castoreum (secreția glandelor perianale) și indirectă, prin reducerea habitatelor favorabile (drenarea mlaștinilor, regularizarea râurilor). În România, specia a fost reintrodusă în perioada 1998-2003, în habitatele favorabile din bazinele râurilor Olt, Mureș și Ialomița. Arealul actual al speciei mai cuprinde zone de pe râurile Someș (Fülöp și Márk-Nagy, 2011), Tisa și Delta Dunării (Kiss și colab., 2012, 2012a, 2013, 2014) și se află într-un proces de extindere. Mărimea populației la nivel național este estimată la aproximativ 1.200 – 1.500 (estimare din 2010) de exemplare, tendința în următoarea perioadă fiind de creștere (Ionescu și colab., 2013).

Distribuția în RBDD. Originea castorilor identificați în Delta Dunării este incertă. Există informații de la pescari și polițiștii de frontieră că brebii au fost aduși în cuști și eliberați la Somova - Parcheș și Sfântu Gheorghe. În scenariul în care brebii din RBDD au venit pe cale naturală, cea mai plauzibilă ipoteză este că aceste exemplare provin din loturile eliberate în România, zona cea mai apropiată fiind cursul inferior al Ialomiței, unde în anul 2003 au fost eliberate 35 de exemplare, iar în 2010 efectivele lor au fost evaluate la 64 de castori, lansându-se astfel ipoteza că o parte dintre aceștia s-ar fi deplasat către Dunăre, respectiv deltă (Ionescu și colab., 2010).

Brebul a fost observat pentru prima dată în RBDD (conform informațiilor obținute de la agenții ecologi) în zona Somova-Parcheș, în anul 2008. Ulterior, prezența brebului în Delta Dunării a fost confirmată ca urmare a capturării unui

exemplar adult de către localnici din localitatea Maliuc, în aprilie 2011. În iulie 2011 s-a găsit un cadavru de breb (o femelă de 17,6 kg) în zona canalului Draghilea, cauza posibilă a morții fiind multiplele lovituri ale elicei unei ambarcațiuni. În anul 2012 brebul nu a fost observat în RBDD însă, specialiștii ARBDD, au semnalat în luna februarie un adăpost de breb identificat din decembrie 2011 pe malul canalului Călugăra (complexul lacustru Somova-Parcheș), concluzionând că *“prezența exemplarelor de castor european s-a confirmat prin cuibul acestora și puietul de salcie ce a fost ros de aceste mamifere”...* (** 2012). Ulterior s-a verificat aria de unde s-a indicat adăpostul specificat în comunicatul amintit mai sus, constatându-se că în urma unor lucrări hidrotehnice acesta a fost distrus, iar materialul lemnos a fost măturat de viituri. În schimb, un alt adăpost de brebi s-a găsit în apropiere. În anul 2013 au fost înregistrate trei semnalări. În iunie, s-a verificat zona Somova-Parcheș, găsindu-se un nou adăpost pe marginea unui canal ce se intersectează cu Canal Călugăra. În august, la intersecția canalelor Perivolovca cu Litcov a fost găsit înecată în vintire o femelă de 13,5 kg. De asemenea, în octombrie s-a identificat un adăpost nou, construit în locul celui distrus în anul 2012. În 2014, au fost realizate alte observații pe canalele Litcov și Perivolovca. În 2016, a fost înregistrată o observație pe Dunăre, între Isaccea și Ivanova. În perioada 2017-2019, observațiile au fost înregistrate doar în zona Somova-Parcheș. În 2020, pe lângă observațiile din zona Somova-Parcheș, o nouă observație a fost înregistrată pe Dunăre, în zona Canalului Mila 36, respectiv pe un canal pentru irigații din apropierea Canului Dunavăț. Posibil ca ambele exemplare să fi fost doar în tranzit, ulterior brebii nefiind regăsiți.

Astfel, pe baza acestor observații, a conspectării unei bogate bibliografii, respectiv a verificării condițiilor variate de habitat din RBDD, a fost realizată harta habitatelor și a distribuției preliminare a nurei europene în ROSCI0065 (figura 7.17). Actualmente se realizează investigații pentru stabilirea distribuției exacte, a densităților și efectivelor respectiv a măsurilor necesare pentru conservarea speciei. În realizarea hărții s-a ținut cont de prevederile din *Ghidul sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România* (Ionescu și colab, 2013).

Factori limitativi. Dușmanul principal al speciei este omul.

Tendențe de evoluție. Tendința numerică în perioada 2006-2021 în RBDD este următoarea: creștere fluctuantă, actualmente în descreștere. Starea actuală este vulnerabilă.

În momentul apariției speciei într-o zonă (precum RBDD), mărimea populației de castor crește după aproximativ 10-25 ani (Halley și colab., 2012). În RBDD s-a preconizat că, până în anul 2030, specia va avea o abundență mare și o distribuție uniformă în toate habitatele. Credem că odată cu apariția structurilor emerse (diguri, terasamente etc.) din ultimii ani, inexistente în trecut, se vor crea condiții optime pentru populațiile de breb, astfel încât nu este exclusă autopopularea incintelor îndiguite.

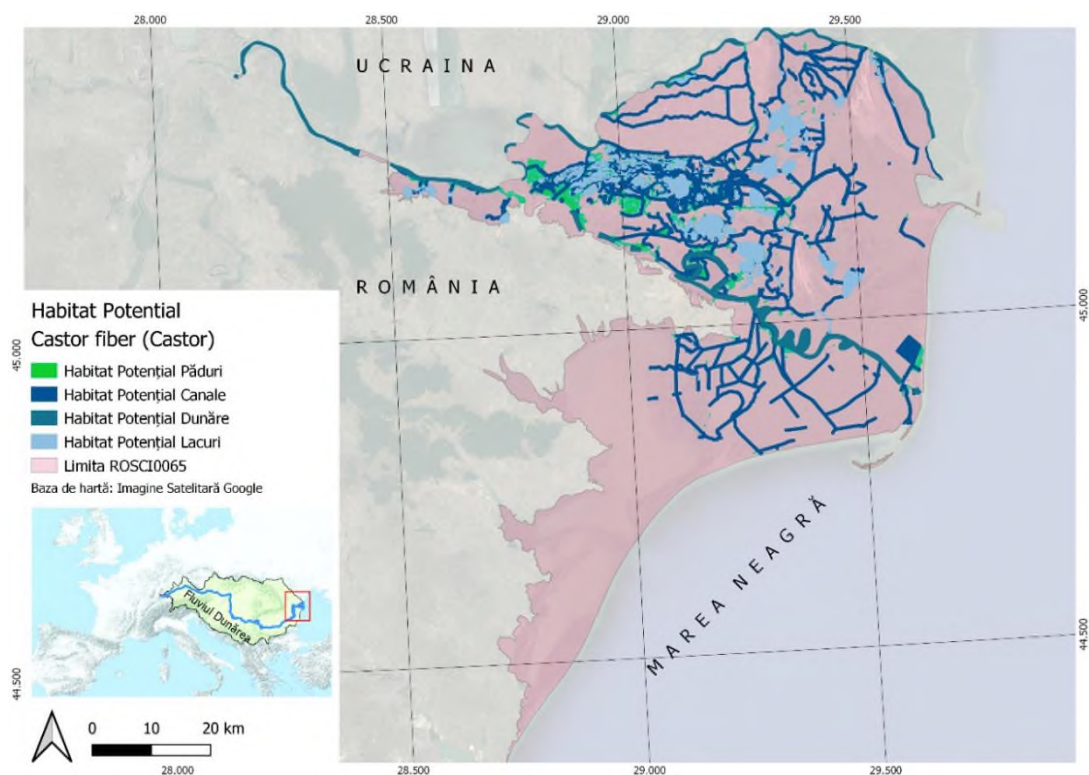


Figura 7.17. *Castor fiber* - arealul potențial de distribuție în BDD/ROSCI0065

Literatura de specialitate evidențiază caracterul exponențial al speciei, brebii colonizați înmulțindu-se rapid. Unii cercetători consideră că Delta Dunării prezintă o serie de particularități care nu permit o populație stabilă de breb în zonele naturale din afara incintelor cu regim hidric dirijat. Este vorba de nivelurile de apă fluctuante, cu oscilații de ordinul metrilor, pe perioade scurte de timp, care au o influență nefastă asupra speciei, culcușul brebului fiind construit, în medie, peste 1 m deasupra nivelului constant al apei (Nolet și Baveco, 1996).

De asemenea, lipsa malurilor înalte necesare pentru săparea galeriilor constituie un impediment. Rămâne posibilitatea pătrunderii temporare a unor exemplare și în interiorul deltei, având însă coloniile permanente în amonte sau la limita horstului dobrogean cu zona palustră.

7.2.6. *Spermophilus citellus* (popândău) Linnaeus, 1766

Distribuție geografică (conform IUCN). *Spermophilus citellus* (figura 7.18) este o specie caracteristică zonelor de stepă, pajiștilor și pășunilor cu iarbă scurtă, de preferință cu soluri de loess sau nisipoase. Arealul geografic cuprinde centrul Europei, din Cehia spre sud-est, până în Grecia și nordul Turciei (figura 7.19) (Hegyeli, 2020). Arealul popândăului este reprezentat de Europa Centrală și de Sud-Est, fiind separat de Munții Carpați și de defileul Dunării la Cazane. Arealul cuprinde NE Austriei, Cehia, Slovacia, Ungaria, nordul Serbiei, sud-vestul Ucrainei, Republica Moldova, Bulgaria, Macedonia, Grecia, Turcia europeană, estul, sudul, sud-estul României și Câmpia de Vest a României (Popescu și Murariu, 2001).



Figura 7.18. *Spermophilus citellus* - în zona Murighiol (16.05.2020)

Distribuția la nivel național. În România specia apare în bioregiunea Stepică, Continentală și Panonică, dar cu distribuție neuniformă, fiind mai frecvent întâlnită în bioregiunea Stepică și relativ rar în bioregiunea Panonică și Continentală (figura 7.20). Dealtfel, densitățile fluctuează pe tot arealul de distribuție din țară, cu o medie de 40 de indivizi/ha în estul țării și de 5-6 indivizi/ha în vest. Populația speciei în România este estimată a fi între 10.000 și 15.000 indivizi. În Dobrogea, pot atinge o densitate de până la 100-150 de galerii/ha (Popescu și Murariu, 2001).



Figura 7.19. *Sperophilus citellus* - distribuție geografică (cu galben sunt reprezentate locațiile cu prezență certă) (Hegyeli, 2020)

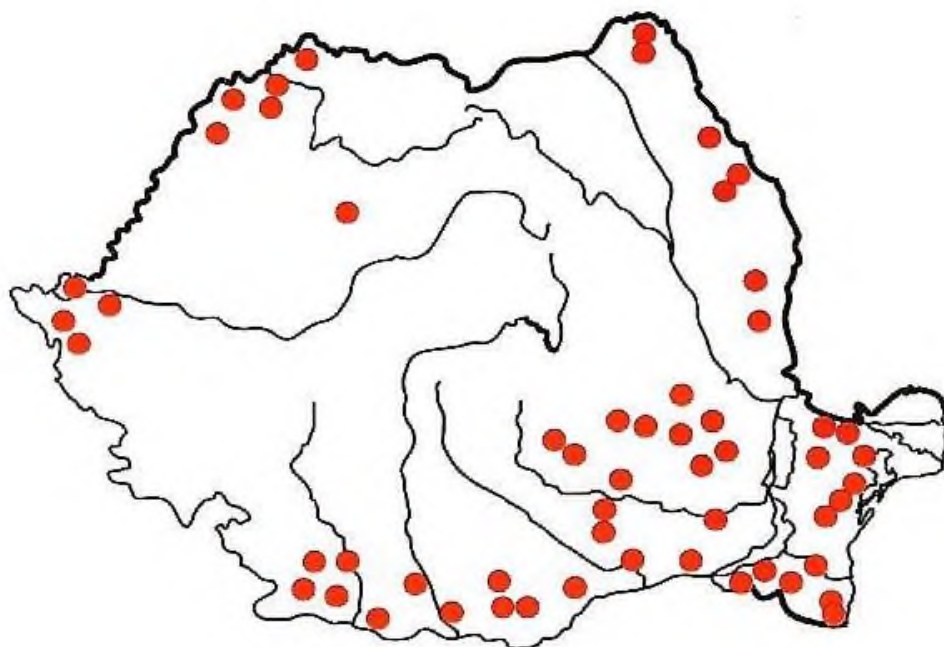


Figura 7.20. *Sperophilus citellus* - distribuția geografică în România (punctele roșii reprezintă locațiile cu prezență certă) (Botnariuc și colab., 2005)

Distribuția în RBDD. În RBDD, specia lipsește din zona intradeltaică, fiind însă o specie relativ comună pe coastele nordice și vestice ale complexului Razim-Sinoie (figura 7.21). În perioada 2016 – 2017 și respectiv 2020-2021, s-au făcut monitorizări în zonele Sireasa, Pardina și Chilia, însă specia nu a fost identificată. Popândăul a fost observat în ROSCI0065, în fiecare an din perioada 2009 – 2021. Cele mai multe observații au fost realizate la limita ROSCI și în imediata vecinătate. Cele mai multe observații au fost realizate în perioada 2009-2019 în zonele Murighiol, Sărături - Murighiol, Vadu, Călugăra, Iancina – Sălcioara – Doloșman. În 2020, au fost realizate observații în multe alte zone precum: Isaccea, Zaghen, Nufăru, Victoria, Bălteni de Jos, Beștepe, Mahmudia, Dunavăț, Ceamurlia de Jos, Istria, Saele, Chituc ș.a. Pe baza acestor observații a fost realizată harta habitatelor și a distribuției preliminare a popândăului în ROSCI0065 (figura 7.21).

În prezent, sunt realizate investigații pentru stabilirea distribuției exacte, a densităților și efectivelor respectiv a măsurilor necesare pentru conservarea speciei. În realizarea hărții s-a ținut cont de zonele cu stepă și terenuri înierbate de înălțime mică, islazuri, pajiști, terenuri agricole (lucernă și trifoi), grădini, livezi până la liziera pădurii, râpe, diguri și marginea drumului de țară precum și de prevederile din *Ghidul sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România* (Ionescu și colab., 2013).

Factori limitativi. Dintre răpitoarele cu pene, popândăul este principalul element de hrană pentru *Aquila heliaca* și *Falco cherrug*. Într-o proporție mai redusă, popândăul este de asemenea hrana altor 3 specii de răpitoare de zi: *Buteo rufinus*, *Hieraetus pennatus* și *Aquila pomarina*. Dintre carnivore, mustelidele sunt principalii prădători ai popândăului.

Specia este afectată de paraziți precum acarieni – *Haemogamasus nidi*, *Eulaelaps novus*, *E. stabularis*; sifonaptere – *Stenoponia tripectinata*, *Neopsylla setosa*, *Ctenophthalmus bisocodentatus*, *C. assimilis*, *C. orientalis*, *C. rettigi*, *C. simplex*. Endoparaziți: cestode – *Hymenolepsis megalon*, *Cystercus taeniae-pisiformes*, *C. cladenotaeniae-cylindraceae*; nematode – *Trichostrongylus columbiformis*, *Syphacia obvelata*, *Aspicularis tetrapectera*; acantocefali – *Moniliformis moniliformis* (Popescu și Murariu, 2001).

Tendințe de evoluție. Din cercetările efectuate în perioada 2009 – 2021, dar și anterior, specia nu pare a fi amenințată în RBDD. Efectivele pot înregistra variații anuale, însă populațiile sunt relativ stabile, atât timp cât nu au loc intervenții antropice importante în habitate.

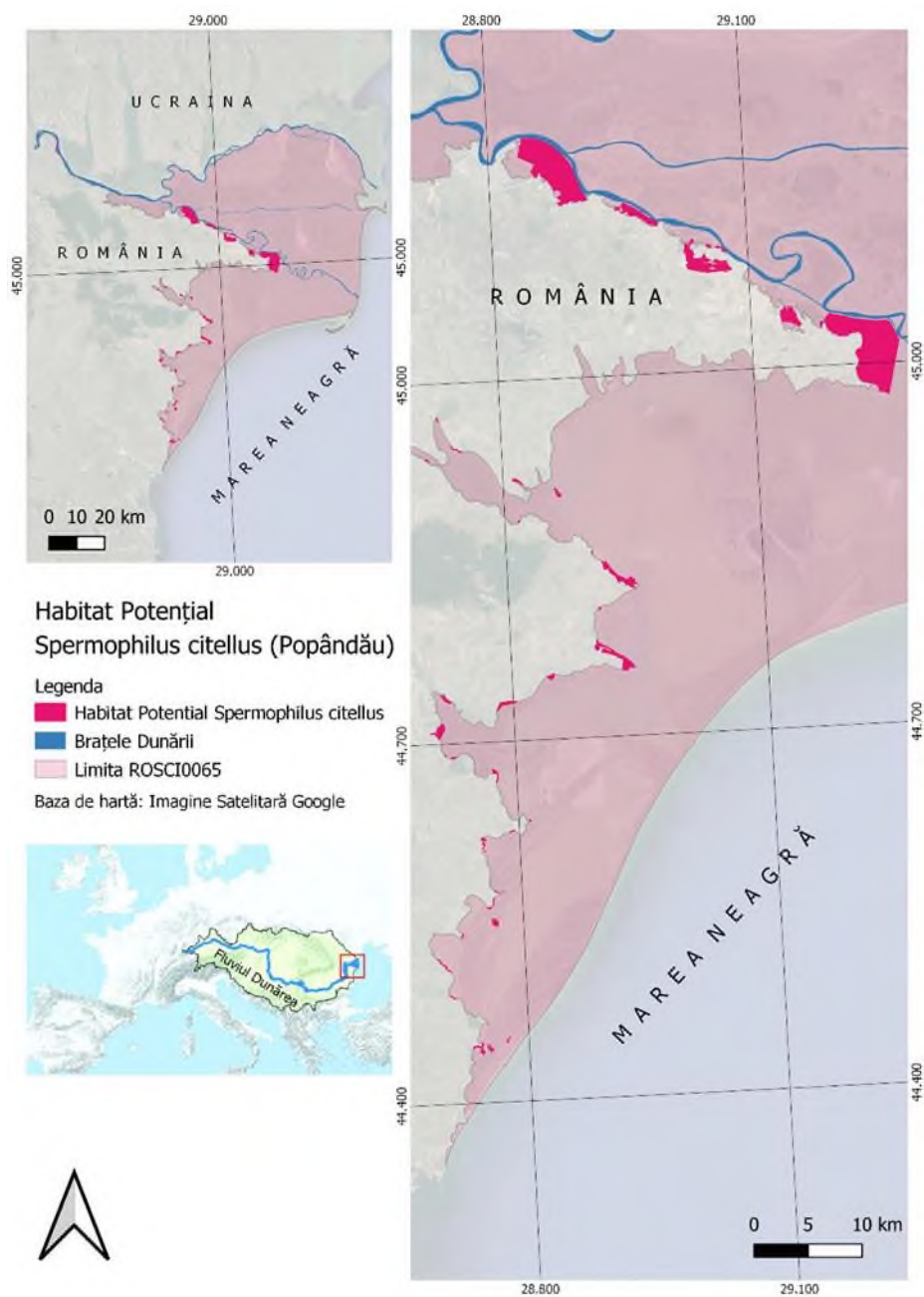


Figura 7.21. *Sperophilus citellus* - arealul potențial de distribuție în BDD/ROSCI0065

7.2.7. *Mesocricetus newtoni* (grivan mic/hamster românesc), Nehring, 1898

Distribuție geografică (conform IUCN). Este o specie cu răspândire restrânsă, care apare numai în România și Bulgaria (figura 7.22), în zone joase de-a lungul malului drept al Dunării inferioare (Hamar și Șutova 1966; Kryštufek și colab., 2009; Coroiu și Vohralík, 2008).



Figura 7.22. *Mesocricetus newtoni* - distribuție geografică (cu galben sunt reprezentate locațiile cu prezență certă) (Coroiu și Vohralík, 2008)

Distribuția la nivel național. În România, arealul speciei este restrâns la Podișul Dobrogei, fiind semnalată numai în 28 de locații din județele Tulcea și Constanța (figura 7.23). În prezent, nu există evaluări pe termen lung privind tendința populației, dar se consideră că aceasta este în descreștere. Mărimea populației la nivel național este estimată la aproximativ 2.000 de exemplare. Nu există date recente privind abundența speciei (Popescu și Murariu 2001). Declinul populației este cauzat în principal de reducerea și deteriorarea habitatelor ca urmare a agriculturii intensive.

Distribuția în RBDD. În RBDD/ROSCI0065, hamsterul românesc este foarte rar întâlnit pe coastele nordice și vestice ale complexului Razim-Sinoie. În perioadele 2016 - 2017, 2020 - 2021 au fost făcute investigații în interiorul zonei deltaice, în habitatele potențiale unde ar putea exista specia (Sireasa, Pardina, Chilia și Sulina), dar aceasta nu a fost observată. Cele mai recente observații din interiorul ROSCI0065 au fost făcute la Cap Iancina (în anul 2016) și Beștepe (2018). Dintre zonele de unde există observații anterioare, în interiorul ori din apropierea limitei RBDD/ROSCI0065, amintim: Tulcea – nord - vest, Tulcea est – Zaghen, Malcoci, Iancina, Doloșman și Jurilovca (baza de date INCDDD – Tulcea, respectiv Botnariuc și colab., 2005, Popescu și Murariu 2001).



Figura 7.23. *Mesocricetus newtoni* - distribuția geografică în România (cu roșu sunt reprezentate locațiile cu prezență certă) (Botnariuc și colab., 2005)

În urma analizei observațiilor menționate mai sus, a vizitării ecosistemelor din vestul și nord - vestul RBDD, a fost realizată harta habitatelor și a distribuției preliminare a hamsterului românesc în ROSCI0065 (figura 7.24). Actualmente, se realizează investigații pentru stabilirea distribuției exacte, a densităților și efectivelor, respectiv a măsurilor necesare pentru conservarea speciei. Pentru realizarea hărții s-a ținut cont de zona de stepă, neîmpădurită. Specia este prezentă în habitate diferite: islazuri, pășuni, pajiști, terenuri cultivate sau înierbate, râpe, diguri, margini înierbate de drumuri, haturi, liziera pădurilor etc., preferând însă stepele cu vegetație ierboasă scurtă și foarte scurtă (MacDonald și Barrett, 1993, Botnariuc și colab 2005, Popescu și Murariu 2001). De asemenea, în realizarea hărții s-a ținut cont de prevederile din *Ghidul sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România* (Ionescu și colab., 2013).

Factori limitativi. Dușmani sunt păsările răpitoare, mamiferele carnivore și omul (distrugerea habitatelor).

O serie de ecto- și endoparaziți sunt prezentate în Popescu și Murariu (2001).

Tendențe de evoluție este necunoscută; necunoscută este și starea de conservare (starea de conservare va avea de suferit, având în vedere că au loc intervenții antropice importante în habitatele acestei specii de hamster).



Figura 7.24. *Mesocricetus newtoni* - arealul potențial de distribuție în BDD/ROSCI0065

7.3. Specii de chiroptere de interes conservativ din Rezervația Biosferei Delta Dunării (ROSCI0065)

În Europa sunt înregistrate 45 de specii de lilieci, iar în România au fost identificate până în prezent 31 specii de lilieci (Nagy și Postawa, 2010). În Rezervația Biosferei Delta Dunării, în perioada 2006 – 2020 au fost identificate 18 specii de chiroptere (Pocora și Pocora, 2007; Pocora și Pocora, 2012):

- *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) – liliacul cârn (anexa II a Directivei Habitate, ***, 1992),

- *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) – liliacul cu urechi mari (anexa II),
- *Myotis dasycneme* (Boie, 1825) – liliacul de iaz (anexa II),
- *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) /*Myotis oxygnathus* (Monticelli, 1885) – liliacul comun mare/ liliacul comun mic (anexa II),
- *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817) – liliacul de apă (anexa IV),
- *Myotis mystacinus* (Eversmann, 1845)/*Myotis brandtii* (Kuhl, 1817) – liliacul mustăcios/liliacul lui Brandt (anexa IV),
- *Myotis nattereri* (Kuhl, 1817) – liliacul lui Natterer (anexa IV),
- *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780) – liliacul mare de amurg (anexa IV),
- *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817) – liliacul mic de amurg (anexa IV),
- *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) – liliacul de amurg (anexa IV),
- *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) – pipistrelul lui Kuhl (anexa IV),
- *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839) – pipistrelul lui Nathusius (anexa IV),
- *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) – pipistrelul mic comun (anexa IV),
- *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825) – pipistrelul pitic (anexa IV),
- *Plecotus auritus* (Fischer, 1829)/*Plecotus austriacus* (Linnaeus, 1758) – liliacul urecheat brun/liliacul urecheat cenușiu (anexa IV),
- *Vespertilio murinus* (Linnaeus 1758) – liliacul bicolor (anexa IV),
- *Eptesicus serotinus* (Schreber 1774) – liliacul cu aripi late (anexa IV),
- *Hypsugo savii* (Bonaparte, 1837) – liliacul lui Savi (anexa IV).

Toate speciile de lilieci din România sunt protejate prin lege. Pentru protecția liliecilor au fost desemnate situri cu regim de protecție specială recunoscute la nivel european; Anexa II a Directivei Habitats 43/92/EEC (***, 1992) cuprinde 13 specii de chiroptere iar în anexa IV sunt cuprinse toate speciile de chiroptere din Europa).

Majoritatea speciilor de lilieci au înregistrat un declin major al populațiilor în a doua jumătate a secolului XX, în majoritatea țărilor din Europa. Motivele declinului populațiilor sunt aceleași care afectează și habitatele umede și forestiere din aria de studiu, ducând la degradarea sau la dispariția acestora (Adams și Hayes, 2008).

7.3.1. Importanța zonelor umede pentru chiroptere

Liliecii de apă sunt predictorii ai habitatelor umede calitative (Biscardi *et al.*, 2007; Langton *et al.*, 2009). Liliecii sunt considerați a fi indicatori sensibili ai mediului sălbatic și tendințele populațiilor lor pot reflecta schimbările climatice, calitatea apei și practicile agricole. Schimbările climatice și deteriorarea, fără precedent a habitatelor sunt problemele principale existente acum în ecologie. Simpla monitorizare a acestor factori este insuficientă, dacă luăm în considerare efectele lor asupra comunităților biologice complexe. Astfel, este important să identificăm taxonii bioindicatori, care arată răspunsuri măsurabile la schimbările climatice și pierderea habitatelor. Argumentele cercetătorilor, potrivit cărora liliecii au un enorm potențial bioindicator sunt reprezentate de: stabilitatea taxonomică, posibilitatea de monitorizare a tendințelor populaționale, posibilitatea de măsurare a efectelor pe termen scurt și lung asupra

populațiilor, precum și distribuția pe o suprafață mare a globului. Liliicii insectivori ocupă ultima verigă a lanțului trofic, ceea ce îi definește ca bioindicatori. Sensibilitatea la acumularea pesticidelor și altor toxine reprezintă un argument în plus pentru această calificare. Un declin în rândul populației de lilieci poate reflecta schimbări în speciile pradă de artropode. În concluzie, liliicii sunt folosiți ca bioindicatori ai calității habitatelor pe care le utilizează (Jones și colab., 2009).

Liliicii de apă din Europa (*Myotis daubentonii*, *Myotis dasycneme* și *Myotis capaccinii*) vânează aproape exclusiv în zone umede, unde insectele sunt pescuite de pe suprafața apei. Managementul habitatelor umede este crucial pentru acești specialiști. Trăsături specifice de micro-habitat pot afecta hrana disponibilă (insectele) și să determine calitatea zonelor umede. Astfel de trăsături sunt: lățimea cursului de apă, prezența copacilor (tufișurilor) care să mărginească cursul de apă (vegetația ripariană), calitatea apei (dată de fauna de insecte, ca bioindicatori), vegetația de la suprafața apei, precum și elemente de conexiune (tufișuri, copaci izolați, pâlcuri mici de copaci) între zonele de hrănire și adăpost.

Zonele umede asigură locuri de hrănire și de băut pentru lilieci, astfel aceștia se deplasează și până la 10 km de la adăpost la zona de hrănire, pentru găsirea celor mai potrivite zone de hrănire. În perioada formării coloniilor de naștere, prezența zonelor de hrănire cât mai aproape de adăpost este vitală pentru femelele care alăptează, astfel succesul reproductiv este asociat cu disponibilitatea apei. Liliicii formează colonii de naștere în adăposturi localizate aproape de surse de apă permanente (Adams și Hayes, 2008).

Reducerea suprafețelor de apă și poluarea apelor disponibile poate afecta diversitatea liliecilor direct, prin deshidratare sau prin efecte toxice sau indirect, prin modificarea numărului sau tipului de insecte care sunt disponibile. Calitatea apei este critică, liliicii pot muri dacă beau apă ce conține chimicale toxice (Lacki și colab, 2007). Arii cu densități mari ale insectelor reprezintă locuri de hrănire bune calitativ. În plus, liliicii pot rămâne loiali locurilor de hrănire specifice. Identificarea și menținerea siturilor de hrănire calitative este, prin urmare, importantă pentru conservarea liliecilor (Park și Cristinacce, 2006).

Activitățile antropice care afectează habitatele umede sunt: poluarea apei, drenaj, lucrări de amenajare hridrotehnică și ameliorare hidrologică care au modificat complet habitatele, peisajul și speciile de faună existente inițial, lucrări de desecare și asanare a terenurilor înmlăștinite și inundabile temporar în vederea folosirii lor pentru agricultură, folosirea pesticidelor, pășunat, fertilizare, sărăturare, eroziune, exploatarea de nisip și pietriș, intensificarea agriculturii (monoculturi mari, folosirea excesivă a chimicalelor, efectuarea lucrărilor numai cu utilaje și mașini), înmulțirea necontrolată a speciilor invazive, alterarea și distrugerea vegetației ripariene (***, 2007a).

7.3.2. Importanța habitatelor forestiere pentru chiroptere

Pădurile sunt habitate esențiale pentru lilieci, pentru asigurarea adăposturilor, a zonelor de hrănire pentru multe specii ale acestui ordin. Structura și suprafața habitatelor forestiere au suferit modificări radicale în ultimul secol pe tot mamapondul, inclusiv în România. Din cauza managementului forestier greșit, aplicat în ultimul secol pe scara mondială, habitatele forestiere au fost fragmentate în suprafețe de păduri de diferite dimensiuni și vârste, fapt care are un impact major asupra populațiilor de chiroptere (Bernard și Fenton, 2007; Mazurek și Zielinski, 2004).

Cele mai multe dintre pădurile din România au fost tăiate, pădurile care se regenerează dar care probabil că nu vor semăna niciodată cu cele care au fost tăiate, iar fragmente vechi care au rămas sunt de dimensiuni mici și izolate. Peisajele în care aceste fragmente de păduri seculare au rămas, diferă marcant de condițiile originale, încât valoarea lor ca habitate pentru multe specii de animale sălbatice, inclusiv lilieci, sunt necunoscute.

Lemnul mort și coronamentul heterogen al unei păduri sunt esențiale pentru populațiile de lilieci (Russo și Jones, 2003; Ulrich și colab., 2007). Studiile au arătat că fragmentele de păduri bătrâne păstrate, fără a se interveni prin management forestier general (care încă se aplică în România) sunt considerate habitate cheie pentru liliecii de pădure, în principal pentru speciile rare (*Barbastella barbastellus*, *Myotis bechsteinii*, *Myotis dasycneme*, *Myotis emarginatus*,), deoarece aceste fragmente sunt folosite intens de către lilieci (Zielinski și Gellman, 1999).

Activități antropice care afectează pădurile din aria de studiu sunt: fragmentarea și degradarea pădurilor, tăierea copacilor pentru cherestea (furtul), managementul forestier greșit aplicat încă în România (îndepărtarea lemnului mort, uniformizarea pădurilor, tăierea selectivă a copacilor bătrâni și a unor specii), împădurirea zonelor naturale sau seminaturale (fânețe, pășuni), împădurirea cu specii neindigene (salcâm, oțetar, cenușar, etc.), defrișare, exploatarea fără plantare, amenajări forestiere și tăieri în timpul formării coloniilor de naștere sau de hibernare, intensificarea agriculturii, campare, foc, scoaterea lemnului pentru foc, urbanizarea continuă, drumuri auto, depozitarea necontrolată a deșeurilor, cariere (***, 2007a).

7.3.3. Date bibliografice cu privire la chiroptere din RBDD/ROSCI0065 care sunt incluse în Anexa II a Directivei Habitate 43/92/EEC

7.3.3.1. *Barbastella barbastellus* (liliacul cârn, liliacul cu bot lat), Schreber, 1774

Statut de protecție

Lista Roșie IUCN: NT (aproape amenințat);

Cartea Roșie a Vertebratelor din România: vulnerabil;

Directiva Habitate: Anexele II și IV.

Barbastella barbastellus (figura 7.25) este rar în toată Europa. Este o specie vulnerabilă la nivel global, a căror populații au scăzut cu 30% în ultimii 15 ani. Este o specie care preferă pădurile bătrâne, adăpostindu-se sub scoarța arborilor fagilor sau stejarilor uscați, motiv pentru care își schimbă frecvent adăpostul (Boye și Dietz, 2005).



Figura 7.25. *Barbastella barbastellus* – liliacul cârn (foto: Viorel Pocora)

Descriere

Liliacul cârn are urechi sub 20 mm (cu 5-6 pliuri orizontale). Blana pe partea dorsală este negricioasă, mai deschisă la vârfuri. Lungimea antebrățului măsoară 36,5 – 44 mm (APLR, 2010).

Habitat

Trăiește în pădurile bătrâne, însă zonele de vânătoare cuprind habitate ripariene, pajiștile, tufișurile și liziera pădurilor. În adăposturile de vară, se asociază cu alte specii, precum *Myotis brandtii*, *Myotis mystacinus*, *Myotis nattereri* și *Plecotus auritus* (Boye și Dietz, 2005). *B. barbastellus* este specie de pădure, iar densitatea relativă a speciei este dependentă pozitiv de mărimea pădurii. Acest lucru confirmă și relația strânsă a speciei cu habitatele forestiere (Sierro, 2006).

Ecologie și comportament

Studiile nu evidențiază o preferință legată de un anumit tip de pădure. În Germania a fost observat în timp ce vâna deasupra apei. Coloniile de vară din scorburile copacilor sunt formate din 10-15 exemplare (Boye și Dietz, 2005).

Iarna se adăpostesc în peșteri sau grote, însă e posibil să hiberneze în fisurile copacilor și ale caselor vechi. Adăposturile de iarnă sunt situate la maxim 20 km de cele de vară (Boye și Dietz, 2005).

Distribuție în Rezervația Biosferei Delta Dunării

Barbastella barbastellus a fost identificat lângă Chilia - canal mărginit de pădure ripariană bătrână și în Pădurea Letea.

Identificarea speciei

Din punct de vedere al ecologației, emite alternativ două semnale diferite la frecvențe de 32-35 kHz, de tip 1, respectiv 42-43 kHz, de tip 2 (figura 7.26), (Ahlen & Baagøe, 1999; Barataud, 1999). În păduri, distanța de detecție este de 5 m (Barataud, 1999).

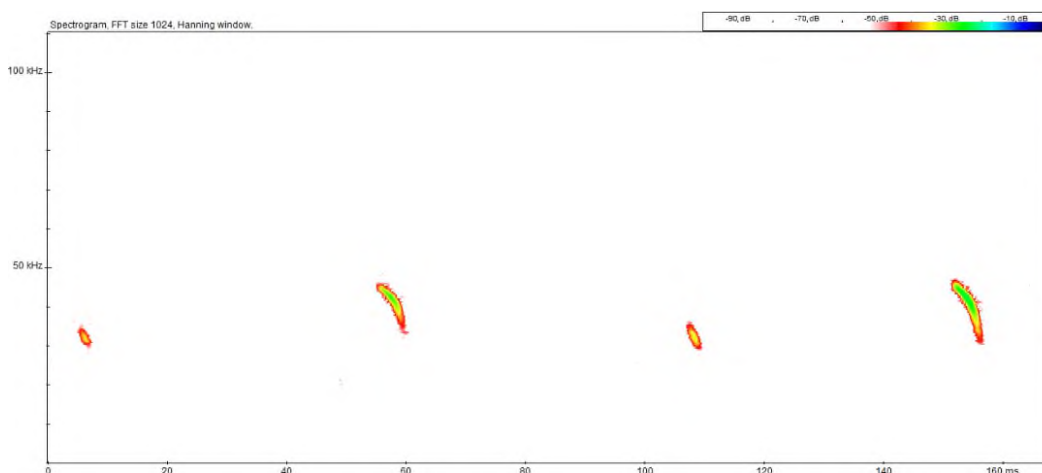


Figura 7.26. *Barbastella barbastellus* - sonogramă - semnale de ecolocație tip 1 și tip 2

7.3.3.2 *Myotis blythii* (liliacul mare comun, liliacul mare cu bot ascuțit, liliac mare cu urechi de șoarece), Tomes, 1857 și *Myotis myotis* (liliacul comun mic, liliacul mic cu urechi de șoarece, liliac mic cu urechi ascuțite), Borkhausen, 1797

Statut de protecție

Lista Roșie IUCN: LC (preocupare redusă);

Cartea Roșie a Vertebratelor din România: specie periclitată;

Directiva Habitare: Anexele II și IV.

În centrul și estul Europei, cele două specii au suferit un declin considerabil până în anii 1970 din cauza distrugerii adăposturilor, folosirii DDT-ului, a lidanului pentru tratarea lemnului și a fragmentării habitatelor. După anii 1980, populațiile celor două specii au devenit stabile, fiind chiar într-o ușoară creștere.

Speciile *Myotis myotis* și *Myotis blythii* sunt imposibil de diferențiat morfologic fără capturare și greu de diferențiat chiar și cu ajutorul detectorului de ultrasunete.

Descriere

Myotis blythii (figura 7.27) este un liliac de talie mare. Are dimensiunea antebrațului între 50,5-62,1 mm, botul este masiv, urechile sunt înguste (<16 mm), având sub 24,5 mm (21-24,3 mm) lungime. Abdomenul este de obicei de un alb mai strălucitor decât la *Myotis myotis*. O parte a exemplarelor au un smoc de păr albicios între urechi (Dietz și Helversen, 2004; APLR, 2010).

Myotis myotis este de asemenea un liliac de talie mare. Are dimensiunea antebrațului între 55,0-67,8 mm, botul este masiv, urechile sunt late (>16 mm), având peste 24,5 mm (24,4-27,8 mm) lungime. Tragusul este lat la bază și prezintă, în general, o mică pată întunecată în vârf (Dietz și Helversen, 2004; APLR, 2010).



Figura 7.27. *Myotis blythii* – liliacul mare comun (foto: Viorel Pocora)

Habitat

Coloniile mari sunt formate în apropierea pădurilor extinse de *Fagus sylvatica* și *Quercus* sp. Preferă habitatele forestiere cu multe zone deschise, cu puțină vegetație (pășuni sau pajiști), fiind dependent de aceste zone pentru a vâna carabide (Audet, 1990).

În Elveția, *Myotis blythii* vânează pe pajiști și pășuni proaspăt cosite, unde liliecii pot prinde hrana chiar și de pe sol. *M. blythii* vânează în păduri (98% din timpul dedicat hrănirii), cu o preferință semnificativă pentru pădurile de foioase (Rudolph et al., 2009).

Vânează deasupra pajiștilor, pășunilor, în poieni, deasupra tufărișurilor, la marginea pădurii, la o distanță de până la 10 km față de adăpost.

Ecologie și comportament

În lunile noiembrie-martie, speciile formează colonii mixte în adăposturi subterane, peșteri, mine, pivnițe, grote, dar și în firide. Coloniile de naștere se găsesc cu precădere în podurile caselor sau în peșteri.

Distanța cea mai mare parcursă în timpul migrației de *Myotis blythii* este de 436 km, fiind considerată o specie cu migrații pe distanțe medii. Distanța între adăposturile de hibernare, adăposturile de naștere și cele de vară este în general de 50 -100 km. În majoritatea cazurilor, adăposturile de hibernare importante stau în centrul rutelor de migrație (APLR, 2010).

Distribuție în Rezervația Biosferei Delta Dunării

Myotis myotis/Myotis blythii au fost identificate în localitățile Chilia, Sulina și Letea, în habitatele umede, în localități și în habitatele forestiere.

Identificarea speciei

Din punct de vedere al ecologației (figura 7.28), în spațiul deschis, banda de frecvență este foarte îngustă (45 -20 kHz), cu energia maximă la 27-29 kHz, emițând 9-11 pulsuri/sec, cu durata de 5-8 ms (Tupinier, 1997).

În habitat semi-deschis, banda de frecvență se întinde de la 50 la 25 kHz, cu vârful la 31-32 kHz, până la 35 kHz (Barataud, 1999, 2004, 2015) și durata de 5 ms. Ritmul este regulat și poate fi detectat, în spațiul deschis, de la 20 m distanță (Barataud, 1999).

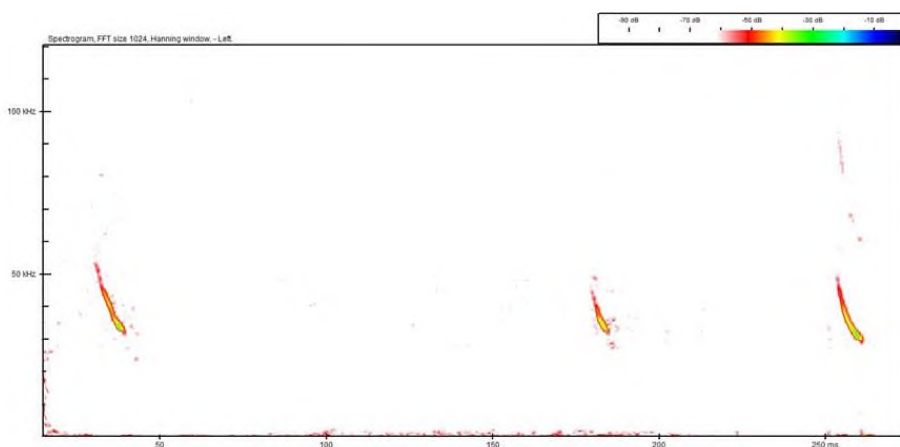


Figura 7.28. *Myotis myotis/Myotis blythii* – semnale de ecologație emise în spațiu semi-deschis (Chilia, iunie 2020)

7.3.3.3 *Myotis bechsteinii* (liliacul cu urechi mari), Kuhl, 1818

Statut de protecție

Lista Roșie IUCN: NT (aproape amenințat)

Cartea Roșie a Vertebratelor din România: periclitat

Directiva Habitats: Anexele II și IV.

Liliacul cu urechi mari (figura 7.29) este dependent de pădurile bătrâne. Practicile de silvicultură au redus populația speciei prin eliminarea arborilor bătrâni. Folosirea pesticidelor reprezintă un alt factor de periclitare prin reducerea disponibilității hranei.

Descriere

Este o specie de liliac de mari dimensiuni, cu urechi ce au pavilioane mari, lungi de peste 20 mm (aproximativ 21–26 mm), care atunci când sunt pliate în față depășesc cu aproape jumătate din lungime vârful. Antebrațul măsoară între 39–47 mm, iar marginea externă a urechii prezintă între 9–11 pliuri.

Habitat

Trăiește în pădurile bătrâne de foioase, în special de fag și de stejar, cu arbori scorburoși. Vânează în apropierea pădurilor și în habitatele deschise sau semideschise, pe lizieră, pe drumuri forestiere, uneori și pe pajiștile cosite, în zone ripariene (Barataud, 1999; Benda et al., 2003; Boye și Dietz, 2005).



Figura 7.29. *Myotis bechsteinii* – liliac cu urechi mari (foto: Viorel Pocora)

Ecologie și comportament

Hibernează în general solitar în perioada octombrie – martie, la temperaturi cuprinse între 3-7°C, prezentând un grad mai ridicat de toleranță față de temperatură. Pentru hibernare folosește scorburi, peșteri, galerii de mină sau beciuri.

Liliacul cu urechi mari este o specie sedentară, care frecvent schimbă adăposturi la nivel local.

Distribuție în Rezervația Biosferei Delta Dunării

Myotis bechsteinii a fost identificat în localitățile Chilia și Letea, în habitatele umede, în localități și în habitatele forestiere.

Identificarea speciei

Din punct de vedere al ecolocației, semnalele sunt emise la 45-50 kHz (figura 7.30). De regulă ritmul este regulat (Russ, 1999; Barataud, 2015). Durata emisiilor este de 2,5 – 4,3. FME este de 45-55 kHz, durata între pulsuri este de 80-120 ms, FT coborând până la 26-39 kHz (Vaughan și colab., 1997; Obrist și colab., 2004). Poate fi detectat de la 5 m distanță în păduri și de la 30 m în spațiu deschis.

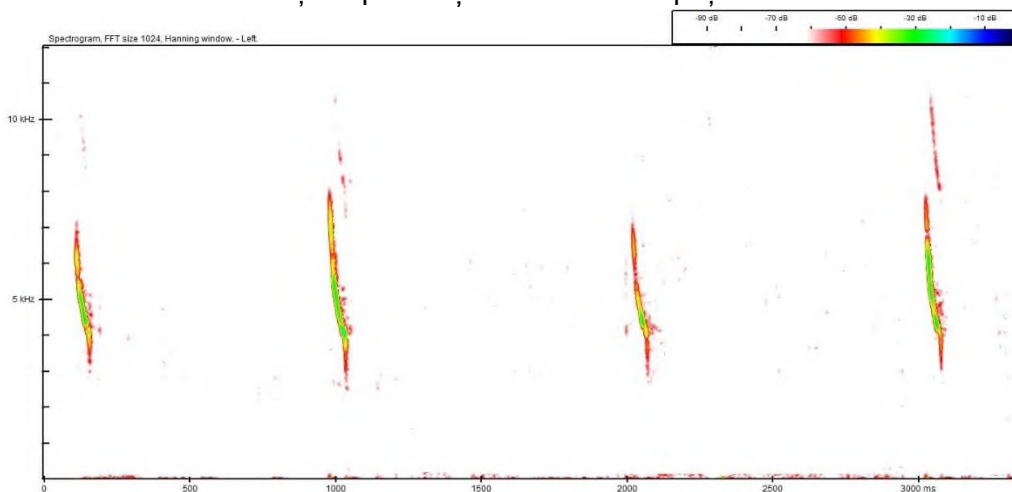


Figura 7.30 *Myotis bechsteinii* – semnale de ecolocație emise în spațiu semi-deschis, pe malul canalului (Chilia, iunie 2020)

7.3.3.4. *Myotis dasycneme* (liliacul de iaz, liliacul de baltă), Boie, 1825

Statut de protecție

Lista Roșie IUCN: NT (aproape amenințat)

Cartea Roșie a Vertebratelor din România: specie periclitată

Directiva Habitat: Anexele II și IV.

Myotis dasycneme este considerată a fi o specie amenințată pretutindeni, înregistrându-se un declin puternic în Europa de Vest. Liliacul de iaz este printre cei mai rari lilieci din Europa (Ciechanowski și colab., 2007). Liliacul de iaz este amenințat, în principal de pierderea și degradarea habitatelor acvatice. Principalele motive au fost distrugerea adăposturilor, tratarea structurilor de lemn din acoperișul clădirilor cu substanțe puternic toxice (în primul rând lindan), precum și pierderea sau fragmentarea habitatelor favorabile. În Europa sunt cunoscute puține adăposturi de maternitate, majoritatea fiind dispărute.

Descriere

M. dasycneme este o specie relativ mare ca dimensiune, cu un antebraț a cărui dimensiune depășește 42 mm (având de obicei între 43 – 49 mm) (Dietz și Helvesen, 2004). Caracteristic pentru identificarea speciei este tragusul mai scurt decât la celelalte specii de *Myotis*, lățimea fiind constantă pe toată lungimea sa, nefiind ascuțit

la vârf. Membrana cozii prezintă dedesubt, de-a lungul picioarelor, până la pinten, fire de păr fine, albicioase (Dietz și Helversen, 2004).



Figura 7.31. *Myotis dasycneme* – liliac de iaz (foto: Viorel Pocora)

Habitat

Liliacul de iaz este specie predominant silvicolă, în prezent populează și zone perturbate antropic, preferă pajiștile și pădurile bogate în cursuri de apă și mlaștini. Ca zone de vânătoare, frecventează eleșteie, lacuri, canale, râuri, fluvii. S-a observat că preferă cursurile de apă mai late de 10 m. Apele cu un grad mare de acoperire de plante acvatice sunt evitate. În Olanda, canalele care nu sunt mărginite de copaci sunt mai atractive, decât cele mărginite de arbori (Mostert, 1997).

Ecologie și comportament

De obicei coloniile de vară au mai puțin de 100 de exemplare, dar pot ajunge și până la 500 de exemplare. În adăposturile de hibernare se adăpostesc de obicei în jur de 10 exemplare, mai rar pot ajunge până la 200 exemplare (maxim 700). Majoritatea coloniilor de naștere sunt localizate în clădiri, în poduri mari și încălzite. Uneori folosesc și scorburile în perioada de vară. Iarna, cel mai adesea hibernează în adăposturi subterane. Liliacul de iaz este migrator parțial, de regulă se deplasează de la adăpostul de vară la cel de iarnă și invers, călătorind peste 100 km.

Distribuție în Rezervația Biosferei Delta Dunării

Myotis dasycneme a fost identificat în timpul hrănirii pe Lacul Merhei.

Identificarea speciei

Frecvența de emisie este de 35 kHz cu banda de frecvență lată (60-24 kHz), rata de repetiție este mai scăzută decât la celelalte specii de *Myotis*, intervalul între pulsuri fiind de 110 ms, în zbor drept, în loc de 90 ms. Când zboară în spațiu deschis, deasupra unei ape *M. dasycneme* emite o porțiune fqc la mijlocul pulsului, care este ușor de auzit pe heterodin, la 35 kHz (Ahlen și Baagøe, 1999).

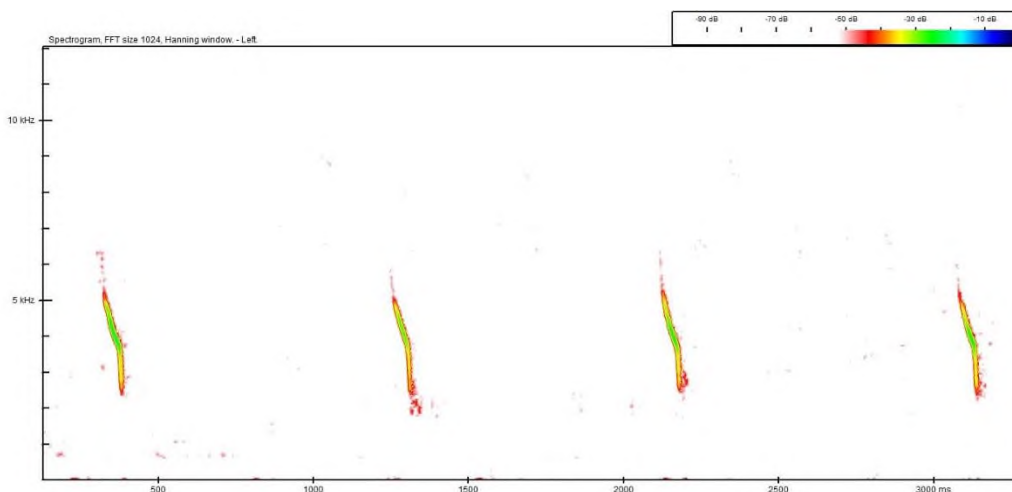


Figura 7.32 *Myotis dasycneme* – semnale de ecolocație emise în spațiu deschis (Lacul Merhei, iulie 2008)

BIBLIOGRAFIE

1. Abramov A.V., Kranz A. & Maran T., 2016. *Vormela peregusna*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2016: e.T29680A45203971. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T29680A45203971.en>.
2. Adams R. A. & Hayes M. A., 2008. Water availability and successful lactation by bats on related to climate changes in arid regions of western North America. *Journal of Animal Ecology*, 77: 1115-1121.
3. Ahlen I., Baagøe H.J., 1999. Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe: experiences from field identification, surveys and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1(2): 137-150.
4. Alexe V., 2013. Mamifere de interes comunitar din RBDD. , în Doroftei M. et Covaliov S. (ed.), "Manual de ... Delta Dunării" – Ghid pentru personalul de teren al Administrației Rezervației Biosferei Delta Dunării și Gărzii de Mediu. Editura C.I.T.D.D. Tulcea. ISBN: 978-973-88117-4-4.(Pp. 419-436).
5. Arlettaz, R., Godat, S., Meyer H., 2000. Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). *Biological Conservation*, 93: 55-60.
6. Audet D., 1990. Foraging behavior and habitat use bt a gleaning bats, *Myotis myotis* (CHIROPTERA:VESPERTILIONIDAE). *Journal of Mammalogy*, v. 7(3): 420-427.
7. Barataud M., 1999. Ballades dans l'in audible. Identification acoustique des chauves-souris de France. Sitelle, Mens, 51 p.
8. Barataud M., 2004. Acoustic variability, and identification possibilities for seven European bats of the genus *Myotis*. *Le Rhinolophe* 17: 43-62.
9. Barataud M., 2015. *Acoustic ecology of european bats*. Species identification, study of their habitats and foraging behavior. Biotope Editions Publications scientifiques du Museum national d'Histoire naturelle, 350 p.
10. Batbold, J., Batsaikhan, N., Shar, S., Hutterer, R., Kryštufek, B., Yigit, N., Mitsainas, G. & Palomo, L. 2021. *Castor fiber* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2021: e.T4007A197499749. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T4007A197499749.en>.
11. Benda P., Ivanova T., Horacek V., Cerveny J., Gaisler J., Gueorguieva A., Petrov B. & Vohralik V., 2003. Bats (*Mammalia: Chiroptera*) of the Eastern Mediterranean. Part 3. Review of bat distribution in Bulgaria. *Acta Soc. Zool. Bohem.* ISSN 1211-376X, 67: 245-237.
12. Bernard E. & Fenton M. B., 2007. Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarem, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation*, 134: 332-343.
13. Biscardi S., Russo D., Casciani V., Cesarini D., Mei M., Boitani L., 2007. Foraging requirements of the endangered long-fingered bat: the influence of micro-habitat,

- structure, water quality and prey type. *Journal of Zoology*, 273: 371-381.
14. Botnariuc N., Tatole Viorica (editori). – 2005 - Cartea Roșie a vertebratelor din România. București. 260 p (capitolul de mamifere realizat de Murariu D.).
15. Boye P., Dietz M., 2005. Development of good practice guidelines for woodland management for bat. *English Nature Research Reports*, nr. 661:19,36.
16. Ciechanowski M., Sachanowicz K. & Kokurewicz T., 2007. Rare or underestimated? – the distribution and abundance of the pond bat (*Myotis dasycneme*) in Poland. *Lutra* 2007, 50. 2: 107-134.
17. Coroiu I. & Vohralík V., 2008. *Mesocricetus newtoni*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2008: e.T13221A3421872. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T13221A3421872.en>.
18. Dietz C. & Helversen O. V., 2004 – *Illustrated identification key to the bats of Europe*. Tuebingen and Erlangen (Germany), 72 p.
19. Dragomir, N. I., Kiss J. B. - 1972 - Probleme ale cercetării cinegetice în Delta Dunării. Simpozionul "Noi orientări în cercetarea cinegetică". Academia R.S.R., Academia de Științe Agricole și Silvici. București. 58 – 73.
20. Fülöp T., Márk-Nagy J., 2011. New occurrence of the Eurasian Beaver (*Castor fiber* Linnaeus, 1758) on the Someș river. Satu Mare – Studii și Comunicări Seria Științele Naturii Vol XIII (2012) pp: 35-41.
21. Georgescu, 1994 citat în Macdonald, S. M. and Mason, C. F., 1994. *Status and conservation needs of the otter (Lutra lutra) in the western Palearctic*. Nature Environment, Council of Europe, Strasbourg.
22. Gherman C.M., Sándor A.D., Kalmár Z., Marinov M.E., Mihalca A.D., 2012. First report of *Borrelia burgdorferi sensu lato* in two threatened carnivores: the Marbled polecat, *Vormela peregusna* and European mink, *Mustela lutreola* (Mammalia: Mustelidae). BMC (BioMed Central) Infectious Diseases. 8 : 137.
23. Halley D., Rosell F., Saveljev A., 2012. Population and Distribution of Eurasian Beaver (*Castor fiber*). *Baltic Forestry* 18(1): 168-175.
24. Hamar M., Șutova M., 1966. Neue Daten über die geographische Veranderlichkeit der Gattung *Mesocricetus* Nehring, 1898 (Glires, Mammalia). *Zeitschrift für Säugetierkunde*. 31 : 237-251.
25. Hegyeli Z. & Kecskés A., 2014. The occurrence of wild-living American Mink *Neovison vison* in Transylvania, Romania. *Small Carnivore Conservation*, 51 : 23–28.
26. Hegyeli Z., 2020. *Spermophilus citellus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T20472A91282380. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T20472A91282380.en>. Downloaded on 19 May 2021.
27. Ionescu O., Ionescu G., 1994. The otter from the Danube Delta to the Carpathian mountains in Romania. In: Seminar on th Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Leeuwarden, the Netherlands, 7-11 June 1994, pp.66-68. Council of Europe, Strasbourg.
28. Ionescu G., Ionescu O., Pașca C., Sîrbu G., Jurj R., Popa M., Vișan D., Cazacu C., Scurtu M., Popescu I., 2010. Monografia castorului în România. Editura: Silvică,

- ISBN 978-606-8020-09-9. București.
29. Ionescu O., Ionescu G., Jurj R., Cazacu C., Adamescu M., Cotovelea A., Pașca C., Popa M., Mirela I., Sîrbu G., Chiriac S., Pop M., Attila Ș. și Deju R., 2013. Ghid sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România. Editura: Silvică, ISBN: 978 - 606 - 8020 - 37 - 2.
 30. Jones G., Jacobs D. C., Kunz T. H., Willig R. & Racey P. A., 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8: 93-115.
 31. de Jongh A. W. J. J., Tokar G. A., Matvyeyev A. S., de Jong T. & de Jongh-Nesterko L. (E.) V., 2007: European mink (*Mustela lutreola*) still surviving in Ukrainian deltas of the Danube and Dniester. Short note. *Lutra* 50. 1 : 49 – 52.
 32. Kiss J.B., Marinov M., Alexe V., 2012. Hódító nyuszt és lenyúzott hód - Négylábú jövevények a Duna-Deltában. Vadon. 1 : 8-12.
 33. Kiss J. B., Doroșencu A., Marinov E. M., Alexe V., Bozagievici R. 2012a. Considerations regarding the occurrence of the Eurasian Beaver (*Castor fiber*) in the Danube delta (Romania). Scientific Annals of the Danube Delta Institute. Tulcea. 18 : 49-56.
 34. Kiss J. B., Doroșencu A., Marinov M. jr., Alexe V., 2013. Brebul (*Castor fiber*) în Delta Dunării: Prezent și perspective de viitor. Silvicultură și Cinegetică. 18 : 32 : 144-149.
 35. Kiss J. B., Doroșencu A., Marinov M., Alexe V., Sándor D. A., 2014. Euroasian Beaver (*Castor fiber* L., 1758), Pin Marten (*Martes martes* L., 1758), Stone Marten (*Martes foina* / Erxleben, 1777) in the Danube Delta (Romania). Beiträg zur Jagd & Wildforschung. 347 – 355.
 36. Kranz A., Polednik L., Gotea V. – 2001 – Conservation of the European Mink (*Mustela lutreola*) in the Danube Delta. Background information and project plan. INCDDD. Analele Științifice. 124 – 129.
 37. Kranz A., Toman A., Kiss J. B. – 2003 – The European Mink in the Danube Delta – Distribution – Habitats – Threats. *International Conference on the Conservation of the European Mink* – 5 – 8 November 2003, Logrono – Spania. 24 – 25.
 38. Kranz A., Toman A., Polednikova Katerina, Polednik L., Kiss J. B. – 2004 – Distribution, status and conservation of the European Mink (*Mustela lutreola*) in the Danube Delta. INCDDD. Analele Științifice. 38 - 44.
 39. Kranz A., Toman A., Kiss J. B., Marinov M. jr. – 2005 – European mink research: results of the spring 2004 expedition. INCDDD. Analele Științifice. 42 - 44.
 40. Kryštufek B., Vohralik V., Obuch J., 2009. Endemism, vulnerability and conservation issues for small terrestrial mammals from the Balkans and Anatolia. *Folia Zoologica*. 58: 91-302.
 41. Lacki M. J., Hayes J. P., Kurta A., 2007. *Bats in Forests: Conservation and Management*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 329 p.
 42. Langton S. D., Briggs P. A. & Haysom K. A., 2009. Daubenton's distribution along rivers – developing and testing a predictive model. *Aquatic Conservation Marine and Research and Freshwater Ecosystems* (www. Interscience.wiley.com), 10 pp.
 43. MacDonald, D., W., Barrett, P., 1993. Mammals of Europe. Priceton field guides.

- Princeton University Press. Princeton and Oxford. Printed and bound in Hong Kong. 312.
44. Maran, T., Skumatov, D., Abramov, A.V. & Kranz, A. 2016. *Mustela eversmanii*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T29679A45203762. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T29679A45203762.en>
45. Maran, T., Skumatov, D., Gomez, A., Pödra, M., Abramov, A.V. & Dinets, V. 2016a. *Mustela lutreola*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T14018A45199861. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T14018A45199861.en>.
46. Marinov M. jr., 2011: Manual de management al nurei europene (*Mustela lutreola*) în Rezervația Biosferei Delta Dunării – România. SE Europe. DanubeParks. INCDDD Tulcea. Ed. CITDD. Tulcea.
47. Marinov M. E., Kiss J. B., Toman A., Polednik L., Alexe V., Doroftei M., Dorosencu A., Kranz A., 2012: Monitoring of European Mink (*Mustela lutreola*) in the Danube Delta Biosphere Reserve – Romania, 2003-2011. Current status and setting of goals for the European Mink conservation. **Scientific Annals of the Danube Delta Institute**. **18** : 69 – 74.
48. Marinov M., Dorosencu A., Kiss J.B., Alexe V., 2016. Nurca europeană din Rezervația Biosferei Delta Dunării. Revista Știință & Tehnică, Ed. Science & Technology Press, București, octombrie 2016. 60: 102 – 105.
49. Mazurek M. J. & Zielinski W., 2004. Individual legacy trees influence vertebrate wildlife diversity in commercial forests. *Forest Ecology and Management*, 193: 321-334.
50. Mostert K., 1997. Meervleermuis *Myotis dasycneme* (Boie, 1825) in (Limpens H. K. Mostert & W. Boongers (coord.)): Atlas van der Nederlandse vleermuizen. Onderzoek naar verspreiding en ecologie. K. N. N. V., Vitgeverij: 124-150.
51. Murariu, D., Munteanu, D., 2005. Fauna României. *Mammalia. Carnivora*. Editura Academiei României. București. 16 . 5 : 129 – 135.
52. Nagy, Z. L., Postawa, T., 2010 - Seasonal and geographical distribution of cave-dwelling bats in Romania: implications for conservation. *Animal Conservation*, 1-13.
53. Nolet B.A., Baveco J.M., 1996. Development and viability of a translocated beaver *Castor fiber* population in the Netherlands. *Biological Conservation*. 75: 125 – 137.
54. Obrist M. K., Boesch R., Flückiger P. F., 2004. Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia* 68 (4): 307-322.
55. Oltean M., Kalmár Z., Kiss J.B., Marinov M., Alexe V., Sándor A.D., Domșa C., Gherman C.M., Boireau P., Cozma V., Mihalca A.D., Rosenthal B.M. , 2014. European Mustelids Occupying Pristine Wetlands in the Danube Delta are Infected with *Trichinella* Likely Derived from Domesticated Swine. *Journal of Wildlife Diseases*. *Journal of Wildlife Diseases*: October 2014, Vol. 50, No. 4, pp. 972-975.
56. Oțel V., Ciocîrlan V. , Fedorchenko A., Kiss J. B., Murariu D. Nițu E., Rákossy L., Ruicănescu A., Sárkány A., Sârbu I., Szabó L., Török Zs., 2000. Lista Roșie a

- speciilor de plante și animale din Rezervația Biosferei Delta Dunării, România. Editura Aves. Odorheiu Secuiesc. 4 – 132.
57. Park K. J. & Cristinacce A. 2006. Use of sewage treatment works as foraging sites by insectivorous bats. *Animal Conservation*, 9: 259-268.
 58. Pocora, I. & Pocora V., 2007. Abundance and habitat use of bat (*Chiroptera*) species in the Letea (Danube Delta). *Sc. Annals of DDI*, Tulcea, 14.
 59. Pocora I. E. & Pocora V., 2012. *Ghid practic pentru identificarea liliecilor cu ajutorul sonogramelor*. Ed. Univ. „Al. I. Cuza”, Iași, 211 p.
 60. Popescu A., Murariu D., 2001. Fauna Romaniei, Mammalia, Rodentia. Editura Academiei Romane, București. Vol.16, pag. 1-214.
 61. Roos, A., Loy, A., de Silva, P., Hajkova, P. & Zemanová, B. 2015. *Lutra lutra*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T12419A21935287. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12419A21935287.en>. Downloaded on 29 April 2021.
 62. Rudolph B-U., Liegl A., Helversen von O., 2009. Habitat selection and activity patterns in the greater mouse-eared bat *Moyits myotis*. *Acta Chiropterologica*, 11(2): 351-361.
 63. Russ J., 1999 – *The bats of Britain and Ireland. Echolocation Calls, Sound Analysis and Species Identification*. Alana Books, ISBN 0 9536049 0 X, 80p.
 64. Russo B., Jones G., 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediteranean and determinated by acoustic surveys : conservations implications. *Ecography* 26: 197-209.
 65. Russo D., Cistrone L., Jones G., 2007. Emergence time in forest bats: the influence of canopy closure. *Acta Oecologica*, 31:119-126.
 66. Sandor A.D., Marinov M., 2016. Predation by stone marten (*Martes foina*) on European mink (*Mustela lutreola*). *North-Western Journal of Zoology. Correspondence – Notes*, Oradea, Romania, 2016, 12 (2):405-407.
 67. Sierro A., 2006. Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *Journal of Zoology*, v. 248(4): 429-432.
 68. Tăbăran F., Sándor D.A., Marinov M., Cătoi C., Mihalca A.D., 2013. *Alaria alata* Infection in European Mink. *Emerg Infect Dis*. 19. 9 : 1547 – 1549. [Internet]. 2013 Sep [date cited]. <http://dx.doi.org/10.3201/eid1909.130081>.
 69. Tupinier Y., 1997 – *European bats: their world of sound*. Société Linéenne de Lyon 33, rue Bosset, F – 69006 Lyon, 132p.
 70. Ulrich W., Sachanowicz K. & Michalak M., 2007. Environmental correlates of species richness of European bats (*Mammalia: Chiroptera*). *Acta Chiropterologica*, 9(2): 347-360.
 71. Vaughan N., Jones G., Haris S., 1997. Identification of british bat species by multivariate analysis of echolocation call parameters. *Bioacustics The International Journal of Animal Sound and its Recording*, 7: 189-207.
 72. Weber, 1994 citat în Macdonald, S. M. and Mason, C. F., 1994. *Status and conservation needs of the otter (Lutra lutra) in the western Palearctic*, *Nature Environment*, 67, Strasbourg.

73. Zielinski W. J., Gellman S. T., 1999. Bat use of remnant old-growth redwood stands. *Conservation Biology*, USA, 13 (1): 160-167.
74. APLR, 2010 (Asociația pentru Protecția Liliecilor din România (APLR), 2010 – Determinatorul speciilor de lilieci (Chiroptera) din România – ghid practic. 48 p, ISBN 978-973-1979-07-6.
75. ***, 1979a. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats - the Bern Convention. Downloaded on 12 April 2021.
76. ***, 1979b. The Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals - CMS / Bonn Convention – (<http://www.cms.int>).
77. ***, 1992. Directivei Consiliului European nr.92/43/1992 privind conservarea habitatelor naturale, faunei și florei sălbatice (Habitat Directive).
78. ***, 1994. Legea nr. 58 din 1994 pentru ratificarea Convenției privind diversitatea biologică, semnată la Rio de Janeiro la 5 iunie 1992.
79. ***, 2007. Ordonanța de urgență a Guvernului României nr. 57/20.06.2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice Monitorul Oficial al României. Nr. 44229/06.2007.
80. ***, 2007a. Ordinul Ministrului 776/2007 privind declararea siturilor de importanță comunitară ca parte integrantă a rețelei ecologice europene Natura2000 în România.
81. ***, 2018. <https://www.eionet.europa.eu/article17/species/progress/?period=5&group=Mammals&%20conclusion%20=overall+assessment>.
82. ***, 2012. Administrația Rezervației Biosferei Delta Dunării. Informare de Presă din 10.02.2012. (<http://www.ddbra.ro/media/file/ARBDD-informare%20castor-10febr2012.pdf>).

ZOONOZE PARAZITARE ÎNTÂLNITE ÎN DELTA DUNĂRII

Ștefan RĂILEANU

8.1. Introducere

Zoonozele sunt boli transmisibile natural între animale vertebrate și om; în funcție de sensul în care se realizează transmisia se diferențiază antropozoonozele care sunt boli ale animalelor transmisibile la om, respectiv zooantropozoonozele, care afectează în mod normal omul, dar pot fi transmise la animale.

Particularitățile geo-morfo-climatice și bio-ecologice ale Deltei Dunării fac din această regiune un teren fertil zoonozelor parazitare. Dintre acestea, cu impact crescut asupra sănătății omului enunțăm criptosporidioza și toxoplasmoza dintre protozooze, trematodozele (fascioloza și schistosomoza - dermatita cercariala), cestodozele (teniaza, dipilidioza, himenolepidiaza și difilobotrioza), respectiv nematodozele, dintre care cele mai importante sunt trichineloza, ancilostomoza, toxocaroza, strongiloidoza și dirofilarioza. În cele ce urmează sunt prezentate succint fiecare dintre aceste zoonoze (Leav și colab., 2003).

8.2. Criptosporidioza

Este o protozooză zoonotică ce afectează peștii, amfibienii, reptilele, păsările și mamiferele. Este raportată la om în peste 95 țări de pe toate continentele, exceptând Antarctica. Se transmite la om prin consumul de apă contaminată și este plasată de către Organizația Mondială a Sănătății pe locul cinci printre cei mai importanți 24 de paraziți transmisibili prin alimente (Leav și colab., 2003).

Etiologie

Genul *Cryptosporidium* este încadrat în familia *Cryptosporidiidae*, ordinul *Eucoccidiorida*, fiind un protozoar coccidian. Studiile moleculare au identificat o gamă largă de specii și genotipuri de *Cryptosporidium* la animale, dintre care multe nu afectează omul. Totuși, aproximativ 20 de specii și genotipuri sunt raportate la om, dintre care cele mai importante sunt *C. hominis*, *C. parvum* și *C. meleagridis*.

Transmitere

Bovinele și păsările sunt considerate rezervoarele cele mai comune ale paraziților; aceste specii contaminatează sursele de apă și alimentele, în special cele

vegetale, cu oochisturi de *Cryptosporidium* spp. Transmiterea la om se realizează prin consumul de alimente și apă contaminate sau prin contactul între persoane infectate, respectiv purtătoare asimptomatice. Alimentele contaminate sunt o sursă de transmitere începând chiar de la locul de producție, unde culturile pot fi contaminate prin administrarea de gunoi de grajd pe suprafețele respective, prin apa de irigare contaminată sau prin intermediul mâinilor muncitorilor agricoli. Ulterior, alimentele pot fi contaminate în orice moment în procesul de distribuție sau preparare de către diverși manipulatori. Fructele și legumele crude sunt sursele primare de transmitere, dar îmbolnăvirea poate fi asociată și cu laptele nepasteurizat sau carnea crudă. Apa contaminată (potabilă sau cea de agrement - piscine contaminate fecaloid, accidental) este implicată, de asemenea, în transmiterea indirectă a infecției la om.

Consecutiv transmiterii, oochisturile ingerate eliberează sporozoiți, care se vor atașa și vor invada celulele epiteliale intestinale, cu predilecție pentru jejun și ileonul terminal.

Epidemiologie

Criptosporidioza este o zoonoză cosmopolită. În țările în curs de dezvoltare evoluează endemic afectând tineretul animalelor de fermă, mamiferele și păsările. La om infecția este cauza cea mai comună a diareei persistente la copii. În țările dezvoltate evoluează ca focare sporadice. Persoanele cu stări de imunodeficiență, cu cauze variate, sunt cele mai susceptibile la această infecție și prezintă cele mai severe forme de boală.

La animale, este receptiv tineretul, la care boala evoluează în general după 7-45 zile de la fătare.

Manifestări clinice

Diareea apoasă este cel mai caracteristic simptom, atât la animale cât și la om. Este adesea asociată cu durerile abdominale, iar ocazional cu febră, vomituri, inapetență, greață și stare generală alterată. Simptomele debutează uzual la aproximativ 5 zile după contaminare, dar manifestările pot debuta și întârziat, până la 2 săptămâni post-infestare. La pacienți imunosupresați infecția poate îmbrăca forme grave, cu morbiditate crescută și chiar mortalitate.

Diagnostic

Atât la oameni cât și la animale, metoda standard de diagnostic utilizează colorația Ziehl-Nielsen modificată (colorația Kinyoun), ce permite evidențierea oochisturilor de *Cryptosporidium* în fecale. Testul trebuie solicitat în mod specific, întrucât nu intră în diagnosticul coproparazitologic de rutină. Se practică și diagnosticul serologic, fiind disponibile kit-uri comerciale pentru depistarea coproantigenelor de *Cryptosporidium*.

Tratament

În medicina veterinară se folosește halofuginona (Halocur), soluție orală pentru viței, în doză de 100 µg/kg corp/zi, administrându-se 2 ml Halocur/1- kg corp/zi, 7 zile consecutive. Se folosește și paromomicina (Gabbrovet) soluție pentru vițeii pre-rumegători și purcei, în doză de 17500-35000 UI/kg corp/zi (1.25-2.5 ml/10 kg corp) la vițel și 17500-28000 UI/kg corp/zi (1.25-2.0 ml/10 kg corp) la purcel, 3-5 zile la ambele specii.

La om, paromomicina și nitazoxanidul au demonstrat o oarecare eficiență clinică, iar azitromicina în combinație cu paromomicina au efect demonstrat (Una și colab., 2014).

Prevenție

Datorită pierderilor economice la animale cauzate de mortalitate, întârzieri în creștere, costurile medicamentelor și asistența sanitară-veterinară, se impune controlul surselor de apă din ferme, cu asigurarea apei potabile, de la rețea, pentru adăparea animalelor. O atenție crescută se acordă și furajării, fiind necesare furaje de calitate, recoltate de pe suprafețe pe care gunoiul de grajd a fost administrat după bio-termo-sterilizarea acestuia.

Se aplică măsuri de îndepărtare mecanică a fecalelor din grajduri, asociate cu dezinfecția adăposturilor, cu accent pe boxele de fătare.

8.3. Toxoplasmoza

Este o protozooză zoonotică majoră ce afectează toate animalele homeoterme, cu evoluție în general asimptomatică la animale, dar cu importanță socială, medicală și economică crescută la om, la care poate determina toxoplasmoza oculară, avort, infertilitate sau malformații congenitale la copii.

Etiologie

Boala este produsă de protozoarul *Toxoplasma gondii*, care infectează mamiferele și păsările.

Este un parazit intracelular cu ciclu biologic indirect, heteroxen. Felinele sunt gazde definitive (GD), parazitul multiplicându-se sexuat în intestinul acestora la nivelul enterocitilor. Restul mamiferelor terestre și acvatice, inclusiv omul și păsările, sunt gazde intermediare (GI), unde parazitul se multiplică asexuat în celulele nucleate ale corpului.

Pe parcursul derulării ciclului biologic al *T. gondii*, se diferențiază trei etape de dezvoltare care pot infecta celulele gazdei: (i) tachizoitul, o formă de multiplicare rapidă care se găsește în mod caracteristic în infecțiile acute, localizat în pseudochisturi; (ii) bradizoitul (o formă de multiplicare lentă, caracteristică infecției cronice și care este prezent în chisturile tisulare); (iii) sporozoitul, care se eliberează din oochisturile

sporulate în intestinul gazdei definitive în timpul reproducerii sexuate și este eliberat în oochisturi prin fecalele felinelor (Gherman, 2020).

Epidemiologie

Este o parazitoză cosmopolită ce afectează toate animalele cu sânge cald. Prevalența infecției la om poate depăși 60% în diferite regiuni geografice. În regiunile cu climat cald, umed și altitudini mai mici, infecția înregistrează o prevalență crescută întrucât oochisturile supraviețuiesc mai bine în astfel de condiții geo-climatice.

Manifestări clinice

Manifestările clinice sunt direct proporționale cu gradul de afectare al țesuturilor, severitatea bolii (numărul de tachizoți dezvoltati) și reactivitatea imună a gazdei. În general, la animalele adulte cu un sistem imun echilibrat, infecția evoluează subclinic. La animalele tinere și la cele imunocompromise, tachizoiții dezvoltati sistemic sunt responsabili de leziunile de pneumonie interstițială, meningoencefalomielită, corioretinită, miocardită, necroză hepatică, limfadenopatie și miozită, cu simptome aferente ce includ febră, diaree, tuse, dispnee, icter, convulsii și moarte. La scroafele și rumegătoarele gestante pot apărea avorturi sau fătări de produși cu malformații congenitale.

La om, în infecția acută apare febra, iar la femeile gravide, avortul. Alte manifestări clinice ce însoțesc toxoplasmoza umană țin de sfera oculară sau neurologică.

Diagnostic

Intra-vitam, la animale se practică diagnosticul serologic, iar post-mortem prin metode histologice, moleculare și bioteste pe animale de laborator.

Tratament

La animale, tratamentul toxoplasmozei este rareori justificat, în special la animalele de fermă la care nu se practică uzual diagnosticul infecției. La pisici, în forma intestinală a bolii, diagnosticată cât mai curând posibil după suspectarea infecției, se pot folosi coccidiostatice, respectiv sulfadiazina (15–25 mg/kg) și pirimetamina (0,44 mg/kg) care acționează sinergic. Coccidiostaticele de tipul toltrazurilului, ponazurilului și diclazurilului pot fi administrate pentru a trata toxoplasmoza intestinală acută, având ca efect reducerea eliminării oochisturilor de către pisici.

Diaminodifenilsulfona, atovaquona și spiramicina, pot fi, de asemenea, administrate pentru a trata toxoplasmoza sistemică. Clindamicina este tratamentul de elecție pentru câini și pisici, administrat în doză de 10–40 mg/kg și, respectiv, 25–50 mg/kg, timp de 3–4 săptămâni. În formele sistemice, cu dezvoltarea bradizoților, nu există un tratament eficient.

Prevenție

Prevenția vizează evitarea contaminării omului, a animalelor de companie, dar și a altor specii și categorii de animale. Măsurile generale de igienă personală, precum spălarea mâinilor cu săpun după contactul cu produsele de origine animală previne infecția la om. Igienizarea suprafețelor din abatoare, din unitățile de prelucrare a laptelui sau bucătăria personală, cu apă fierbinte, distruge structurile potențial infectante ale parazitului. Pregătirea termică corespunzătoare a cărnii, la minim 67°C, și evitarea gustării cărnii în timpul gătirii sau condimentării, protejează omul. Laptele se consumă doar pasteurizat. Legumele trebuie spălate bine înainte de consum, deoarece este posibil să fi fost contaminate cu fecale de pisică. Mănușile trebuie purtate obligatoriu în timpul grădinăritului. Femeile însărcinate trebuie să evite contactul cu așternutul pentru pisici, pământul și carnea crudă. Pisicile trebuie hrănite numai cu alimente uscate, conservate sau gătite. Litiera pisicilor trebuie golită zilnic și igienizată, de preferință nu de către o femeie însărcinată (Moré, 2021).

8.4. Fascioloza

Este o trematodoză hepatică ce afectează ierbivorele, caracterizată printr-o evoluție obișnuit cronică, uneori exprimată acut prin tulburări hepatice și metabolice.

Boala provoacă pierderi economice fermierilor, abatoarelor și consumatorilor din cauza confiscării ficatului, a calității reduse a carcaselor, a scăderii ratei de creștere și a productivității reduse. Are totodata potențial zoonotic fiind clasificată ca boală tropicală neglijată.

Etiologie

Este produsă de *Fasciola hepatica*, genul *Fasciola*, familia Fasciolidae, clasa Trematoda.

Ciclul biologic al *F. hepatica* este diheteroxen și implică diferite specii de ierbivore, omnivore chiar și carnivore ca GD (gazdă definitivă), la care paraziții adulți se dezvoltă în canalele biliare, unde se hrănesc cu sânge. Gasteropodele acvatice (melcii) din familia Lymnaeidae sunt GI (gazde intermediare). Animalele elimină în mediu, prin fecale, ouă ale paraziților; în biotopii acvatice, din ouă eclozează larve (miracidium) care vor pătrunde în corpul melcilor. În melci se vor dezvolta alte stadii larvare (sporocist, redie, cercar), iar cercarii vor părăsi corpul melcilor și se vor închista pe firele de iarbă rezultând metacercarul, elementul de contaminare a animalelor (Aksoy și colab., 2005)

Transmitere

Animalele se contaminatează pe cale orală prin consumul de iarbă sau fân infestate cu metacercari. Transmiterea transplacentară sau congenitală a *F. hepatica* este de asemenea posibilă.

Epidemiologie

Fascioloza animală este răspândită cosmopolit, preponderent în zonele cu efective mari de rumegătoare și unde există condiții propice dezvoltării melcilor, înregistrând valori ale prevalenței ce variază între 1-81.4%.

Sursele de contaminare sunt reprezentate de gazdele definitive care poluează mediul ambiant, îndeosebi pășunile, cu oua. Metacercarii prezenți pe furaje sunt sursele de contaminare la animale.

Rumegătoarele mici sunt cele mai receptive, urmate de bovine, cai și măgari, care sunt considerate specii cu sensibilitate moderată. Porcul este considerat o specie cu rezistență naturală considerabilă la infestare, în timp ce rozătoarele și iepurii au un rol redus în epidemiologia infestației cu *F. hepatica*. Boala este diagnosticată și la câine, iar omul este considerat o gazdă accidentală. Receptivitatea este influențată de câțiva factori, precum specia, rasa, vârsta, sexul, obiceiurile de pășunat, respectiv starea fiziologică și de sănătate ale animalelor.

Rezistența ouălor în mediu este influențată de factori ambientali numeroși, dintre care cei mai importanți sunt temperatura și umiditatea, în general ouăle rezistând mai bine la temperaturi scăzute decât la cele crescute.

Manifestări clinice

Se disting forme acute, subacute și cronice de boală.

Forma acută este produsă de formele tinere de *F. hepatica* la sfârșitul verii, când migrează prin țesutul hepatic către canalele biliare. Se caracterizează prin dureri abdominale intense, ascită și moarte subită; uneori, anterior morții, pot apărea și apatia, mișcările greoaie și obositoare, scăderea poftei de mâncare, anorexie, febră, diaree, atonia rumenului, a reticulului și omasului, rumegare modificată, miastenii, tremurături musculare, hipersalivație, scrâșnirea dinților sau strângerea maxilarelor (bruxism), subicter, ascită, și anemie.

Forma subacută se caracterizează prin icter, slăbiciune, anemie severă, insuficiență hepatică și moarte în 8-10 săptămâni; mortalitatea poate ajunge la 25% din efectiv.

Forma cronică este cauzată de formele adulte ale paraziților și evoluează obișnuit în sezonul rece, spre sfârșitul iernii și începutul primăverii; se manifestă prin miastenii, adinamie, slăbiciune musculară (hipotonie), anemie, stare corporală modificată, slăbire treptată, edeme ventrale, periorbitale și submandibulare, pierderi regionale de lână sau matitatea acesteia, ce capătă un aspect zdrențuit, apetit capricios în ciuda unei hrăniri adecvate. La palparea abdominală se constată lichid ascitic și aria hepatică crescută. Spre sfârșitul iernii, animalele sunt într-o stare deplorabilă, cu emaciare până la cașexie, icter marcant, edem submandibular, anemie severă, diaree apoasă și abdomen destins din cauza lichidului ascitic abundent. Pot apărea în turmă avorturi sau mortinatalitate, miei cu greutate mică la fătare; mortalitatea apare după 2 până la 4 luni de boală.

Diagnostic

Se stabilește prin coroborarea datelor epidemiologice cu examenul clinic, cel necropsic și coproparazitologic.

Epidemiologic, evoluția bolii toamna și iarna la animalele care au pășunat pe „pășuni fascioligene”, bogate în biotopuri de gasteropode acvatice sau hrănite cu furaje recoltate în astfel de zone, are valoare orientativă.

Clinic, manifestările cronice cu slăbire până la cașexie, anemie, diaree, pierderea poftei de mâncare, ascită și scăderea producției de lactate are, de asemenea, valoare orientativă.

Examenul necropsic este singurul care oferă certitudine în diagnosticul fasciozei acute și în prima fază a formei cronice. Perihepatita fibrinoasă și hepatita hemoragică necrotică sunt modificări cvasipatognomonice în fascioza acută, cu prezența unui număr mare de forme tinere de *F. hepatică* în ficat. În forma cronică, hiperplazia canalelor biliare, fibroza periductală, colangita și prezența adulților în căile biliare majore confirmă diagnosticul.

Detectarea microscopică a ouălor de paraziți din fecale este diagnosticul de certitudine și se realizează printr-o metodă de concentrare prin sedimentare (Gherman, 2020).

Tratament

Fasciolicidele utilizate în mod uzual în prezent se împart în cinci grupe chimice principale: (1) fenoli halogenați (bitionol, hexaclorofen, niclofolan, nitroxinil); (2) salicilanilide (closantel, oxiclozanid, raxofanid, brotianid); (3) derivații de benzimidazol (albendazol, triclabendazol, mebendazol, luxabendazol); (4) sulfonamide (clorsulon); (5) fenoxialcani (diamfenetidă). Rezultatele cele mai bune se obțin în forma acută de boală prin utilizarea triclabendazolului, iar în forma cronică sunt eficiente clorsulonul, oxiclozanidul, albendazolul sau raxofanidul. Trebuie însă avute în vedere aspecte legate de instalarea chimiorezistenței datorită utilizării îndelungate într-o anumită zonă a aceleiași substanțe active, respectiv prezența reziduurilor în produsele de origine animală, aspect datorită căruia unele substanțe sunt interzise la animale care produc lapte destinat consumului uman.

Prevenție

Scopurile specifice ale programului de combatere a fasciozei sunt reprezentate de deparazitarea strategică chimio-profilactică periodică, controlul gasteropodelor GI din mediu, managementul agricol și zootehnic al pășunilor și sistemului de pășunat, respectiv imunoprofilaxia.

Dintre toate aceste metode, chimioprofilaxia periodică este cea mai folosită metodă în țara noastră; se indică deparazitarea trimestrială a tuturor rumegătoarelor în zonele cu risc crescut de fascioză.

Fascioloza și omul

Fascioloza umană apare în întreaga lume fiind raportată la un număr semnificativ de pacienți în Europa de Est, Iran, Africa de Nord și America de Sud. Omul este considerat o gazdă accidentală a parazitului. Contaminarea omului se realizează tot prin consum de metacercari, accidental, aceștia putând fi prezenți în preparatele naturiste din plante, neprelucrate termic, sau consecutiv unor obiceiuri dăunătoare de curățare a danturii cu fire de iarbă.

La om se manifestă prin febră, urticarie, durere la hipocondrul drept, hepatomegalie, iar paraclinic, hipergammaglobulinemia și eozinofilia marcată sunt caracteristice. Se mai pot observa, de asemenea, hepatita, hemoragie subcapsulară severă și necroză hepatică.

Diagnosticul la om se bazează pe scară largă pe tehnica ELISA care detectează anticorpi împotriva produșilor antigen excretor-secretor ale adultului de *F. hepatica*.

Tratamentul recomandat se bazează pe triclabendazol; reacțiile adverse ca amețelile, durerile de cap, febra și durerile abdominale pot fi înregistrate la 5-6 zile de la inițierea tratamentului (Moré 2021).

8.5. Schistosomiaza

Schistosomiaza, sau bilharzia, este o boală acută sau cronică cauzată de trematode sanguine care afectează păsările și mamiferele, cu caracter zoonotic. Se estimează că 230 milioane de oameni au contractat schistosomiază la nivel global, până la 700 de milioane fiind încă expuse riscului de infecție, iar 200.000 de decese se înregistrează anual.

Schistosomoza mamiferelor este cauzată de specii răspândite preponderent în Asia, Africa, America de Nord și Sud; nu este confirmată în țara noastră și, ca atare, nu are semnificație medical-veterinară. Schistosomoza păsărilor este produsă de circa 67 de specii, majoritatea răspândite cosmopolit; este confirmată existența unor focare de schistosomiaza aviară în țări europene, dar trematodoza are status incert în România. Abundența avifaunei și a biotopurilor acvatice din Delta Dunării impune descrierea unor elemente specifice acestei boli, cu accentuarea aspectelor zoonotice (Moré, 2021).

Biologia schistosomidelor presupune existența biotopurilor acvatice; paraziții adulți se localizează în vasele sanguine, fiind identificate mai multe site-uri de predilecție, cum ar fi venulele mezenterice, venele plexului vezical sau venele din mucoasa nazală. Ouăle sunt depuse în capilarele organelor parazitare de unde ajung în lumenul vezicii urinare, a intestinelor sau a țesutului mucoasei nazale prin perforarea pereților capilarelor și ulterior a mucoaselor provocând o sângerare redusă. În cele din urmă, ouăle sunt eliminate în mediu prin urină, fecale sau atunci când gazdele infectate își scufundă capul în apă. În mediul acvatic, din ouă eclozează miracidii, primul stadiu larvar; acesta pătrunde în corpul melcilor acvatici, gazdele intermediare, unde

evoluează în două generații de sporociști care în final se transformă în cercari. Aceștia părăsesc corpul melcilor și înoată activ în apă în căutarea unei gazde definitive, mamifer sau pasăre. După găsirea unei gazde, penetrează pielea acesteia; în corpul gazdelor, cercarii își pierd coada și devin schistosomule care părăsesc pielea, migrează prin plămâni prin intermediul vaselor de sânge și limfatice și ajung în cele din urmă la locurile lor de predilecție unde se transformă în adulți, finalizând ciclul biologic.

Potențialul zoonotic caracteristic schistosomiozei păsărilor se referă la entitatea cunoscută sub numele de dermatită cercarială, sau „mâncărimea înotătorilor”, ori „mâncărimea de rață”. Este o boală de natură alergică, transmisibilă prin apă, cauzată de penetrarea cutanată a larvelor (cercariilor) unor specii de schistosomatide care parazitează păsările și mamiferele, altele decât omul. Se exprimă clinic printr-o erupție cutanată maculopapulară intens pruriginoasă, după contactele repetate cu paraziții. Evoluția și severitatea bolii depind de numărul și durata expunerilor la cercari și de starea imunitară a persoanei afectate, respectiv antecedentele de mâncărime ale înotătorului și susceptibilitatea individuală la infecție. Numărul focarelor de boală este în creștere și poate fi, prin urmare, considerată o boală emergentă (Kolářová și colab., 2013).

Diagnosticul se bazează pe coroborarea datelor clinice și epidemiologice, cele mai importante criterii de diagnostic fiind: (1) antecedentele recente (în ultimele 96 de ore) de contact cu apa, (2) apariția unei reacții cutanate papulare, cu prurit intens, între 12 și 24 de ore după expunere și (3) prezența unor leziuni care sunt distribuite doar pe părțile corpului ce au fost scufundate în apă. Detectarea schistosomulelor în biopsia cutanată poate fi efectuată numai din probe care au fost prelevate din locurile în care s-au dezvoltat papulele, metoda având succes numai atunci când este efectuată în 24-72 ore postinfecție. Metodele serologice sunt mai sensibile decât intra-dermoreacția, dar datorită specificității și sensibilității moderate nu sunt utilizate în mod obișnuit de laboratoarele de diagnostic. Tratamentul dermatitei cercariale se bazează, în prezent, exclusiv pe terapia simptomatică. Pulberile sau unguentele calmante, antiprurit, ori compresele reci, pot fi aplicate pe piele, iar în cazuri grave, trebuie luată în considerare utilizarea de antihistaminice sistemice sau corticosteroizi ușori.

8.6. Cestodozele

Sunt boli parazitare cauzate de infestarea cu viermi hermafrodiți plati, cu aspect de bandă; sunt recunoscute între 5000 și 6000 de specii care afectează vertebratele, localizate la nivel intestinal. Din multitudinea de cestodoze ce evoluează la animale, se diferențiază cele caracterizate prin potențial zoonotic, respectiv teniaza, difilobotrioza, dipilidioza și himenolepidiaza.

Etiologie

Speciile cu potențial zoonotic sunt următoarele:

A. Familia Taeniidae:

- *Taenia solium* - parazitează în stadiul adult omul, cu localizare intestinală, iar stadiile larvare se dezvoltă în musculatură la suinele domestice și sălbatice determinând cisticercoza musculară;
- *Taenia saginata* - parazitează în stadiul adult omul, cu localizare intestinală, iar stadiile larvare se dezvoltă în musculatură la taurine la care produc cisticercoza musculară;
- *Echinococcus granulosus* - stadiul adult al cestodului parazitează canidele domestice (câine) și sălbatice (lup, șacal, vulpe), stadiile larvare dezvoltându-se în diferite organe (ficat, pulmon, splină, rinichi, etc) la ierbivore, omnivore, marsupiale și om unde determină echinococoza chistică, hidatidoza sau chistul hidatic, zoonoză parazitara majoră;
- *Echinococcus multilocularis* - cestodele adulte se dezvoltă în intestin la câine (vulpea este considerată rezervorul natural) și pisică, iar formele larvare produc echinococoza multiloculară prin dezvoltarea chisturilor de dimensiuni reduse, dar în număr mare, în organe, la rozătoare, iepure, porc, insectivore și om;
A. Familia Dipylidiidae:
 - *Dipylidium caninum* - cestodele adulte se dezvoltă în intestin la câine, pisică, carnivore sălbatice și ocazional la om, iar formele larvare în corpul puricilor (*Ctenocephalides* spp.) și păduchilor carnivorelor (*Trichodectes canis*);
B. Familia Hymenolepididae:
 - *Hymenolepis nana* și *H. diminuta* - paraziții adulți se dezvoltă în intestin la rozătoare și om, iar stadiile larvare în corpul unor artropode;
C. Familia Diphylobothriidae
 - *Diphylobothrium latum* - stadiile adulte se dezvoltă în intestin la mamifere ihtiofage (carnivore, porc și om); stadiile larvare se dezvoltă în prima gazdă intermediară (crustacei acvatici), iar ulterior în a doua gazdă intermediară (pești). Consumul celei de-a doua gazdă intermediară va determina contaminarea gazdelor definitive (Khalil și colab., 1994).

Transmitere

Biologia acestor cestode și implicit transmiterea lor la gazda definitivă presupune un model caracteristic. Astfel, din corpul (strobila) cestodului adult se detașează periodic părți componente (proglote) care se elimină în mediu prin fecale. O particularitate este prezentă la *Diphylobothrium latum* la care sunt eliminate direct ouă din corpul cestodelor. Proglotele (sau ouăle) se elimină în mediu prin fecale și sunt consumate de către gazdele intermediare, în corpul cărora se dezvoltă formele larvare. Gazdele definitive se contaminatează pe cale orală prin consumul viscerelor provenite de la gazdele intermediare sau integral, prin consumul întregului corp al acestora, cum este cazul puricilor și păduchilor de câine, gazde pentru *D. caninum*. Ulterior, în intestinul gazdelor definitive, formele larvare se vor transforma în cestode adulte.

Epidemiologie

Cestodele carnivorelor sunt răspândite în întreaga lume înregistrând diferite prevalențe, dependente de condițiile locale. Câinii, pisicile și carnivorele sălbatice sunt sursele de poluare a mediului, în timp ce gazdele intermediare sunt sursele contaminării carnivorelor și omului. Toate carnivorele domestice și sălbatice, respectiv omul, sunt susceptibile la infestația cu cestode. O multitudine de factori de risc precum vârsta, sexul, originea (rural sau urban), tipul de animal (de companie, fără stăpân, vânătoare, de pază), rasa și anotimpul influențează susceptibilitatea gazdelor. Câinii, pisicile și omul se infestază pe cale orală, consumând țesuturile contaminate ale gazdelor intermediare. Contaminarea gazdelor intermediare are loc prin ingestia de ouă de cestode eliberate din proglotele eliminate prin fecale de către gazda definitivă. Rezistența ouălor de cestode în mediu depinde de interacțiunea factorilor de mediu, dar acestea se caracterizează în general printr-o rezistență crescută.

Manifestări clinice

Infestațiile cu cestode sunt bine tolerate atât de câini, cât și de pisici. Animalele prezintă rareori tulburări intestinale ușoare, cum ar fi diaree sau coprostaza, balonare abdominală, sensibilitate gastrică sau colici. Apetitul este modificat, de obicei crescut, dar animalele pot prezenta și inapetență, chiar și anorexie. În materiile fecale se elimină proglote albicioase, cu aspect de lanț, sau fragmente ale acestora, imobile, de formă geometrică patrulateră. Uneori poate apărea pruritul anal, iar animalul se freacă cu trenul posterior de pământ.

Infestațiile gazdelor intermediare cu forme larvare evoluează adesea asimptomatic, doar în cazul unor infestații masive putând apărea, dependent de localizarea acestor larve, slăbirea progresivă a animalelor, manifestări respiratorii, hepatice, rareori musculare.

Diagnostic

Diagnosticul clinic este imposibil, dar tulburările digestive precum diareea, modificarea apetitului, scăderea în greutate și frecarea cu trenul posterior de sol pot indica o infestație cu cestode. Examenul macroscopic al fecalelor poate evidenția proglote vizibile în fecale. Forma și mobilitatea lor pot diferenția speciile de cestode. Examinarea microscopică a fecalelor necesită tehnici de flotație sau sedimentare pentru a detecta ouăle cestodelor. Necropsia este considerată metoda „gold standard” pentru evidențierea cestodelor adulte din intestin, având sensibilitate și specificitate de 100%. Necropsia poate fi efectuată folosind mai multe tehnici și anume, examinarea directă a intestinului, mai eficientă atunci când sunt vizate specii mari, sau tehnica de sedimentare, cu rezultate mai precise pentru infestația cu *Echinococcus* spp.

Diagnosticarea infestațiilor cu forme larvare la gazdele intermediare necesită examen necropsic, cu caracter de certitudine.

Tratament

Împotriva infestațiilor cu cestode la câini și pisici se folosesc diferite medicamente, dar praziquantelul și epsiprantelul, aparținând derivaților de izo-chinolin-pirazină, sunt cele mai eficiente substanțe active. Doza recomandată de praziquantel este de 5,0 mg/kg corp pentru tratamentul oral și 5,7 mg/kg corp pentru administrarea injectabilă intramuscular.

Prevenție

Măsurile de control vizează câteva obiective bine identificate, respectiv igiena alimentației și chimioprofilaxia.

Igiena alimentației presupune interzicerea introducerii de organe infestate aparținând gazdelor intermediare în alimentația carnivorelor, fără inactivarea lor prin fierbere și interzicerea hrănirii câinilor și pisicilor cu pește crud sau viscerele acestora.

Chimioprofilaxia presupune deparazitarea periodică a carnivorelor împotriva cestodelor folosind praziquantel. Programul constă în tratamente cestodicide trimestriale urmate de colectarea și distrugerea fecalelor, oferind o stare optimă de sănătate câinilor pe tot parcursul anului.

Măsurile suplimentare vizează controlul câinilor fără stăpân, prevenirea deplasării animalelor de companie departe de casă, prevenirea accesului câinilor în abatoare și restricționarea contactului dintre câini și canidele sălbatice.

Potențialul zoonotic al cestodelor

Dintre cestodozele enunțate mai sus, câteva se remarcă prin riscul zoonotic și importanța medicală crescută vizavi de sănătatea omului.

Taenia solium este un cestod intestinal care afectează omul. Forma sa larvară, *Cysticercus cellulosae* se dezvoltă în musculatură la om. Porcul se contaminează consumând ouă eliberate în mediu de către om, din proglotele prezente în fecale. În musculatura porcului se dezvoltă forme larvare cu aspect vezicular, pline cu lichid clar. Consumul accidental de către om a cărnii de porc infestată cu larve va determina dezvoltarea cestodului adult în intestinul omului. Omul poate deveni accidental gazda intestinală pentru cestodul adult atunci când consumă ouăle de *T. solium*; în această situație, forma larvară se va dezvolta în sistemul nervos central al omului cauzând neurocisticercоза, o parazitoză neglijată major a omului care poate determina în final decesul acestuia (Gherman, 2020).

Echinococcus granulosus cauzează prin forma sa larvară echinococoza chistică, zoonoză relevantă cosmopolită, cu o istorie lungă care datează din cele mai vechi timpuri; are un impact socio-economic important și reprezintă o problemă semnificativă de sănătate publică în unele regiuni. Ficatul este primul și cel mai frecvent organ implicat, urmat de pulmon; inima, splina, rinichii și creierul sunt de obicei mai puțin afectate. Omul se infestază prin ingestia de ouă de paraziți din alimente, apă sau sol contaminate, sau prin contactul direct cu gazdele animale. Echinococoza este adesea costisitoare și complicat de tratat și poate necesita o intervenție

chirurgicală extinsă și/sau terapie medicamentoasă prelungită. Programele de prevenire se concentrează pe deparazitarea câinilor, care sunt gazde definitive. În cazul echinococozei chistice, măsurile preventive includ, de asemenea, igiena de abator și educația publică.

Difilobotriaza la om este cauzată de *Diphyllbothrium latum*, fiind contractată prin consumul de pește de apă dulce crud sau insuficient gătit. Astfel, comerțul și consumul global de pește capturat în sălbăticie duce la cazuri de îmbolnăvire la oameni care apar în mod regulat în afara regiunilor endemice (Khalil și colab., 1994).

Protecția omului față de aceste cestode zoonotice se realizează prin controlul alimentației acestuia. Este interzis consumul de produse de origine animală insuficient preparate termic. Adicional, se impune controlul infestațiilor cu cestode la carnivore.

8.7. Trichineloză

Este o zoonoză parazitară cosmopolită care afectează omul și peste 100 de specii de mamifere domestice și sălbatice, precum și unele specii de păsări. Este cauzată de nematode din familia Trichinellidae care afectează animalele de toate vârstele. Se caracterizează prin evoluție asimptomatică la animale și expresie clinică severă, uneori fatală la om, la care formele clinice grave sunt cauzate de dezvoltarea intestinală a paraziților și a formelor larvare migratoare. Infestația cu *Trichinella* spp. are mai multe caracteristici esențiale și anume: (1) caracter zoonotic sau transmisibilitatea bolii de la animale la om prin ingestia de carne infectată; (2) răspândire geografică largă; (3) număr mare, între 100 și 300 de specii afectate, precum animalele heteroterme, mamiferele cu sânge cald, reptilele, peștii și păsările; (4) expresie clinică severă, chiar fatală pentru om, în condiții de evoluție naturală și manifestare asimptomatică a bolii la animale.

Etiologie

Genul *Trichinella* include în prezent 13 genotipuri, dintre care 10 sunt recunoscute ca specii de sine stătătoare, iar 3 sunt genotipuri cu status incert: T1 – *T. spiralis*, T2 - *T. nativa*, T3 - *T. britovi*, T4 - *T. pseudospiralis*, T5 - *T. murrelli*, T6 - genotip cu status incert; T7 - *T. nelsoni*, T8 - genotip cu status incert, T9 - genotip cu status incert, T10 - *T. papuae*, T11 - *T. zimbabwensis*, T12 - *T. patagoniensis* și T13 - *T. chanchalensis*. Dintre acestea, este confirmată prezența în țara noastră a două specii, *T. spiralis* și *T. britovi*.

Transmitere

Biologia paraziților din genul *Trichinella* este complexă și implică etape succesive parcurse în întregime la gazdele parazitare. Primul stadiu larvar este localizat în celula doică, care este un miocit modificat; paraziții adulți trăiesc în epiteliul columnar, în intestinul subțire; larva sau embrionul nou-născut este un stadiu liber care

migrează prin circulația limfatico-hematogenă; larva închistată în musculatură este larva de stadiul 3 (L3).

În circuitul paraziților în natură se diferențiază două focare de boală: (1) sinantropic, în care este implicat omul, ca gazdă finală și animalele ce trăiesc în apropierea omului, domestice (porcul, calul, nutria) sau sinantropice (rozătoarele - șoarecele *Mus musculus*, respectiv șobolanul negru - *Rattus rattus* și cel cenușiu - *Rattus norvegicus*); (2) silvatic, în care sunt implicate mamiferele sălbatice carnivore și omnivore, rozătoarele și păsările răpitoare. Transferul paraziților dintr-un focar în altul se realizează pe căi multiple și anume: consumul de către om a cărnii de vânat neverificate, prădătorismul, necrofagia și coprofagia, migrația rozătoarelor dintr-un focar în altul sau hrănirea câinilor cu carne de vânat (Khalil și colab., 1994).

Epidemiologie

Infestația cu *Trichinella* la animale, respectiv trichineloză la om sunt răspândite cosmopolit, fiind confirmate pe toate continentele. Sursele de contaminare sunt reprezentate, pe de o parte, de animalele sinantropice precum porcul, șobolanul, câinele, pisica, nutria și recent, calul, iar pe de altă parte, de animalele sălbatice precum vulpea, bursucul, mistrețul și ursul; consumul viscerelor, a produselor de abator sau a cadavrelor care conțin chisturi sau larve infestante de *Trichinella* sunt o altă sursă de contaminare. Susceptibilitatea este influențată de mai mulți factori de risc sistematizați în factori intrinseci (specia, starea de sănătate a individului) și extrinseci (sistemul de reproducție, comportamentul nutrițional, doza infestantă). Carnivorele (câinele, pisica, vulpea, lupul, mustelidele, ursul alb, foca și morsa), omnivorele (porcul, mistrețul și ursul), rozătoarele și omul sunt susceptibili în mod natural, dar infestația în condiții experimentale, este realizabilă atât la speciile cu receptivitate nativă, cât și la cele considerate nereceptive, cum sunt ierbivorele (cal, rumegătoare), rozătoarele (cobai, hamster, iepure), peștii și păsările. Calea de contaminare obișnuită este cea orală, prin ingestia de chisturi de *Trichinella* din sursele menționate mai sus. Căile transplacentară și transmamară sunt posibile datorită dimensiunii mici a larvelor migratoare (Murrell și colab., 2000).

Manifestări clinice

Infestațiile naturale la animale nu sunt exprimate clinic.

Omul este afectat mai dramatic, boala fiind caracterizată prin dureri abdominale, diaree sau constipație, vărsături, stare de rău, febră, mialgii difuze, edem periorbital și/sau facial, conjunctivită, cefalee, erupții cutanate, dificultate la înghițire sau deschiderea gurii, insomnie, scădere în greutate, coriză, răgușeală, bronșită, hemoragii la baza unghiilor și/sau retinei, tulburări de vedere și paralizie a mușchilor oculari.

Diagnostic

Diagnosticul post-mortem urmărește detectarea infestației cu *Trichinella* după sacrificarea animalelor. Se realizează prin metode directe, respectiv examenul trichineloscopic și digestia gastrică artificială.

Examenul trichineloscopic este acceptat doar pentru suinele crescute în gospodăriile populației, sacrificate tradițional, destinate consumului familial, fiind interzisă comercializarea cărnii examinate prin această metodă. Prevederile legale în vigoare obligă examinarea unui compresor pentru fiecare porc sacrificat.

Digestia artificială este o metodă cu sensibilitate crescută, practică în abatoare, utilizată la examinarea suinelor crescute în sistem intensiv, a căror carne este destinată comercializării.

Diagnosticul bolii la om necesită coroborarea datelor epidemiologice (consum de carne de porc în perioada sărbătorilor de iarnă, neverificată trichineloscopic), cu simptomele (febră, edeme faciale, diaree) și se confirmă serologic prin metoda ELISA (Murrell și colab., 2000).

Tratament

Terapia trichinelozei la animale și om se bazează pe utilizarea de antihelmintice cu spectru larg asociate cu terapia simptomatică, dar în special în medicina umană. Trei elemente importante influențează utilizarea lor: eficiența ridicată împotriva adulților de *Trichinella* care nu pot fi detectați intra-vitam, eficiența ridicată împotriva fazei de migrare a larvelor care este dificil de diagnosticat și scăderea eficacității atunci când larvele sunt închistate în mușchi, în forma cronică.

Deși numeroase substanțe active aparținând grupelor de derivați benzimidazolici și avermectine au demonstrat o eficacitate ridicată în studiile experimentale, terapia infestației la suine nu se practică datorită imposibilității diagnosticării intra-vitam a acesteia prin metode accesibile (Pozio, 1989).

Terapia trichinelozei la om se bazează în principal pe derivații benzimidazolici, cu eficacitate crescută în primele zile post-contaminare, respectiv în faza intestinală și de migrație a larvelor prin musculatură. Eficacitatea se reduce semnificativ după închistarea larvelor în musculatură, moment în care persoana infestată rămâne cu sechele pentru tot restul vieții.

Prevenție

Prevenția presupune adoptarea unui ansamblu de măsuri cu caracter legislativ. În cazul depistării carcaselor infestate, legislația impune confiscarea acestora și inactivarea completă a lor. În unitățile cu sistem intensiv de creștere a porcilor, în abatoare și în unitățile de prelucrare a cărnii se efectuează periodic un control al rozătoarelor, asociat cu colectarea și distrugerea cadavrelor. Numărul câinilor și pisicilor fără stăpân, specii care sunt elemente de legătură între fauna sălbatică și animalele domestice, trebuie controlat prin reducerea acestuia, în special în jurul unităților menționate.

Prevenirea trichinelozei la om are trei obiective majore: (i) educarea consumatorului cu privire la riscul pe care îl prezintă consumul de carne și produse din carne crude sau insuficient gătit, indiferent de originea acestora (domestic: porc, cal; sălbatic: mistret, urs, morsa, crocodil), dacă nu a fost testat corespunzător pentru prezenta larvelor de *Trichinella*; (ii) creșterea porcilor (cea mai importantă sursă de contaminare pentru oameni) în sistem industrial, cu adăposturi moderne, sub control veterinar strict și utilizarea furajelor certificate; (iii) controlul tuturor animalelor receptive (domestice și sălbatice) printr-o metodă standardizată de digestie gastrică la sacrificare sau după vânătoare (Gherman, 2013).

8.8. Ancilostomoza

Este o nematodoză, cunoscută sub numele de anemie pernicioasă, ce afectează carnivorele, în special câinii, manifestată printr-o triadă de simptome: tulburări digestive, cutanate și pulmonare. Este o boală cosmopolită, cu caracter zoonotic și focare severe în zone tropicale și subtropicale, unde condițiile de sănătate sunt precare.

Etiologie

În țara noastră regăsim speciile *Ancylostoma caninum* și *Uncinaria stenocephala* la câine și *Ancylostoma tubaeforme* la pisică. Paraziții adulți se localizează în intestinul subțire, predominant în treimea posterioară a jejunului și ileonului unde trăiesc fixați pe perete intestinal și au o nutriție hematofagă. Femelele depun ouă care sunt eliminate prin fecale în mediul extern. Ouăle eclozează rezultând primul stadiu larvar, care năpârlește de două ori, formându-se cel de-al treilea stadiu larvar, infestant pentru câine și pisică. Infestarea animalelor se realizează transcutanat sau oral, prin apa sau iarba contaminate cu larve. Larvele vor avea o migrație de tip dermo-pneumo-traheo-enteral, traversând prin circulația sanguină pulmonul, apoi ies în trahee, iar la nivelul faringelui sunt deglutiție și revin în intestin unde se transformă în paraziți adulți. Larvele ingerate trebuie să pătrundă în circulația sanguină până la nivelul stomacului, în caz contrar ele fiind distruse de sucurile gastrice (Thomas, 2019).

Transmitere

Alături de contaminarea transcutanată și orală, larvele pot fi transmise la fetuși transplacentar sau la cățeii și pisoii sugari transmamar, prin lapte.

Infestarea omului se poate realiza prin căi multiple; la proprietarii de canise, în timpul efectuării unor manopere în cadrul crescătoriei; în spațiile recreaționale, când oamenii vin în contact cu solul contaminat cu larve infestante; prin umblatul desculț pe plajele de nisip; în timpul activității de grădinarit, fără mănuși de protecție; la copii, în parcuri, în spațiile de joacă amenajate, respectiv la gropile cu nisip, unde anterior au defecat câinii comunitari.

Epidemiologie

Ancilostomoza carnivorelor are răspândire cosmopolită, fiind diagnosticată pe toate continentele. Focare severe, cu mortalitate mare la puii de câine și pisică, se înregistrează în zonele în care sunt prezente condiții optime de evoluție exogenă a larvelor. Câinii infestați, cățelei cu forme clinice și carnivorele sălbatice (vulpi, lupi) poluează mediul, iar larvele infestante L3 și gazdele paratenice reprezintă sursele de contaminare pentru carnivore. Diferite rase de câini și anumite categorii de vârstă sunt receptive, dar cățelei și vulpile tinere de fermă prezintă forme clinice mai severe de boală. Rezistența elementelor parazite în mediul extern este influențată de acțiunea factorilor de mediu abiotici: temperatura, umiditatea, lumina directă a soarelui, fără a depăși 60 de zile.

Manifestări clinice

Ancilostomoza poate evolua la animale acut sau cronic, ambele forme caracterizându-se prin triada simptomatică: leziuni cutanate, simptome respiratorii și tulburări digestive care apar în dinamică, ca urmare a migrării larvelor și dezvoltării adulților în intestin.

La om, apare o erupție nespecifică la locul de penetrare a pielii de către larve. Poate exista o senzație de furnicătură sau înțepătură în decurs de 30 de minute de la pătrunderea larvelor. Larvele pot, fie să rămână latente timp de săptămâni sau luni sau pot să înceapă imediat o activitate de deplasare prin piele, determinând traiecte ondulate, hemoragice, de 2-3 mm lățime, asemănătoare unui șarpe, care se extind pe 3-4 cm lungime de la locul de penetrare. Acestea sunt ușor înălțate, de culoarea cărnii sau roz și provoacă mâncărimi intense. Urmele avansează zilnic cu câțiva milimetri până la câțiva centimetri și dacă sunt implicate multe larve se poate forma o serie dezorganizată de bucle și urme sinuoase. Locurile cel mai frecvent afectate de larva migrantă cutanată sunt picioarele, spațiile interdigitale plantare, mâinile, genunchii și fesele.

Oamenii de toate vârstele, indiferent de sex și rasă pot fi afectați de larva migrans cutanată dacă au fost expuși la larve de Ancilostoma. Larva se găsește cel mai frecvent în locații geografice tropicale sau subtropicale, în zone umede și calde. Grupurile expuse riscului includ persoanele care umblă pe plajă desculțe, copiii care se joacă în gropi de nisip, fermierii, grădinarii, instalatorii, vânătorii, electricienii, tâmplarii și persoanele care se ocupă de deratizări.

Diagnostic

La animale, anamneza corelată cu datele epidemiologice și cu examenul clinic, au valoare orientativă. Examenul coprologic, prin metoda de flotație, confirmă diagnosticul prin evidențierea ouălor de tip strongil. Necropsia este examenul de certitudine, permițând evidențierea paraziților fixați în mucoasa intestinală.

La om, diagnosticul larvei migrans cutanate este în esență unul clinic. Aspectul erupției cutanate este caracteristic; are 2 – 3 mm lățime, este liniară sau sinuoasă, eritematoasă și adesea veziculată, precum și intens pruriginosă. Aceste traiecte sinuoase vizibile la suprafața pielii se extind cu o rată de 1 mm – 2 cm pe zi, viteza putând însă varia în funcție de specie. Testele de laborator (serologice) sunt folosite doar pentru confirmarea diagnosticului în cazurile atipice. Biopsia cutanată nu este recomandată, deoarece poate provoca inflamații suplimentare în aceste zone și nu arată în mod constant prezența larvelor parazite (Gherman, 2013).

Tratament

La animale se obțin rezultate bune prin folosirea derivaților benzimidazolici (mebendazol, fenbendazol), a pirantelului, sau a avermectinelor. În cazurile severe se asociază și terapia simptomatică ce include medicație rehidratantă, tonice generale, terapie cu vitamine (B12), fier parenteral și alimentație bogată în proteine (Gherman, 2013).

Tratamentul împotriva larvei migratoare cutanate la om se poate face cu unguent sau soluție de tiabendazol 10 – 15% local, de trei ori pe zi, timp de 15 zile. În 48 de ore, mâncărimea dispare și erupția încetează să avanseze. Tratamentul este dificil dacă există mai multe erupții cutanate sau s-a produs infestarea foliculilor piloși. Tiabendazolul administrat pe cale orală este mai puțin eficient decât albendazolul administrat pe aceeași cale, având o rată de vindecare de 68 – 84%. Albendazolul de 400 mg poate fi utilizat ca doză unică sau repetat timp de două zile și produce o vindecare în proporție de 46 – 100%. O altă opțiune este ivermectina, folosită off-label în acest scop, o singură doză orală de 12 mg fiind eficientă în 81 – 100% din cazuri. În plus, rata de recidivă este foarte scăzută cu acest medicament. Unguentele cu antibiotice sunt folosite pentru a trata infecțiile secundare ale pielii (Thomas, 2019).

Prevenție

Măsurile preventive se bazează pe reguli generale de igienă asociate cu aplicarea unui program de chimioprofilaxie trimestrială.

La om se evită contactul între sol și piele.

8.9. Toxocaroză

Este o geohelmintoză cauzată de nematodele incluse în familia Ascarididae, care afectează și determină morbiditatea la animalele tinere, evoluând subclinic la adulți. Paraziții adulți trăiesc în intestinul subțire și provoacă tulburări digestive, respiratorii, nervoase și sistemice. Sunt mai frecvente la animalele subnutrite și la cele crescute în condiții precare de adăpostire.

Etiologie

Speciile cu caracter zoonotic parazitează câinele (*Toxocara canis*), pisica (*Toxocara cati*) și taurinele (*Toxocara vitulorum*).

Ciclul de viață este homoxen, realizându-se prin alternarea stadiilor parazitare cu fazele exogene. Adulții se dezvoltă în intestinul subțire, în special în duoden, unde se hrănesc cu chimul intestinal. Femelele depun ouă care sunt eliminate în mediu prin fecale. Ouăle se dezvoltă în condiții ambientale adecvate, rezultând oul infestant ce conține larva L2, cu care se contaminează animalele, consumându-l odată cu apa și hrana. În stomacul animalelor se eliberează larvele L2, care vor efectua migrații diferențiate după vârsta și starea fiziologică a animalelor.

La animalele adulte, larvele efectuează o migrație somatică; larvele L2 intră în capilarele intestinale și migrează până la plămân. Ele revin în cordul stâng, sunt diseminate în organism prin circulația sistemică și închistează în țesuturi. La cățelele gestante, larvele ies din chisturi, trec bariera placentară și se localizează în ficatul fetoșilor până la naștere. Postpartum, larvele își continuă migrarea către plămân, trahee și intestin. Această migrare sistemică facilitează contaminarea transplacentară și transmamară, având în vedere că larvele care migrează prin glanda mamară sunt transmise nou-născuților după naștere. În transmiterea *T. canis* pot interveni gazde paratenice și de transport. La animalele tinere, cu vârsta cuprinsă între 5 și 6 săptămâni până la 3 luni, larvele eclozate efectuează o migrare traheo-pulmonară. *T. cati* are un ciclu diferit în care infecția transplacentară nu are loc și larvele efectuează o migrație traheo-pulmonară (Glickman și Schantz, 1981).

Transmitere

Adulții și copiii se pot infecta prin înghițirea accidentală de sol care a fost contaminat cu fecale de câine sau pisică care conțineau ouă infestante de *Toxocara*. Deși este rară această cale, oamenii se pot infecta și prin consumul de carne insuficient gătită termic care conține larve de *Toxocara*.

Orice persoană se poate infecta cu *Toxocara* spp., dar copiii mici și proprietarii de câini sau pisici au șanse mai mari de a se infecta. Angajații din fermele de taurine, măcelarii, bucătarii care "gustă" preparatele din carne de vițel netratată termic sunt, de asemenea, expuși contaminării.

Epidemiologie

Toate cele 3 specii cu potențial zoonotic sunt cosmopolite, larg răspândite în rândul animalelor domestice și sălbatice, prevalența variind în funcție de specie și regiune. Perpetuarea circuitului paraziților în natură prin parcurgerea ciclului lor de viață peren este asigurată de existența a două categorii de surse de contaminare: cele care poluează mediul înconjurător fiind reprezentate de câinii, pisicile și vițelii infestați și cele care contaminează animalele, respectiv ouăle embrionate ce conțin larve L2. Tineretul de la naștere până la 5 sau 8 luni, de la toate speciile, este mai receptiv la infectare. Morbiditatea adulților este mică. O serie de factori, precum malnutriția, bolile

intercurente, factorii fiziologici (gestația), imunosupresia, cresc receptivitatea animalelor la boală. Calea de contaminare este orală, prin ingerarea ouălor embrionate care conțin al doilea stadiu larvar (L2). Rezistența crescută a ouălor, datorată capacității lor de a supraviețui în condiții de mediu necorespunzătoare, facilitează apariția bolii, după câțiva ani, în aceleași focare. Se știe că, într-un mediu favorabil, supraviețuirea ouălor poate atinge o perioadă de până la 5 ani.

Manifestări clinice

Simptomele sunt mai severe, cu caracter polimorf la animalele tinere și atenuate, necaracteristice, la animalele adulte. Tabloul clinic este dominat de tulburări digestive precedate de semne respiratorii. În suprainfecțiile bacteriene poate apărea febra sau subfebrilitatea. Tulburările nervoase, metabolice și cutanate pot apărea pe parcursul evoluției bolilor.

La om, în cele mai multe cazuri, infestarea cu *Toxocara* spp. nu se manifestă clinic. Unii oameni se îmbolnăvesc și pot totuși dezvolta unul din următoarele sindroame: (1) toxocaroză oculară, care apare atunci când larvele de *Toxocara* spp. migrează spre ochi. Simptomele includ pierderea vederii, inflamarea ochilor sau afectarea retinei, fiind de obicei afectat un singur ochi; (2) toxocaroză viscerală, care apare atunci când larvele de *Toxocara* migrează către diferite organe, cum sunt ficatul sau sistemul nervos central. Simptomele includ febră, oboseală, tuse, respirație șuierătoare sau dureri abdominale. În cele mai multe cazuri însă, infecțiile cu *Toxocara* la om nu sunt grave și multe persoane, în special adulții infectați cu un număr mic de larve (viermi imaturi), pot să nu prezinte nici un simptom. Cele mai grave cazuri sunt rare, copiii mici fiind mai susceptibili de a dezvolta astfel de forme, când se joacă adesea în pământ sau mănâncă sol (pica), contaminat cu fecale de câine sau pisică (Glickman și Schantz, 1981).

Diagnostic

La animale, intra-vitam, diagnosticul este dificil de realizat, infestația putându-se suspecta pe baza tulburărilor respiratorii, la animalele tinere ținute în condiții precare de igienă și alimentație. Boala intestinală poate fi uneori diagnosticată cu ușurință la câini sau pisici atunci când vărsăturile lor conțin ascarizi adulți sau când paraziții adulți sunt eliminați spontan prin fecale. Metoda de certitudine este identificarea ouălor caracteristice din fecale, prin tehnici de flotație, Necropsia permite observarea paraziților adulți în leziunile din lumenul intestinal.

La om, anamneza (joaca în parcuri, cu gropi de nisip unde au acces câinii) asociată cu simptomatologia (oculară, respiratorie) au valoare orientativă, confirmarea realizându-se prin examen serologic ELISA.

Tratament

Derivații imidazotiazolici și cei benzimidazolici plus avermectinele sunt substanțele active cele mai utilizate la animale.

La om, toxocaroza viscerală poate fi tratată cu albendazol sau mebendazol. Tratatamentul formei oculare este mai dificil și constă de obicei în măsuri de prevenire a leziunilor progresive ale ochiului.

Prevenție

Măsurile complexe de prevenire îmbină unele acțiuni generale cu măsurile specifice. Prima categorie include igiena adăposturilor, a corpului și a hranei. Măsurile specifice se referă la deparazitarea regulată a animalelor și dezinfecția țărcurilor, padocurilor și a maternităților.

La om, există mai multe măsuri aplicabile în jurul casei pentru protecția personală sau a animalelor de companie: (1) igienizarea zonei de locuit a animalului de companie cel puțin o dată pe săptămână. Fecalele trebuie fie îngropate, fie puse în pungă și aruncate la gunoi. Spălarea mâinilor după manipularea deșeurilor de animale de companie este obligatorie; (2) interzicerea jocului în zonele murdărite cu fecalele animalelor de companie sau a altor animale și acoperirea gropilor cu nisip, pentru a preveni pătrunderea animalelor înăuntru și consecutiv, contaminarea nisipului; (3) spălarea mâinilor cu săpun și apă caldă după jocul cu animalele de companie sau cu alte animale, după activități în aer liber și înainte de a manipula alimente sau de a mânca; (4) educarea copiilor despre importanța spălării mâinilor pentru a preveni infecția; (5) educarea copiilor despre pericolul consumului de pământ.

8.10. Strongiloidoza

Este o zoonoză parazitară cauzată de nematozi din genul *Strongyloides*, care se manifestă clinic prin tulburări cutanate, respiratorii și digestive la animalele tinere, prost întreținute din punct de vedere igienic și alimentar. Este o boală cosmopolită, răspândită pe tot globul, cu o distribuție neuniformă în funcție de condițiile și nivelul vieții sociale și de dezvoltarea zootehnicii. Incidența bolii la om este mai mare în zonele tropicale, dar la animale este frecventă și în condiții temperate.

Etiologie

Genul *Strongyloides* conține aproximativ 50 de specii, larg răspândite, paraziți ai tractului gastrointestinal la mamifere, păsări, reptile sau amfibieni. Cele mai importante specii din medicina veterinară, prezente în țara noastră, sunt:

- *S. stercoralis*, care parazitează intestinul la om, primate și câini;
- *S. ransomi*, parazit important al purceilor din zonele tropicale;
- *S. westeri*, care parazitează intestinul subțire la mânji, zebre și eventual, porci;
- *S. papillosus*, specia comună rumegătoarelor mari și mici, dar poate fi găsită în intestinul porcilor, iepurilor și șobolanilor;
- *S. miopotami*, localizat în intestin la nutrie, cunoscut pentru afecțiunile cutanate pe care le provoacă;
- *S. martis*, depistat în intestinul subțire al mustelidelor;

- *S. ratti*, un nematod comun tractului digestiv la șobolan;
- *S. avium*, afectează păsările, păsările domestice și sălbatice, localizate în cecum și intestinul subțire (Montgomery, 2020).

Transmitere

Animalele se contaminatează cu larve infestante L3 dezvoltate în mediu, pe mai multe căi: transcutanat, oral, transmamar (galactogen), transplacentar sau prin autoinfecție, cea mai frecventă fiind pătrunderea larvelor L3 prin piele.

Infecțiile omului cu specii de *Strongyloides* sunt contractate în mod similar prin contactul cu nisipul sau solul care conțin excremente de la animale infestate. Infecțiile sunt raportate preponderent în rândul medicilor veterinari și lucrătorilor de laborator care lucrează în climă temperată și sunt expuși larvelor de la animale domestice.

Epidemiologie

Infecțiile cu *Strongyloides* spp. la animale și om au o răspândire globală. Sursele de contaminare sunt animalele parazitare, uneori oamenii, furajele și așternuturile care conțin larve infestante L3. Susceptibilitatea animalelor depinde de factori multipli intrinseci (specie, sex, vârstă, rasă, gestație) și extrinseci (management, climă, malnutriție, evoluția altor boli și programul de control al paraziților). Tineretul tuturor speciilor este foarte vulnerabil, dar în special purceii, vițeei și mânji, în primele luni de viață. Temperatura, umiditatea și lumina directă a soarelui sunt factorii de mediu care au cel mai pronunțat efect asupra formelor libere ale paraziților, larvele L3 fiind sensibile la uscăciune și temperaturi scăzute.

Manifestări clinice

La animale, boala evoluează clinic la miei, purcei, pui de nutrie, iepuri, câini și doar rar la vițee și mânji. Tabloul clinic constă într-o succesiune de manifestări cutanate, tulburări respiratorii și simptome digestive corelate cu migrarea larvelor și dezvoltarea femelelor în intestin. Manifestările cutanate constau în eritem, papule, prurit și dermatită, care sunt tranzitorii, adesea neobservate. Acestea sunt urmate de simptome respiratorii tranzitorii manifestate prin tuse, dispnee și febră sau stări febrile. În final, sunt exprimate simptomele digestive și anume apetit capricios, diaree mucoasă, hemoragică, fetidă și negricioasă, slăbire excesivă, anemie și hipotrepsie. Boala poate ajunge la un sfârșit letal în 2-3 săptămâni sau animalele pot supraviețui până la 2 luni când devin caectice, nereactive.

La om, infecțiile cu *Strongyloides stercoralis* se manifestă de obicei prin tulburări gastrointestinale, pulmonare și dermatologice. Larvele speciilor parazite la animale, respectiv *S. papillosus*, *S. westeri*, *S. stercoralis*, *S. procyonis* și *S. myopotami* pot provoca la om un sindrom clinic foarte asemănător larvei migrans cutanată produsă de speciile de *Ancylostoma*, dar larvele de *Strongyloides* spp. se deplasează mai rapid în pielea umană decât cele ale ancilostomidelor, unii autori numind-o larvă currens ("larvă de curse"), mai degrabă decât larvă migrans cutanată.

Diagnostic

La animale, datele epidemiologice (afectarea tineretului crescut în condiții precare de igienă și nutriție) și examenul clinic (triada tulburărilor digestive, cutanate și pulmonare) sunt orientative. Examenul coproscopic prin metode ovoscopice (teste de flotație) sau larvoscopice (Baermann) este o metodă de certitudine în parazitismul cu forme intestinale. Diagnosticul dermatitei este dificil din cauza perioadei scurte necesare pătrunderii larvelor și a infecțiilor secundare. Pentru acuratețea necropsiei, se prelevează probe de raclat din segmentele intestinale afectate. Acestea sunt examinate la microscop sau lupă evidențiindu-se paraziții adulți. Imunodiagnosticul prin diferite metode (IFI, ELISA) dovedește prezența anticorpilor specifici.

La om, diagnosticul strongiloidozei necesită un indice crescut de suspiciune, deoarece pacienții cu infecție nu prezintă caracteristici clinice distincte, iar rezultatele auxiliare de laborator, imagistice și endoscopice sunt adesea nespecifice. Diagnosticul se confirmă prin examen serologic.

Tratament

Derivații imidazotiazolici, cei benzimidazolici și avermectinele sunt, în general, eficienți împotriva infecțiilor cu *Strongyloides* spp. la animale.

La om, infecția cu *S. stercoralis* este tratabilă cu albendazol și ivermectină; albendazolul oral, 400 mg pe zi, timp de 3 până la 5 zile, este foarte eficient, cu rate de vindecare de aproape 100%. Ivermectina orală este, de asemenea, eficientă, iar avantajul ei este că pacientul trebuie să ia o singură doză de 12 mg pe cale orală, rata de vindecare apropiindu-se de 100%. Mebendazolul are o eficacitate slabă și nu trebuie utilizat ca medicament de primă linie. De asemenea, sunt ineficienți steroizii topici, steroizii orali și antibioticele. Deși corticosteroizii sistemici pot reduce pruritul, profilul efectelor secundare limitează utilitatea lor.

Forma cutanată, cauzată de penetrarea larvelor de *S. stercoralis* sau de larva *currens* a speciilor parazite la animale, se tratează cu soluție topică de tiabendazol 10% sau unguent 15%.

Prevenție

La animale, se impun măsuri generale de igienă, asigurarea confortului fiziologic și îmbunătățirea alimentației, din punct de vedere calitativ și cantitativ. Deparazitarea periodică în unitățile infectate duce la dispariția bolii.

La om, cea mai bună modalitate de a preveni infecția cu *Strongyloides* spp. este purtarea încălțămintei atunci când persoanele se deplasează pe jos și evitarea contactului cu materiile fecale sau cu apele uzate. Eliminarea corespunzătoare a apelor uzate și gestionarea fecalelor sunt cheia prevenirii bolii (Gherman, 2013).

8.11. Dirofilarioza

Dirofilarioza este o boală cu transmitere vectorială reprezentând un mozaic zoonotic care include două specii principale (*Dirofilaria immitis* și *Dirofilaria repens*) ce parazitează canidele, felidele și omul, cu implicații biologice și clinice distincte (Genchi și colab., 2005).

Etiologie

Boala este produsă de două specii: *Dirofilaria immitis*, localizată în arterele pulmonare și cordul drept, respectiv *Dirofilaria repens* în țesutul conjunctiv subcutanat.

Ciclul biologic al speciilor *Dirofilaria* include o gazdă vertebrată definitivă și un vector. Atât *D. immitis* cât și *D. repens* demonstrează o specificitate slabă față de gazda vertebrată, dat fiind că pot infecta numeroase specii de mamifere. Dintre gazdele mamifere, acestea sunt cel mai bine adaptate la câinii domestici și sălbatici, care acționează ca rezervoare de boală. Omul și pisica sunt gazde mai puțin comune, în care dezvoltarea paraziților este modificată dramatic în comparație cu modelul de la câine. Vectorii sunt femele ale diferitelor specii de țânțari din familia Culicidae. Femelele pontează larve denumite microfilarii care sunt prezente în sânge; în timpul hrănirii, țânțarii preiau larvele odată cu sângele. În corpul lor, larvare se dezvoltă până la stadiul 3 (L3), care este infestant. În timpul noilor hrăniri, țânțarii transferă larvele către noua gazdă, la locul înțepăturii.

Larvele de *D. immitis* rămân cel puțin 3 zile la locul de inoculare unde năpârlesc și se transformă în stadiul 4 larvar, L4. Acestea efectuează migrații masive prin țesutul subcutanat și mușchi și năpârlesc din nou devenind L5, adulți imaturi. După ultima năpârlire, nematozii imaturi migrează din mușchi, probabil prin circulația venoasă, către arterele pulmonare. Aici cresc și se maturizează, atingând lungimea maximă la 6 luni postinfecție.

Larvele L3 de *D. repens* se dezvoltă în țesutul conjunctiv subcutanat fără a efectua migrații prin corp. Larvele năpârlesc de două ori și devin adulți maturi. Se găsesc mai frecvent în țesutul conjunctiv de la nivelul trunchiului, rar la cap și membre (Simón și colab., 2012).

Epidemiologie

Dirofilaria immitis la câine este răspândită pe toate continentele, în Europa fiind diagnosticată mai frecvent în partea de sud a continentului. *Dirofilaria repens* este răspândită în Europa, Africa și Asia. Calea de contaminare este transcutanată prin înțepăturile țânțarilor, care sunt gazde intermediare. Rezistența stadiilor larvare este condiționată de supraviețuirea gazdelor intermediare care este influențată de factorii climatici, temperatura și umiditatea fiind cei mai importanți.

Distribuția la nivel mondial a dirofilariozei umane, așa cum este cunoscută în prezent, nu coincide exact cu cea a dirofilariozei canine, în principal din cauza lipsei de date. Există țări cu cazuri umane raportate, în care datele privind infecția canină nu

sunt disponibile și invers; de exemplu, cazuri de dirofilarioză subcutanată umană cauzată de *D. repens* au fost găsite în țări în care a fost descrisă doar dirofilarioza canină produsă de *D. immitis*. Au fost raportate aproximativ 1.782 de cazuri de dirofilarioză umană, dintre care 372 au fost cazuri pulmonare și 1.410 cazuri subcutanate/oculare.

Manifestări clinice

În dirofilarioza cardiacă, majoritatea câinilor afectați nu prezintă semne clinice pentru perioade lungi (luni chiar și ani). Semnele apar treptat și pot debuta cu tuse cronică, urmată de dispnee, slăbiciune și uneori leșin după efort. Raluri în lobii diafragmatici sunt sesizați la auscultare. Distensia venei jugulare și pulsul venos retrograd, splenomegalia, hepatomegalia și ascita, apetitul capricios și pierderea în greutate se dezvoltă pe măsură ce apare insuficiența cardiacă. Câinii pot prezenta dispnee acută, febră și hemoptizie atunci când un număr mare de paraziți mor, din cauza tromboembolismului. Uneori, paraziții realizează migrații neobișnuite cu locații ectopice, în ochi, artere sau vene diferite decât cele pulmonare.

În dirofilarioza cutanată a câinelui, semnele apar mai ales vara și toamna din cauza numărului crescut de microfilarii. Acestea sunt recurente în primii 2-3 ani, iar apoi devin permanente. Semnele includ prurit, eritem, papule, alopecie focală sau multifocală, rareori hipercheratoză, cruste, noduli, acantoză, eczeme, piodermie și edem.

La om, gazdă mai puțin comună pentru speciile de *Dirofilaria*, viermii imaturi de *D. immitis* pot ajunge într-o ramură a arterei pulmonare, unde declanșează un răspuns inflamator, care în final va determina distrugerea acestora, rezultând ocazional noduli pulmonari. Dirofilarioza subcutanată, cauzată de adulții și stadiile imature de *D. repens* din țesuturile subcutanate, se prezintă ca un nodul subcutanat care crește treptat pe o perioadă de săptămâni sau luni de zile. Are o consistență fermă, elastică și se asociază cu eritem; uneori paraziții pot ajunge în regiunea oculară. Ambele specii pot infecta alte regiuni anatomice decât cele descrise mai sus, dar numai accidental.

Tabloul tradițional al dirofilariozei umane include trei concepte: (i) *D. immitis* este asociat cu nodulii pulmonari, iar *D. repens* este asociat cu nodulii subcutanați și locațiile oculare; (ii) infecțiile umane sunt cauzate numai de viermi imaturi; și (iii) infecțiile umane sunt sporadice și accidentale. Aceste paradigme se schimbă, în prezent, dirofilarioza umană fiind considerată o boală emergentă în unele zone din cauza creșterii dramatice a numărului de cazuri umane raportate (mai ales cazuri subcutanate/oculare) în ultimii 10 ani. Particularitățile Deltei Dunării, cu prezența paraziților adulți (*D. immitis*) identificați la carnivorele sălbatice din zonă, existența unor populații numeroase de țânțari ca gazde intermediare și condiții climatice favorabile fac din regiune un areal susceptibil pentru apariția cazurilor la oameni (Gherman, 2013).

Diagnostic

La animale, datele epidemiologice asociate cu simptomele au valoare orientativă, identificarea larvelor în sânge fiind considerat diagnosticul de certitudine. Identificarea microfilariei în sângele periferic poate fi realizată prin mai multe metode: examinarea sângelui în stare proaspătă, direct între lamă și lamelă, frotiuri fixate și colorate, tehnica Knott modificată pentru microfilarii sau tehnica de filtrare pentru microfilarii. Lipsa microfilariei nu exclude o infecție prepatentă. Microfilaremia nu se corelează cu numărul de adulți; în general, microfilaremia mare la câini înseamnă că aceștia sunt purtători ai unui număr mic de paraziți adulți.

La om, diagnosticul este punctul cheie în managementul dirofilariozei. Dirofilarioza pulmonară și subcutanată/oculară umană prezintă diferite provocări de diagnostic. În cazul nodulilor subcutanați sau a unei localizări oculare a viermilor, de obicei pacientul descoperă primul infecția și solicită îngrijiri medicale. În schimb, nodulii pulmonari sunt localizați adânc în interiorul corpului și sunt asimptomatici, într-un procent mare de cazuri și doar o fracțiune din nodulii pulmonari sunt identificați accidental în timpul radiografiilor toracice. Cu toate acestea, în ambele cazuri, atunci când sunt detectați noduli, de obicei se suspectează o malignitate, ceea ce face ca dirofilarioza umană să fie o componentă esențială a detectării diferențiale a nodulilor subcutanați și pulmonari. Tehnicile moleculare și imunologice sunt disponibile în prezent ca alternativă sau complement la tehnicile de diagnostic bazate pe morfologie.

Tratament

La animale, tratamentul dirofilariozei cauzate de *D. immitis* are două scopuri distincte și anume terapia microfilaricidă și preventivă și tratamentul adulticid. Tratamentul microfilaricid se aplică câinilor la care un test antigen a fost pozitiv, demonstrând existența microfilariei circulante. La această categorie, o administrare lunară de avermectine are ca scop prevenirea infecțiilor ulterioare, reducerea microfilariei circulante și uciderea tuturor larvelor care nu sunt încă susceptibile la terapia adulticid. Tratamentul adulticid are ca scop uciderea viermilor adulți și prevenirea leziunilor suplimentare ale sistemului cardio-pulmonar. Melarsomina diclorhidrat (Immiticid) este tratamentul de elecție, două doze de 2,5 mg/kg corp administrate intramuscular la fiecare 24 de ore, pentru două tratamente, exprimând o eficacitate mai mare de 96%. Repetarea terapiei cu două doze în 4 luni va crește eficacitatea la 99% (Simón și colab., 2012).

La om, chimioterapia nu este recomandată. Uzual se practică intervenția chirurgicală, în majoritatea cazurilor, din cauza suspiciunii unei origini maligne a nodulului sau a prezenței viermilor în localizările oculare. Îndepărtarea nodulilor subcutanați sau a viermilor din conjunctiva oculară este o procedură simplă, dar intervenția chirurgicală este mult mai complexă pentru localizările pulmonare, oculare, retro-oculare sau alte localizări interne.

Prevenție

Controlul infestației cu *D. immitis* la animale vizează trei componente majore: chimioprofilaxia, controlul vectorilor din mediu și fauna sălbatică. În ciuda faptului că există multe produse eficiente pentru protejarea animalelor de companie, chimioprofilaxia nu este potrivită pe termen lung din cauza dificultăților de aplicare a tratamentului la câinii fără proprietar și la animalele sălbatice; avermectinele (milbemicin-oxime, moxidectin și selamectin au demonstrat o eficacitate de până la 100%). Controlul țânțarilor prin dezinsecție regulată are un efect benefic major împotriva transmiterii bolilor ce au ca vector țânțarii, inclusiv dirofilarioza. Fauna sălbatică este o componentă importantă care poate acționa ca un rezervor; unele specii de carnivore îngreunând eradicarea viermilor datorită răspândirii lor, aproape universale, în zonele rurale, suburbane și chiar urbane.

Prevenirea infecției la gazda canină și dezvoltarea unui diagnostic serologic de încredere sunt instrumente importante în controlul dirofilariozei la om.

BIBLIOGRAFIE

1. Aksoy DY., Kerimoglu U., Oto A., Erguven S., Arslan S., Unal S., Batman F., Bayraktar Y., 2005. Infection with *Fasciola hepatica*. *Clin Microbiol Infect.* 11(11):859-61.
2. Attias M., Teixeira DE., Benchimol M., Vommaro RC., Crepaldi PH., de Souza W., 2020. The life-cycle of *Toxoplasma gondii* reviewed using animations. *Par&Vec*, 13:588.
3. Gherman CM., 2013. Textbook Of Veterinary Parasitology: Acanthocephala and Nematoda. AcademicPres, Cluj-Napoca. 282 p.
4. Gherman CM., 2020. Textbook Of Veterinary Parasitology: Plathelminthes. AcademicPres, Cluj-Napoca. pp. 452.
5. Genchi C., Simón F., Kramer L., 2005. Dirofilariosis in Humans: Is it a Real Zoonotic Concern? Proc 30th World Small Animal Veterinary Association World Congress, 11-14 mai, Mexico City, Mexic.
6. Glickman LT., Schantz PM., 1981. Epidemiology and pathogenesis of zoonotic toxocariasis. *Epidemiol Rev.* 3:230-50.
7. Kolářová L., Horák P., Skírnisson K., Marečková H., Doenhoff M., 2013. Cercarial dermatitis, a neglected allergic disease. *Clin Rev Allergy Immunol*, 45(1):63-74.
8. Khalil LF., Jones A., Bray RA., 1994. Keys to the Cestode parasites of vertebrates. *CAB International*, Wallinford, UK. 751 p.
9. Leav BA., Mackay M., Ward HD, Acheson D., 2003. *Cryptosporidium* Species: New Insights and Old Challenges. *Clin Inf Dis*, 36(7):903–908.
10. Moré GA., 2021. Toxoplasmosis in Animals. *MSDVetManual*.
11. Murrell KD., Lichtenfels RJ., Zarlenga DS., Pozio E., 2000. The systematic of the genus *Trichinella* with a key to species. *Vet Parasitol.* 93:293-307.
12. Montgomery SP., 2020. Cutaneous Larva Migrans, in Hunter's Tropical Medicine and Emerging Infectious Diseases (Tenth Edition), Ryan ET, Hill DR, Solomon T, Aronson N, Endy TP (eds.), Elsevier Pub. 1264 p.
13. Pozio E., 1989. Present knowledge of the taxonomy, distribution and biology of genera of *Trichinella* (Nematoda, Trichinellidae). *Ann Ist Super Sanita.* 25(4):615-23.
14. Pozio E., La Rosa G., Rossi P., 1989. Present status of the taxonomy of the *Trichinella* genus. *Wiad Parazytol.* 35:483-484.
15. Simón F., Siles-Lucas M., Morchón R., González-Miguel J., Mellado I., Carretón E., Montoya-Alonso JA., 2012. Human and animal dirofilariosis: the emergence of a zoonotic mosaic. *Clin Microbiol Rev.* 25(3):507-44.
16. Thomas L., 2019. Cutaneous Larva Migrans Diagnosis and Management. News-Medical, viewed 12 December 2021, <https://www.news-medical.net/health/Cutaneous-Larva-Migrans-Diagnosis-and-Management.aspx>.
17. Una R., Fayer R., Xiao L., 2014. *Cryptosporidium* species in humans and animals: current understanding and research needs. *Parasitology*, 141:1667-1685.

SISTEM INFORMATIC GEOGRAFIC PENTRU CONSERVAREA BIODIVERSITĂȚII

Cristian TRIFANOV, Marian MIERLĂ, Ion GRIGORAȘ

9.1. Introducere

Sistemele de informații geografice, sau GIS, sunt instrumente informatice și software pentru colectarea și analiza datelor legate de locații geografice și relația acestora cu activitatea umană sau naturală de pe Pământ. Datele GIS pot fi folosite pentru a colecta și analiza date despre suprafața pământului și pentru a crea hărți stratificate, diagrame și modele 3D ale caracteristicilor geografice, inclusiv munți, râuri, păduri, străzi sau clădiri. Industriile și guvernele folosesc instrumente GIS pentru a înțelege mai bine totul, de la planificarea urbană la schimbările climatice.

Din punct de vedere software, un GIS constă într-un tip special de program de calculator capabil să stocheze, să editeze, să prelucreze și să prezinte date și informații geografice sub formă de hărți.

Există mai mulți furnizori de software GIS, cum ar fi Environmental Systems Research Institute Inc., care distribuie ArcGIS și PitneyBowes, care distribuie MapInfo GIS. Deși serviciile și interfețele de cartografiere online sunt furnizate de companii precum Google, Yahoo! și Microsoft, astfel de servicii nu sunt (încă) considerate platforme GIS cu drepturi depline. Există, de asemenea, opțiuni GIS open-source, cum ar fi GRASS care este distribuit și întreținut gratuit de comunitatea open-source.

Toate programele GIS, indiferent de furnizor, constau într-un sistem de gestionare a bazelor de date care este capabil să manipuleze și să integreze două tipuri de date: date spațiale și date de atribute.

9.2. Colectarea informațiilor din zonele de interes

Pentru o analiză a unei zone de studiu este necesară colectarea de date din acea zonă. Această colectare se poate face în mod direct vizitând zona și în mod indirect prin mijloace de teledetecție.

9.2.1. Colectarea informațiilor din teren

Această colectare presupune vizitarea ariei de interes cu instrumentele necesare specifice datelor pe care dorim să le colectăm. Astfel pentru conservarea

biodiversității sunt necesare date atât despre elementele abiotice (elementele de habitat) cât și despre elementele biotice (elementele directe de biodiversitate).

9.2.1.1 Informații hidrologice

Colectarea datelor batimetrice (ale adâncimii apei) în teren se realizează folosind un sistem sonar (Sound Navigation Ranging) multifascicul din dotarea INCDDD. Acest echipament complex a fost achiziționat în anul 2012 în cadrul proiectului “Elaborarea unui suport cartografic digital de rezoluție înaltă necesar implementării planurilor, strategiilor și a schemelor de management în Rezervația Biosferei Delta Dunării - CARTODD” în care s-au achiziționat totodată servicii de măsurători LIDAR (Light Detection and Ranging), ce a avut ca obiectiv realizarea unui model digital al terenului pe toată suprafața RBDD (Rezervația Biosferei Delta Dunării) la o rezoluție de 1m.

Sistemul sonar multifascicul ce este utilizat în vederea colectării datelor batimetrice este conceput pentru a funcționa la adâncimi mici 0-100m (ideal pentru adâncimile din Dunăre) dar care lucrează la o frecvență mică de 240kHz (rezoluție redusă cu mult zgomot în datele brute). Provocarea obținerii datelor batimetrice relevante constă în gradul de acoperire de semnal DGPS pe majoritatea suprafețelor din Delta Dunării, fapt pentru care deseori se adoptă soluția de corecții GPS în sistem RTK (Real Time Kinematic).

Sistemul sonar multifascicul reprezintă un conglomerat de senzori ce monitorizează o serie de parametri impetuos necesari în colectarea norului de puncte batimetric. Fiecare senzor este calibrat și poziționat în ansamblul sistemului ce permite interogarea și monitorizarea parametrilor de funcționare (figura 9.1). Iar prin prelucrarea informațiilor oferite de acest echipament se obține modelul digital al suprafeței reliefului submers ce la rândul lui se folosește în actualizarea harților de navigație, în modelarea hidraulică, pentru probleme de securitate etc.

Activitatea de măsurători batimetrice reprezintă o disciplină ce necesită o abordare complexă de o echipă multidisciplinară ce folosește instrumente specifice în vederea colectării de informații în pentru elaborarea unor produse ce deserveșc o multitudine de discipline.

Așadar, această activitate de colectare a datelor din teren, prin toată complexitatea ei metodologică, continuată prin procesare și analiză ce are drept rezultat un produs finit, real, palpabil cu o aplicabilitate foarte extinsă, este corect realizabilă doar prin multidisciplinaritate. Acest echipament de măsurători este prins pe o ambarcațiune, calibrat și monitorizat de un echipaj instruit în acest sens (Grigoraș și colab., 2020).

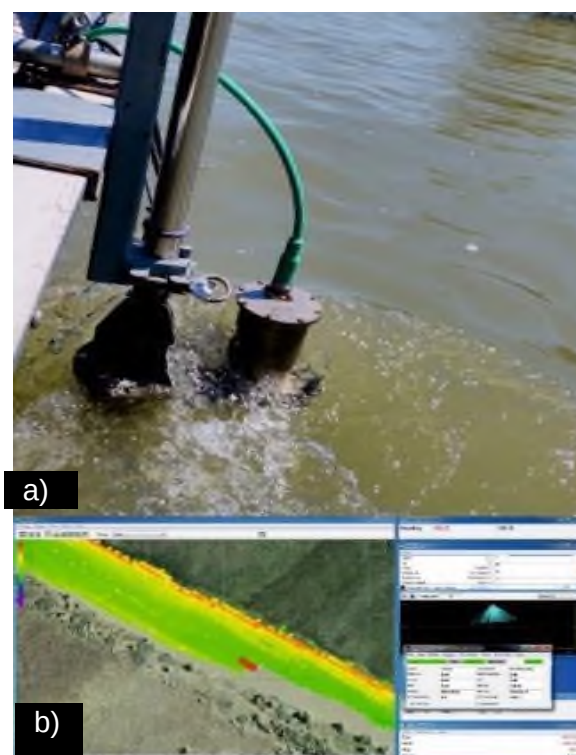


Figura 9.1. (a) Echipamentul în funcțiune montat submers pe copastia ambarcațiunii, (b) Monitorizarea colectării datelor batimetrice și acoperirea cu informații a unui segment de Dunăre

Colectarea datelor cu privire la debitele și vitezele de curgere ale apei în teren se realizează folosind un echipament ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) din dotarea INCDDD. Sistemul ADCP este montat în lateralul ambarcațiunii (figura 9.2, a), pe un sistem de fixare amagnetic (construit din aluminiu). Acesta permite îndepărtarea instrumentului de corpul metalic al navei, pentru evitarea influențelor magnetice asupra busolei încorporate. Sistemul este cuplat la un terminal laptop care înregistrează datele și totodată la un GPS pentru înregistrarea datelor de poziționare.

Pentru măsurarea vitezelor de curenți și a debitelor de-a lungul profilelor, ambarcațiunea se deplasează cu viteză scăzută (similară cu viteza apei), dintr-un mal spre celălalt și cu echipamentul în amonte ambarcațiunii, astfel încât aparatul să se afle direct în curentul de curgere a cursului de apă (figura 9.2, b).

Pentru fiecare profil se efectuează între 2 și 6 traversări, pentru verificarea acurateții înregistrărilor. Aplicația software are posibilitatea comparării măsurărilor și calculează diferența (Coeficientul de variație COV) între aceste determinări. Se consideră că două sau mai multe măsurători succesive sunt corecte, dacă $COV < 5\%$.

Colectarea acestor date hidrologice sunt, în egală măsură cu cele batimetrice, de mare interes în vederea cercetării și elaborării unor studii a unei game variate de domenii printre care se enumeră cele mai importante: biodiversitate, hidrotehnică și navigație. Aceste informații culese din teren servesc în primul rând în elaborarea

modelării hidraulice pentru crearea de scenarii și hărți ce vin în sprijinul autorităților facilitând deciziile de investiții pentru reabilitare, conservare și protejare a zonelor cu risc studiate. Totodată modelarea hidraulică facilitează elaborarea planurilor de construcții hidrotehnice precum baraje, poduri, zone portuare, diguri etc. prin cunoașterea regimului de curgere a apei, astfel, investițiile pot fi eficiente și de durabile (Tudor și colab., 2019).

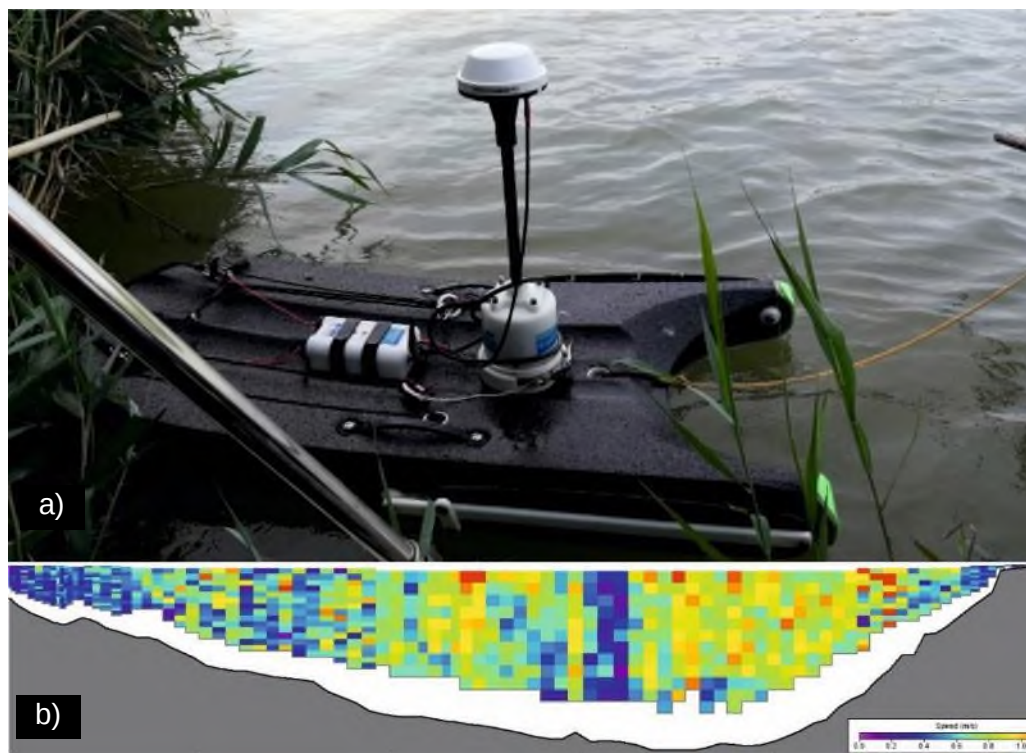


Figura 9.2. (a) Echipamentul ADCP montat pe o placă hidro și tractat de ambarcațiunea de survol. (b) Un profil transversal realizat cu un echipament ADCP ce oferă informații ale vitezei de curgere a apei sub aspect de matrice și totodată informații batimetrice de tip unifascicol

9.2.1.2. Informații cu privire la biodiversitate

Biodiversitatea, după Dicționarul Explicativ al Limbii Române constituie "o diversitate din punctul de vedere al elementelor biologice (fie ele animale, plante sau alte regnuri)". Aceasta trebuie monitorizată la intervale regulate de timp (în funcție de scopul și detalierea ei). Datele cu privire la biodiversitate pot fi luate foarte ușor cu ajutorul unui aparat GPS (Global Position System, adică Sistem Global de Poziționare (figura 9.3).



Figura 9.3. Dispozitivul GPS prin care se marchează un punct unde s-a întâlnit un anumit tip de vegetație (<https://stock.adobe.com/>)

În urma acestor poziționări rezultă în cea mai simplă variantă o colecție de puncte cu cel puțin coordonatele X și Y și eventual Z (figura 9.4).



Figura 9.4. Exemplu de puncte încărcate cu cel puțin coordonatele X și Y

Aceste puncte au posibilitatea de a fi încărcate cu date (ulterior perioadei de teren). Datele încărcate astfel pot varia foarte mult: de la date de abundență, până la date de stare de conservare și altele. Toate aceste informații sunt atașate punctelor colectate și amintite mai devreme, astfel încât dacă se face o interogare pentru un punct de coordonate cunoscute pot fi accesate toate informațiile introduse și asociate acestuia (figura 9.5).

Feature	Value
▼ Puncte_teren_Detalii	
▼ id	7
▶ (Derived)	
▶ (Actions)	
id	7
Zile	2
Coord_X	28.9244061
Coord_Y	45.2250733
N2	HS
N3	dt
N4	-
N5	p
N6S	-
N6	-
ORGANIC	E3
ALCAL	-
TEXTURA	5
SAL	-
DRENAJ	Dn1
DEPOZIT	E2

Figura 9.5. Exemplu de date asociate unui punct colectat cu ajutorul GPS-ului

9.2.1.3. Informații din mijloace aeropurtate

Tehnologia ce stă la baza fotogrammetriei aeriene este mai eficientă atât din punct de vedere economic, cât și din punct de vedere calitativ, în comparație cu varianta tradițională (aeronavă cu pilot). Pentru proiecte ce presupun suprafețe mari de teren sau zone greu accesibile / inaccesibile, fotografia aeriană realizată cu o aeronavă fără pilot (UAV, dronă) oferă suport rapid și precis, cercetătorilor (figura 9.6).



Figura 9.6. Echipament UAV realizat în vederea colectării imaginilor din teren pentru proiectul UASBIRDD

Acest mijloc de a colecta informații din teren este, la momentul actual, foarte proeminent iar tehnologiile existente oferă o gama largă de soluții pentru toate bugetele. De la soluții de costuri minime pentru drone cu aparate foto ce oferă imagini în spectrul vizibil la rezoluții decente până la soluții de drone cu senzorică avansată la rezoluții foarte mari ce oferă pe lângă imaginile în spectrul vizibil și imagini Multi/Hiper spectrale, imagini termale până chiar și date de tip LiDAR (Light Detection and Ranging). Cu cât aeronavele dețin senzorică complexă cu atât acestea sunt mai voluminoase, mai grele și mai dotate din punct de vedere al securității acestora și bineînțeles cerințele de operare ale acestora cresc prin prisma specializării prin training-uri și cursuri de dedicate de operare și procesare a datelor ce le produc.

În cercetare, aceste echipamente sunt folosite în vederea monitorizării unor aspecte cu caracter conservativ sau pentru evaluarea unor evenimente hazard precum incendii, inundații, conflicte etc. Cel mai proeminent proiect de cercetare pe care INCDDD l-a condus s-a concentrat pe evaluarea și monitorizarea coloniilor de pelicani din Rezervația Biosferei Delta Dunării intitulat „UAS inovative survey and monitoring model for colonially breeding waterbird species from Danube Delta Biosphere Reserve - UAS-BIRDD” (figura 9.7) (Marinov și colab., 2017).



Figura 9.7. Colectarea datelor din teren in cadrul proiectului UASBIRDD

Acest proiect a furnizat informații cu privire la cuantificarea precisă a indivizilor de pelicani și nu numai, prin realizarea de imagini mozaic a zonelor de reproducere în urma colectării de imagini aeriene cu ajutorul echipamentelor UAV. S-a dovedit că această metodă de monitorizare este eficientă și cel mai important non invazivă. Astfel, experții obținând informații fără precedent din zone total inaccesibile cu privire la coloniile de păsări fără a le perturba habitatul. Totodată se poate menționa și proiectul ”Revizuirea planului de management și a regulamentului RBDD” în care s-au realizat

zeci de zboruri UAV în vederea cartografierii habitatelor costiere pe toată lungimea litoralului Românesc pe o lățime de 1 km (figura 9.8) (Grigoraș și colab., 2019).



Figura 9.8. Colectarea imaginilor din teren în vederea cartografierii habitatelor litorale

Înainte de a deveni atât de accesibile utilizarea acestor echipamente UAV, soluția pentru obținerea de ortofotoplanuri actualizate era prin achiziția de servicii de fotogrametrie ce implica o companie având în dotare un echipament fotogrametric de dimensiuni mari instalat pe o aeronava pilotată. Acest serviciu are costuri foarte ridicate și totodată necesită foarte multă birocrație în vederea obținerii autorizațiilor necesare.

Dronele sau UAV-urile (Unmanned Aerial Vehicle) ce sunt utilizate de către experții INCDDD sunt echipamente ce furnizează date de tip imagini și clipuri video de înaltă rezoluție în vederea realizării de imagini de tip mozaic (ortofotoplanuri) și pentru a documenta sau relata anumite situații din teren prin realizarea unor clipuri informative (Grigoraș și colab., 2020).

9.2.2. Colectarea informațiilor din baze de date

Colectarea informațiilor din bazele de date presupune existența acestor date stocate în baze de date. Aceste date au fost colectate în alte campanii de teren sau sunt date obținute de la distanță. De cele mai multe ori aceste date sunt sub formă tabelară.

9.2.2.1. Informații sub forma tabelară

Majoritatea informațiilor se păstrează sub formă digitală, iar varianta cea mai concentrată a acestor informații este sub forma tabelară. Tabelul este constituit ca o matrice de informații dispuse într-un mod ordonat în vederea sintetizării multitudinii și diversității de date furnizate în timpul sau după încheierea colectării punctelor din teren.

În figura 9.9 se poate observa un tabel cu datele unor relevee floristice obținute în teren prin metode specifice fitocenologice. Acest tabel conține foarte multe informații utile culese în teren de către specialist.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
127	Lacul Lung	1	26.07.2016	45.3028611000000000	25.4316113300000000	180	180	90.0	100.0	0	Ceratophyllum demersum	591162.997	5013914.169			
128	Lacul Lung	1	26.07.2016	45.3028611000000000	25.4316113300000000	180	180	90.0	100.0	0	Nitellopsis obtusa	591162.997	5013914.169			
129	Lacul Lung	1	26.07.2016	45.3028611000000000	25.4316113300000000	180	180	90.0	100.0	2.3	Chara globularis	591162.997	5013914.169			
130	Lacul Lung	2	26.07.2016	45.3027778000000000	25.4306667000000000	135	135	0.6	100.0	4.5	Ceratophyllum	590679.830	5013496.309			
131	Lacul Lung	3	26.07.2016	45.3027221999999999	25.4404444000000000	160	160	0.8	0	0	Chara globularis	591446.565	5013507.309			
132	Lacul Lung	3	26.07.2016	45.3027221999999999	25.4404444000000000	160	160	0.8	0	0.5	Nitellopsis obtusa	591446.565	5013507.309			
133	Lacul Lung	3	26.07.2016	45.3027221999999999	25.4404444000000000	160	160	0.8	0	0.1	Najas	591446.565	5013507.309			
134	Lacul Lung	3	26.07.2016	45.3027221999999999	25.4404444000000000	160	160	0.8	0	0	Ceratophyllum	591446.565	5013507.309			
135	Merhetiu Mare	4	27.07.2016	45.3134444000000000	25.4417499999999999	125	125	0.3	100.0	0	Nitellopsis obtusa	591512.812	5020701.551			
136	Merhetiu Mare	4	27.07.2016	45.3134444000000000	25.4417499999999999	125	125	0.3	100.0	0	Myriophyllum spicatum	591512.812	5020701.551			
137	Merhetiu Mare	5	27.07.2016	45.3136111000000000	25.4456667000000000	0	0	0.4	100.0	0	Nitellopsis obtusa	592112.507	5021405.461			
138	Merhetiu Mare	5	27.07.2016	45.3136111000000000	25.4456667000000000	0	0	0.4	100.0	0	Myriophyllum spicatum	592112.507	5021405.461			
139	Merhetiu Mare	5	27.07.2016	45.3136111000000000	25.4456667000000000	0	0	0.4	100.0	0	Vallisneria	592112.507	5021405.461			
140	Merhetiu Mare	6	27.07.2016	45.3210813299999999	25.4631670000000000	0	0	0.5	100.0	0	Chara globularis	593067.592	5021588.287			
141	Merhetiu Mare	7	27.07.2016	45.3228610999999999	25.4650555999999999	0	0	0.0	80	0	C7mp de Chara	593037.549	5021805.311			
142	Merhetiu Mare	8	27.07.2016	45.3239999999999999	25.4654444000000000	0	0	0.0	100	0	C7mp de Myriophyllum sp.	593255.777	5021928.367			
143	Merhetiu Mare	9	27.07.2016	45.3276667000000000	25.4694444000000000	0	0	0.0	100	0	C7mp de Nuphar luteum	593635.126	5022347.710			
144	Merhetiu Mare	10	27.07.2016	45.3336388999999999	25.4553132999999999	130	130	0.4	100.0	0	Chara globularis	592509.103	5022977.353			
145	Merhetiu Mare	10	27.07.2016	45.3336388999999999	25.4553132999999999	130	130	0.4	100.0	1-2	Nitellopsis obtusa	592509.103	5022977.353			
146	Merhetiu Mare	11	27.07.2016	45.3331667000000000	25.4322221999999999	0	0	0.5	100.0	0	Chara globularis	590733.377	5021759.016			
147	Merhetiu Mare	11	27.07.2016	45.3331667000000000	25.4322221999999999	0	0	0.5	100.0	1.2	Nitellopsis obtusa	590733.377	5021759.016			
148	Merhetiu Mare	12	27.07.2016	45.3247329999999999	25.4348611800000000	180	180	0.6	100.0	0	Nitellopsis obtusa	590506.354	5021895.933			
149	Merhetiu Mare	12	27.07.2016	45.3247329999999999	25.4348611800000000	180	180	0.6	100.0	0	Chara fragilis	590506.354	5021895.935			
150	Merhetiu Mic	13	27.07.2016	45.3295000000000000	25.4757220000000000	195	195	0.6	100.0	0	Chara globularis	594140.402	5022567.083			
151	Merhetiu Mic	13	27.07.2016	45.3295000000000000	25.4757220000000000	195	195	0.6	100.0	0	Nitellopsis obtusa	594140.402	5022567.083			
152	Merhetiu Mic	13	27.07.2016	45.3295000000000000	25.4757220000000000	195	195	0.6	100.0	0	Chara fragilis	594140.402	5022567.083			
153	Merhetiu Mic	13	27.07.2016	45.3295000000000000	25.4757220000000000	195	195	0.6	100.0	0	Najas	594140.402	5022567.083			
154	Merhetiu Mic	13	27.07.2016	45.3295000000000000	25.4757220000000000	195	195	0.6	100.0	0	Ceratophyllum demersum	594140.402	5022567.083			
155	Merhetiu Mic	13	27.07.2016	45.3295000000000000	25.4757220000000000	195	195	0.6	100.0	0	Vallisneria spiralis	594140.402	5022567.083			
156	Merhetiu Mic	14	27.07.2016	45.3328890000000000	25.4778610999999999	180	180	1.0	100.0	0	Chara fragilis	594276.831	5022948.114			
157	Merhetiu Mic	14	27.07.2016	45.3328890000000000	25.4778610999999999	180	180	1.0	100.0	0	Chara globularis	594276.831	5022948.114			
158	Merhetiu Mic	14	27.07.2016	45.3328890000000000	25.4778610999999999	180	180	1.0	100.0	0	Najas	594276.831	5022948.114			
159	Merhetiu Mic	15	27.07.2016	45.3288312999999999	25.4794722000000000	180	180	1.0	100.0	0	Chara fragilis	594416.544	5022503.438			
160	Merhetiu Mic	15	27.07.2016	45.3288312999999999	25.4794722000000000	180	180	1.0	100.0	0	Chara globularis	594416.544	5022503.438			

Figura 9.9. Date sub forma tabelară
(în coloanele C și D sunt informații de localizare obținute cu GPS-ul)

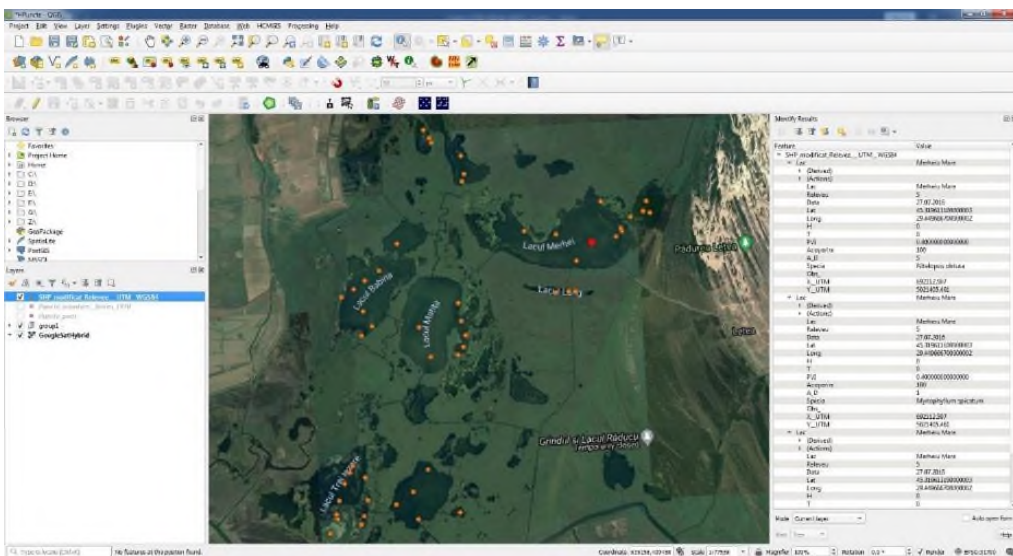


Figura 9.10. Puncte cu informații din surse tabelare (coloanele din dreapta constituie informațiile tabelare stocate în tabela de attribute a fișierului vector)

În urma procesării tabelului și introducerii lui în Sistem Informațional Geografic pe baza celor două coloane ce conțin coordonatele X și Y (coloanele C și D) a rezultat un fișier cu referință spațială cu puncte pentru fiecare specie din fiecare relevu în parte (figura 9.10).

9.2.2.2. Informații vectoriale

Reprezentarea vectorială a datelor

În modelul bazat pe vectori, datele geospațiale sunt reprezentate sub formă de coordonate. În datele vectoriale, unitățile de bază ale informațiilor spațiale sunt puncte, linii (arcuri) și poligoane. Fiecare dintre aceste unități este compusă pur și simplu ca o serie de unul sau mai multe puncte cu coordonate, de exemplu, o linie este o colecție de puncte conexe, iar un poligon este o colecție de linii conexe.

Coordonatele

Constituie perechi de numere care exprimă distanțe orizontale de-a lungul axelor ortogonale, sau triplete de numere care măsoară distanțe orizontale și verticale, sau n-numere de-a lungul axelor n care exprimă o locație precisă în spațiul n-dimensional. Coordonatele reprezintă în general locații de pe suprafața pământului față de alte locații.

Minimul necesar este o pereche de două numere care să furnizeze informații cu privire la coordonata X și la cea Y. Aceste date pot fi observate în figura 9.9 (coloanele C și D).

Punct

Punctul reprezintă o abstractizare zero-dimensională a unui obiect reprezentat printr-o singură pereche de coordonate X, Y. Un punct reprezintă în mod normal o caracteristică geografică prea mică pentru a fi afișată ca linie sau zonă; de exemplu, locația unei clădiri pe o hartă la scară mică sau locația unei acoperiri de servicii pe o hartă la scară medie (figura 9.11).



Figura 9.11. Reprezentarea Oraşului Sulina printr-un punct (galben)

Linia

Un set de coordonate ordonate care reprezintă forma trăsăturilor geografice prea înguste pentru a fi afișate ca o zonă la scara dată (contururi, linii centrale ale străzii sau pâraie), sau trăsături liniare fără zonă (linii de graniță a județului). O linie este sinonimă cu un arc (figura 9.12).



Figura 9.12. Traseu parcurs de specialist pentru investigații de teren (linia roșie) salvat cu ajutorul GPS-ului

Arc

Un termen ARC / INFO care este utilizat sinonim cu linia.

Poligon

O caracteristică utilizată pentru a reprezenta zone. Un poligon este definit de liniile care alcătuiesc limita sa și un punct din limita sa pentru identificare. Poligoanele au atribute care descriu caracteristica geografică pe care o reprezintă (figura 9.13).



Figura 9.13. Zonele Strict Protejate din Rezervația Biosferei Delta Dunării (figurate în verde) sub formă de poligon

9.2.2.3. Informații sub formă de imagini (raster)

O altă bază de date ce este des interogată o reprezintă cea cu date istorice ce se regăsește adesea în arhive. Arhiva INCDDD pe lângă rapoartele studiilor și a nenumăratelor planșe de reconstrucție ecologică și planificare spațială ce datează din anii 1970, se regăsesc și hărți istorice, planșe, schițe și ortofotoplanuri. Toate aceste înscrisuri, utilizând tehnologiile noi, se pot transfera din format fizic (planșe, hărți, schițe) în format digital ce le conferă o importanță majoră în variatele analize. Delta Dunării a suferit modificări morfologice importante de-a lungul timpului prin prisma intervențiilor umane fie ele pentru valorificarea resurselor naturale sau pentru conservarea biodiversității. Datele istorice conferă, prin literatură, schițe, hărți și ortofotoplanuri, o conformație mai puțin alterată față de cea prezentă, o conformație funcțională care deservea habitatele și ecosistemele din vremea când intervențiile umane în interiorul deltei nu erau atât de invazive. Prin urmare, ortofotoplanurile (figura 9.14) de exemplu

au o valoare incomensurabilă deoarece, prin transferarea acestora în format digital, se pot suprapune cu orice alte elemente digitale spațiale (straturi GIS de orice tip (figura 9.15) astfel, permițând o varietate de tipuri de analize și comparații în vederea realizării unor studii de eficientizare a funcționalității Deltei Dunării ce au menirea să fie suport decizional pentru autoritățile implicate.



Figura 9.14. Exemplu ortofotoplan din zona Maliuc/Lacul Furtuna ce datează din 1982

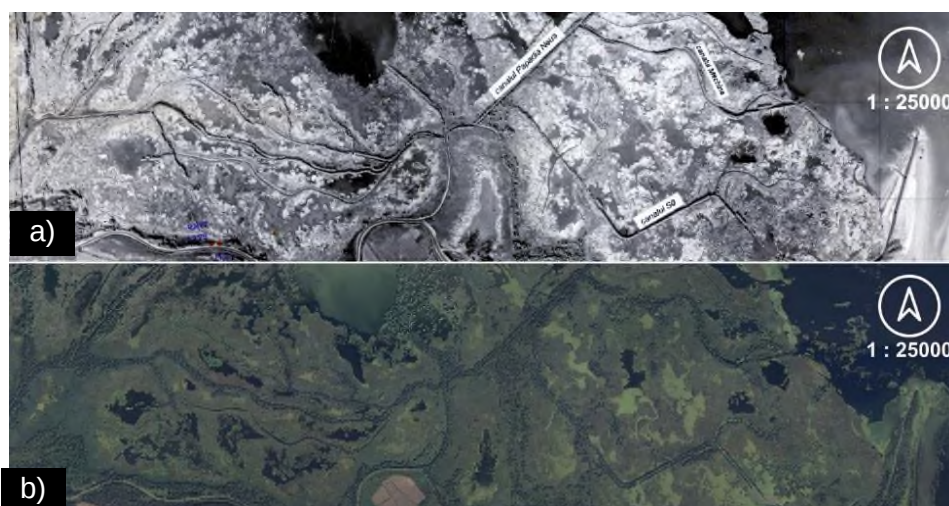


Figura 9.15. Straturi GIS de tip raster pentru zona Maliuc (a) ortofotoplan din 1982 adus în coordonate, (b) imagine ortofoto 2015

Odată cu modernizarea tehnicilor de achiziție a datelor, au apărut noi seturi de date de tip raster (pe lângă imaginile satelitare noi Sentinel) și anume imagini din drone. Acestea au atât avantaje cât și unele dezavantaje față de cele satelitare. Principalul avantaj îl constituie actualitatea datelor, acestea putând fi vechi de câteva zile de la zbor și până la produsul finit în urma procesărilor imaginilor (figura 9.16).



Figura 9.16. Imagine neprocesată din dronă de la altitudinea de 30 m

Printre cele mai mari dezavantaje putem aminti gradul de acoperire al acestor date din drone chiar și în urma procesării imaginilor. pentru că autonomia de zbor a dronelor este de maxim 30 minute.

9.3. Procesarea informațiilor

Toate aceste date amintite mai devreme, dar și altele pentru a furniza informații cât mai multe și mai diverse, trebuie procesate. Procesarea lor este efectuată diferit în funcție de tipul de date.

9.3.1. Procesarea informațiilor hidrologice

Procesarea datelor batimetrice multifascicul se realizează cu ajutorul aplicației Hypack utilizând un număr de module ale acesteia fiecare dedicat pentru un anumit tip de format de date aflat în diferite stadii de procesare. Procedeu este unul meticulos deoarece este complet manual iar rezultatul este în funcție de interpretarea utilizatorului, cel puțin în ceea ce privește zonele cu incertitudine mare a datelor. Aplicația Hypack reprezintă mediul în care se colectează datele de batimetrie și

totodată procesarea acestora. Este o aplicație modulară cu o interfață relativ prietenoasă dar foarte complexă.

Procedura de editare impune importarea fișierelor brute ale proiectului și aplicarea de filtre în vederea excluderii automate ale unor valori ce nu se încadrează în ecartul de adâncimi din zona anchetată (termenul de specialitate folosit este „spike”). Apoi excluderea punctelor batimetrice din capetele fiecărei fante batimetrice deoarece acele puncte prezintă un grad mare de incertitudine. Imediat ce filtrele au fost aplicate, toate datele sunt afișate sub formă de trasee. Fiecare fișier de date este reprezentat sub forma unei linii. Afișarea aceasta permite identificarea aberațiilor de poziționare ce se pot îndepărta cu ușurință.

Stadiul al doilea de procesare îl presupune efectiv editarea batimetriei în norul de puncte. Acesta se realizează secvențial între fișierele brute importate și pentru o interpretare calitativă se aleg tronsoane mici. Fiecare astfel de tronson se analizează separat de restul datelor, dar aspectul punctelor batimetrice, de la trecerea de la un tronson editat la altul, trebuie să fie uniformă și continuă. Instrumentele aplicației permit editarea punctelor cât mai facilă în ferestre de profile longitudinale și transversale (figura 9.17). Editarea are loc concomitent pe un număr dorit de astfel de profile și totodată ferestre de editare tridimensională a norului de puncte (figura 9.18), cu o abordare controlată din punct de vedere al numărului concomitent de fante, din fișierul de date brute aflat în editare (Grigoraș și colab., 2020).

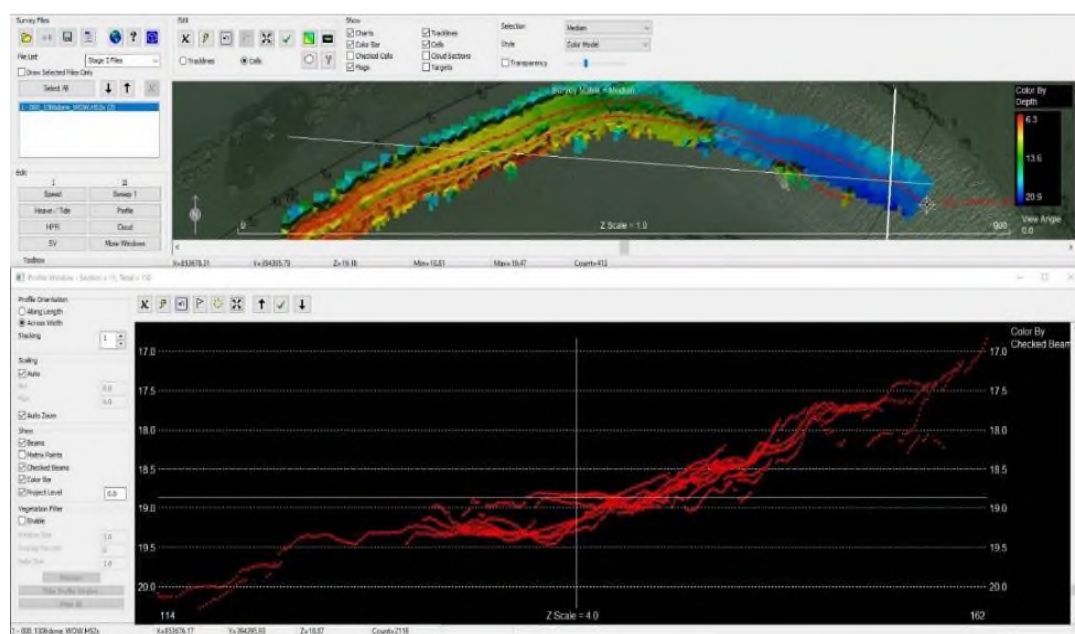


Figura 9.17. Editarea punctelor batimetrice în profil transversal

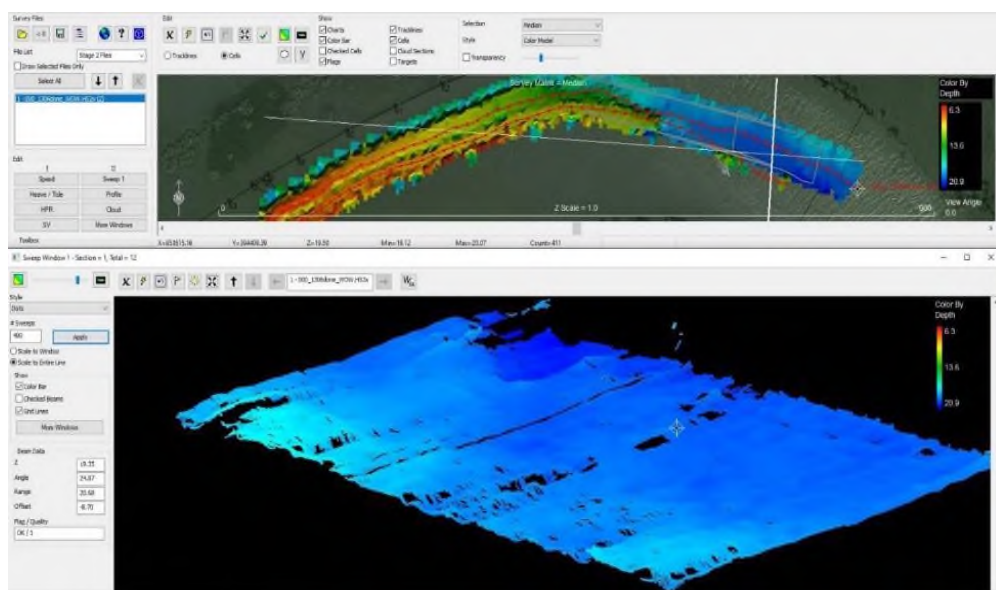


Figura 9.18. Editarea punctelor batimetrice în vizualizare tridimensională a norului de puncte

Ajungând la un rezultat satisfăcător în ceea ce privește editarea punctelor batimetrice, toate datele sunt colectate într-un singur proiect de editare și apoi exportate în format ASCII (text) pentru continuarea procesării acestora. Datele batimetrice prelucrate până în acest punct conțin valori de adâncimi pe axa Z. Aceste valori nu sunt relevante unor reprezentări morfometrice comparative și hidrologice. De aceea sunt supuse unui proces de calcul astfel încât să se alinieze unui sistem de referință standardizat aplicabil pe tot teritoriul României și anume Marea Neagră 75 și/sau Marea Neagră Sulina. Cu alte cuvinte adâncimile se transformă în cote. Dacă valorile batimetrice de adâncime procesate până în acest moment sunt valori pozitive, transformarea lor în cote permite ca acestea să varieze de la valori pozitive până la valori negative. Transformarea adâncimilor se realizează ținând cont de valoarea cotei luciului de apă la momentul măsurătorii. Așadar, determinarea acestor cote ale nivelului apei, la momentul măsurătorii, începe prin stocarea informațiilor de nivel ale apei, la mirele hidrologice disponibile în zona studiată. Totodată, sunt necesare informațiile de cote ale mirelor. Cu alte cuvinte, la ce altitudine se află 0 miră față de sistemele de referință utilizate. Dispunând de toate valorile necesare se poate realiza ecuația de calcul a cotei nivelului de apă în dreptul zonei unde s-a desfășurat măsurătoarea.

$$D_c = \frac{(Cam - Cav) \times d}{D}$$

Unde: „D_c” reprezintă diferența de cotă, „Cam” reprezintă cota amonte, „Cav” reprezintă cota aval, „d” este distanța de la mira din amonte până la zona unde s-a realizat măsurătoarea iar „D” reprezintă distanța dintre mira din amonte și mira din aval.

Etapa următoare este determinarea cotei nivelului de apă în zona măsurată iar aceasta se realizează folosind următoarea ecuație:

$$C_{pi} = C_{am} - D_c$$

Unde: „C_{pi}” reprezintă cota punct intermediar, „C_{am}” este cota din amonte iar „D_c” reprezintă diferența de cotă ce a fost calculată anterior. Pentru ca modelul reliefului submers să fie reprezentat ca un tot unitar astfel încât să se extindă nu numai pe suprafața interpolată a batimetriei propriu-zise ci până la luciul de apă determinat, s-a actualizat norul de puncte batimetric cu punctele de mal extrase din imagini aeriene disponibile ce obțin valori altimetrice identice cu valorile luciului de apă calculat anterior.

Procesarea datelor ADCP se realizează în două etape și anume prin interogarea aplicației de colectare a datelor din teren și prin verificarea și exportul lor către o aplicație GIS, în care se realizează convertiri ale datelor în formate uzuale, în vederea armonizării acestora cu datele complementare. Datele rezultate din măsurătorile pe un profil sunt comparate și mediate, rezultatul fiind un raport (Discharge Report) care conține toate datele esențiale pentru un profil (figura 9.19).

Discharge Measurement Summary Report

Print

Discharge Measurement Summary

Date Measured: Monday, June 12, 2017

Site Information				Measurement Information			
Site Name		SF Gh. Amonte		Party		INCOOD	
Station Number		01		Boat/Motor		Nautilus 20HP	
Location		Erencuc		Meas. Number		01	

System Information		System Setup		Units	
System Type	RS-M9	Transducer Depth (m)	0.00	Distance	m
Serial Number	4513	Screening Distance (m)	0.00	Velocity	m/s
Firmware Version	3.92	Salinity (ppt)	0.0	Area	m ²
Software Version	4.1	Magnetic Declination (deg)	0.0	Discharge	m ³ /s
				Temperature	degC

Discharge Calculation Settings				Discharge Results			
Track Reference		Bottom-Track		Left Method		Sloped Bank	
Depth Reference		Vertical Beam		Right Method		Sloped Bank	
Coordinate System		ENU		Top Ft Type		Power Ft	
				Bottom Ft Type		Power Ft	
				Start Gauge Height (m)		0.00	
				End Gauge Height (m)		0.00	
				Width (m)		105.400	
				Area (m ²)		1,084.865	
				Mean Speed (m/s)		0.625	
				Total Q (m ³ /s)		678.289	
				Maximum Measured Depth		15.748	
				Maximum Measured Speed		1.493	

Measurement Results																	
Tr	Time	Duration	Temp.	Track	DFRG	Width	Area	Boat	Water	Left	Right	Top	Middle	Bottom	Total	HBTotal	%
1	6:35:03 PM	0:02:04	23.5	108.70	101.40	105.400	1,084.865	0.877	0.625	0.68	0.04	32.67	499.88	145.94	678.289	--	73.7
		Mean	23.5	108.70	101.40	105.400	1,084.865	0.877	0.625	0.68	0.04	32.67	499.88	145.94	678.289	0.000	73.7
		Std Dev	0.0	0.00	0.00	0.000	0.000	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.00	0.00
		COV	0.0	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Exposure Time: 0:02:04

Tr1=20170612183503r.nvr

Comments

Tr1=20170612183503r.nvr - Amonte dunare Primul meandru ;

Compass Calibration

Passed Calibration

CAUTION

Calibration duration = 120 seconds

M34.00 = Magnetic influence is acceptable

Q9 = Magnetic field is uniform

H9 = Complete horizontal rotation

V7 = High pitch/roll

Recommendation(s):

Avoid any changes to the instrument setup or its orientation to the magnetic influences detected during the compass calibration.

Measurements should be made in locations with similar magnetic influences as the location of the compass calibration.

System Test

System Test: PASS

Parameters and settings marked with * are not constant for all files.

Report generated using AutoTrack RiverSurveyor Live

Figura 9.19. Exemplu de raport sumar al măsurătorii de debit

Reprezentarea grafică a datelor înregistrate pe profil permite o mai bună înțelegere a rezultatelor. Această imagine este afisată chiar în momentul măsurărilor

(figura 9.20), permițând verificarea traseului navei, a direcției acesteia față de curent cât și a vitezei de deplasare, în timp real.

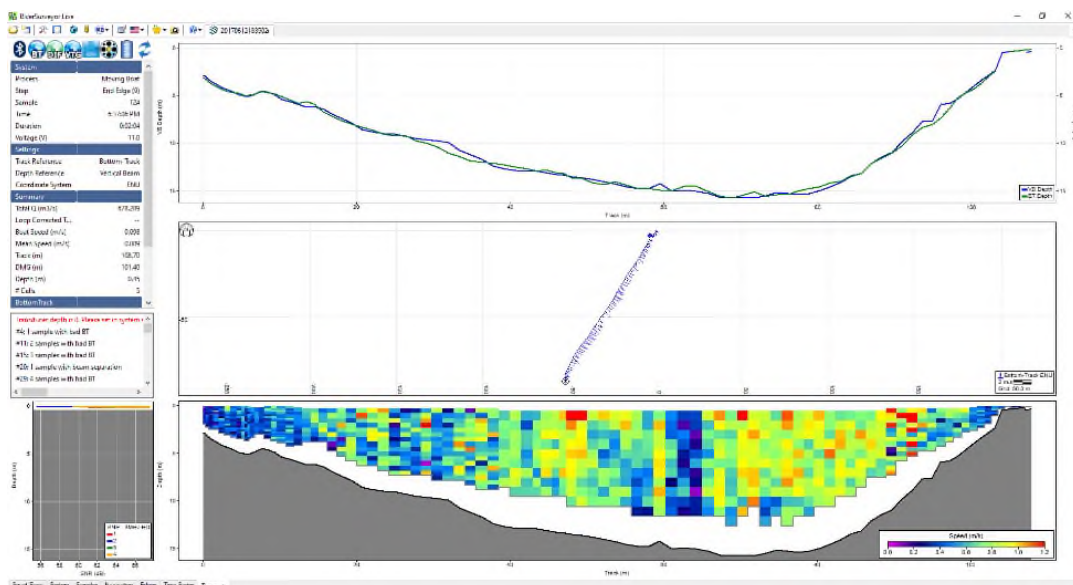


Figura 9.20. Datele ADCP afișate în timp real de-a lungul executării unei măsurători de profil

Cum s-a menționat mai devreme, datele se pot exporta în format ASCII iar ulterior, utilizând instrumente tipice GIS, se transformă în formate vector în vederea armonizării acestora cu baza de date existentă. Ca urmare a procesării datelor acestea se utilizează în diferite domenii de activitate precum: monitorizare hidro-morfologică, inspecția regimului de curgere a apei ca urmare a decolmatărilor, ca date de intrare și calibrare a unui model hidraulic etc.

9.3.2. Procesarea informațiilor privind biodiversitatea

Prin combinarea diferitelor layer-e (tipuri de date vectoriale, raster, tabelare) într-un Sistem Informațional Geografic se pot obține informații concertate referitoare la răspândirea unor specii și habitate. Aceste noi informații se pot obține prin folosirea unor instrumente și proceduri de procesare a datelor geospațiale cum ar fi: intersecția, diferența, apartenența, excluderea, adunarea, scăderea. Aceste geoprocесări evidențiază aspecte mai puțin cunoscute despre unele componente ale biodiversității.

9.3.3 Procesarea informațiilor obținute prin mijloace aerportate

Aplicațiile disponibile pentru aceste sarcini specifice sunt mai mult sau mai puțin comparabile, deoarece fluxul de lucru pe care trebuie să-l întreprindă utilizatorul nu diferă foarte mult de la un software la altul. Diferența constă în controlul producției. Unele programe sunt complet automatizate după introducerea datelor, cu aproape

niciun control (Open Drone Map cu linie de comandă sau prin interfața browserului web), unele sunt proiectate cu un flux de lucru secvențial în care utilizatorul poate observa produsele fiecărei etape de procesare (Agisoft), în care unele opțiuni de bază devin disponibile pe măsură ce se avansează în stadiul de procesare, și altele pot facilita o suită de opțiuni pe tot parcursul procesării (Pix4D). Pix4D este (deocamdată) prima alegere în generarea de date geospațiale bazate pe imagini UAV, dacă plata pentru aceste servicii nu reprezintă o problemă. Interfața este prietenoasă și fluxul de lucru este intuitiv și flexibil (figura 9.21). Avantajele față de alte platforme disponibile sunt că, de la început, puteți alege referința spațială și modelul geoidal al viitoarelor straturi generate de către utilizator. De asemenea, oferă personalizarea completă a camerei (UAV) (pentru utilizatorii avansați) în care se pot configura diferiți parametri iar anumite etape de procesare pot fi evitate în vederea obținerii unor produse spațiale animate, astfel economisind timp de procesare.

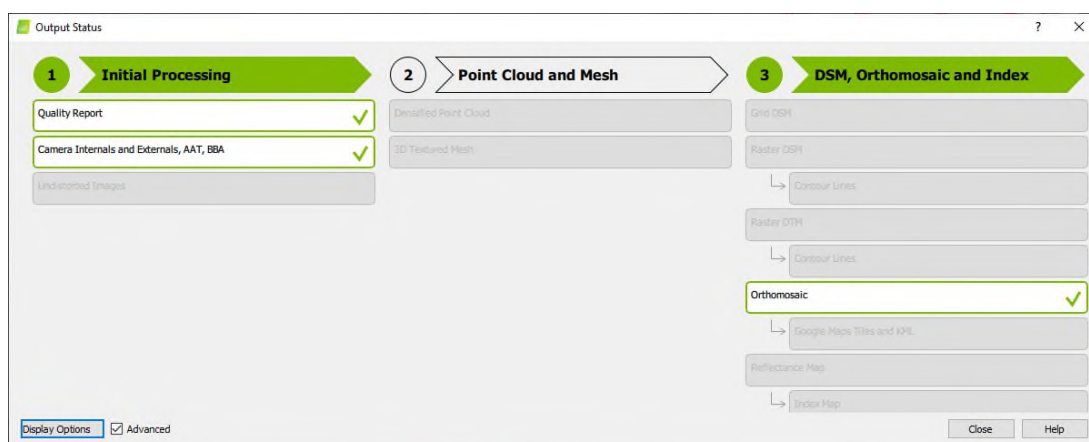


Figura 9.21. Diagrama fluxului de lucru a aplicației PIX4D

După fiecare etapă a procesării, aplicația generează automat un raport calitativ de execuție, ce oferă informații în vederea inspectării parametrilor detectați și calitatea punctelor de legătură între imagini. În acest raport se pot observa erori de execuție, iar utilizatorul poate relua procesul de analiză sau poate interveni din timp, astfel încât produsul finit să fie corectat fără a relua procesul de analiză de la început (figura 9.22, a). După etapa inițială de procesare a imaginilor provenite din sistemele UAV, în care se stabilesc automat punctele de legătură dintre imagini, rezultă un model tridimensional de puncte ce au culoarea texturii imaginilor astfel, favorizând o vizualizare în perspectivă a întregului areal analizat. Tot în baza acestor puncte se produc o serie de produse și anume: imaginea generală (figura 9.22, b), modelul digital al suprafeței (teren plus elementele de pe acesta) (figura 9.22, c), modelul digital al terenului (doar terenul) etc.

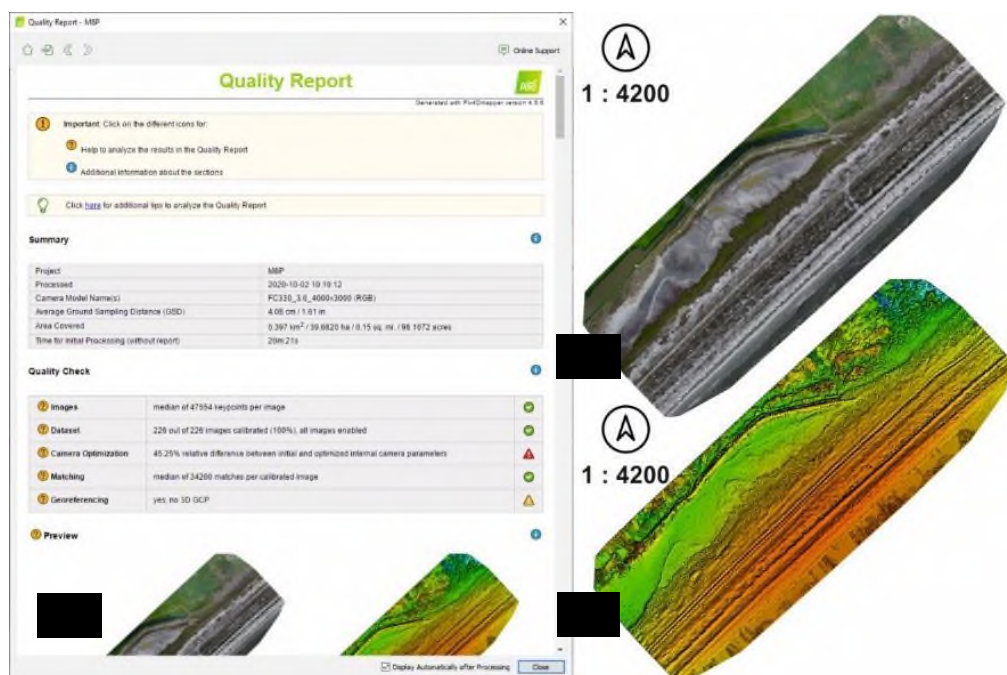


Figura 9.22. (a) Raportul de calitate generat de aplicația PIX4D.
Cele doua produse finale în urma procesării – imaginea generala (b) și modelul digital al suprafeței (c)

Un alt program software care poate să proceseze imagini rezultate în urma zborului cu drone este OpenDroneMap (ODM). Acesta este un software gratuit și cu sursa deschisă (adică accesul la codul sursă este liber și ca atare, poate fi modificat acolo unde cel în cauză cunoaște și dorește modificarea) care transformă imagini simple de tip cameră foto în date geografice bidimensionale și tridimensionale care pot fi utilizate în combinație cu alte seturi de date geografice. Pe scurt, este un program care preia imagini foto ca intrare și produce o varietate de materiale georeferențiate ca ieșire, cum ar fi hărți și modele 3D. Așadar produsele finite sunt aceleași ca și în cazul aplicației PIX4D.

Acest software are două dezavantaje: primul este procesul de instalare care este anevoios (nu este direct, sunt necesare multe intervenții ale utilizatorilor pentru a realiza în condiții bune instalarea) și al doilea este faptul că software-ul funcționează numai sub sisteme de operare bazate pe Linux (de exemplu Ubuntu). Partea foarte bună a acestui software este că nu implică niciun cost și ar putea suferi îmbunătățiri multiple din partea dezvoltatorilor. De asemenea, software-ul are o interfață bazată pe web, astfel poate fi accesat printr-un program de accesare internet (browser web) într-o rețea locală.

9.3.4. Procesarea informațiilor din bazele de date

Pentru valorificarea fotoplanurilor fizice din arhivele instituției, sunt necesare a fi supuse unor proceduri standard de digitalizare, în vederea pregătirii acestora pentru viitoarele analize ori ca suport cartografic. Așadar aceste planșe se vor scana la o rezoluție cât mai înaltă posibilă pentru a nu avea pierderi de detalii. Ulterior fiecare planșă se supune unui proces de normalizare a culorilor astfel încât, după concatenarea acestora imaginea generală rezultată să fie una uniformă. Pentru a utiliza aceste imagini în diversele proiecte GIS, este necesar aplicarea procesului de georeferențiere. Aceasta presupune ca imaginile, fiecare în parte, să fie trase în coordonate geografice astfel încât acestea să se poată suprapune cu alte straturi GIS. Acest procedeu este unul manual și meticulos ce poate dura ore până se găsește optimul de poziționare. De menționat faptul că imaginea digitală poate să fie deformată în urma depozitării inadecvate a planșei fizice și totodată la procesul de scanare. Aceste deformări pot genera erori semnificative la procesul de georeferențiere și de aceea produsul finit nu poate fi niciodată perfect orientat pe toată suprafața acestuia. Prin urmare, procesul de georeferențiere presupune un modul al oricărei aplicație GIS (ESRI, QGIS etc.) ce permite importarea de imagini cu și fără informații de poziționare și care, prin instrumentele oferite, permite utilizatorului să identifice un punct comun în planșă ce se dorește georeferențiată cu cea după care se face georeferențierea (figura 9.23, a și b).



Figura 9.23. Procesul de georeferențiere: (a) imaginea scanată trasă în coordonate, (b) imagine ortofoto după care se realizează georeferențierea

Urmând metodologia pentru fiecare imagine scanată, se construiește baza de date fotogrametrică ce va conține toate aceste imagini scanate și georeferențiate ce datează din anul 1982 conform exemplului de față. Această metodologie este universal valabilă pentru orice imagine, hartă, schiță etc ce se dorește a fi utilizată în baze de date GIS, precum un alt exemplu cum ar fi Harta Deltei Dunării după Hartley 1886 (figura 9.24).

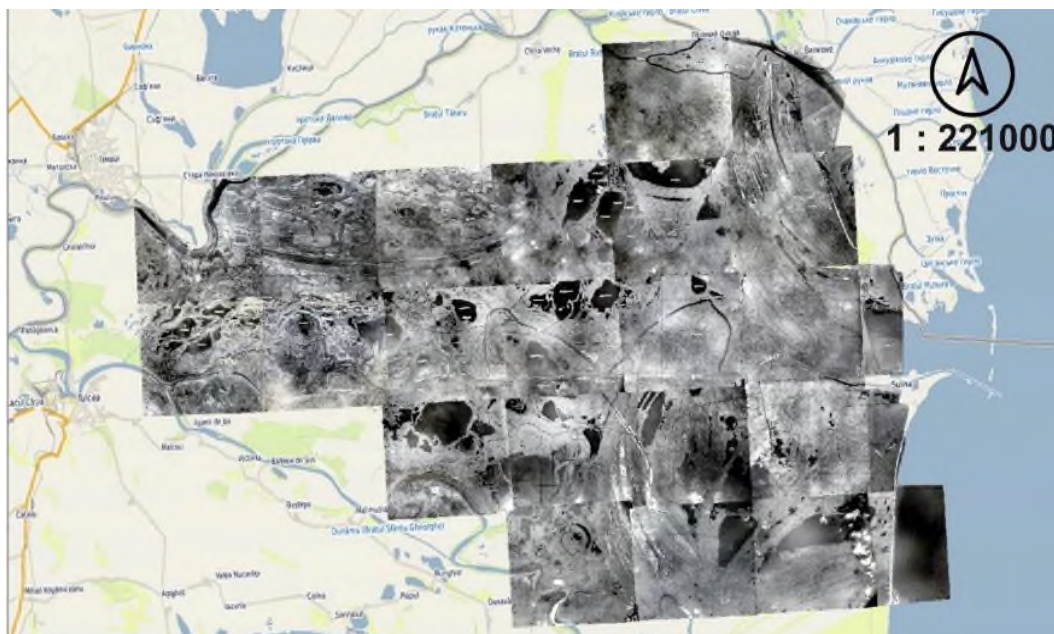


Figura 9.24. Harta Deltei Dunării după Hartley 1986, scanată și georeferențiată

9.4. Rezultate si aplicații

În urma procesării datelor existente sau preluate din teren prin intermediul unor expediții în acest sens vor rezulta informații noi și ușor de interpretat . Aceste informații sunt de nivel înalt de rafinare și înțelegere față de datele brute. Informațiile procesate (împreună cu alte informații de acest gen) pot constitui rezultate ale studiilor.

9.4.1. Harta adâncimii apei (batimetrică) suport pentru viață, conectivitate și navigație

În vederea obținerii unor produse finale batimetrice reprezentate sub formă de suprafață continuă cu informații altimetrice, s-a apelat la algoritmi de interpolare disponibili în aplicația GIS, numită QuantumGIS. Metodologia de lucru în această aplicație este aceeași pentru toate proiectele realizate cu privire la colectarea datelor batimetrice multifascicul, iar un exemplu de produs finit este reprezentat în figura 9.25.

În funcție de proiectele finanțate, aceste hărți batimetrice au fost realizate pentru diverse locații de-a lungul Dunării. De exemplu pentru studiul „Fish behaviour preparatory study at Iron Gate Hydropower dams and reservoirs” finanțat de Banca Europeană de Investiții, s-a realizat harta batimetrică pentru zona Dunării aval de Porțile de Fier II (figura 9.26), (Suciu și colab., 2015).

În cadrul proiectului ”Profile transversale și longitudinale – Bazinul SNT SC VARD TULCEA prin ridicări topo-batimetrice și trasări axe zona de excavat” s-au realizat hărți batimetrice în diferite etape de excavare a bazinului (figura 9.27), (Nichersu și colab., 2016).

Un alt exemplu îl constituie proiectul ”Analiza morfo-fractală a dinamicii hidro-morfologice a celor 3 brațe principale ale Deltei Dunării”, în care s-au elaborat hărți batimetrice pentru evaluarea morfohidrologiei celor două ceatale ale Deltei Dunării (Ceatal Izmail respectiv Ceatal Sf. Gheorghe, figura 9.28) și totodată zona portuară a orașului Tulcea (figura 9.29), (Feodot și colab., 2015). Pe lângă proiectele de cartografiere a albiei minore a Dunării cu ajutorul echipamentului sonar multifascicol, au fost nenumărate proiecte în care s-a apelat la echipamentul sonar unifascicol. Acest echipament se pretează pentru interiorul Deltei Dunării și prin prelucrarea acestor date rezultă profile batimetrice dintr-un mal în celălalt.

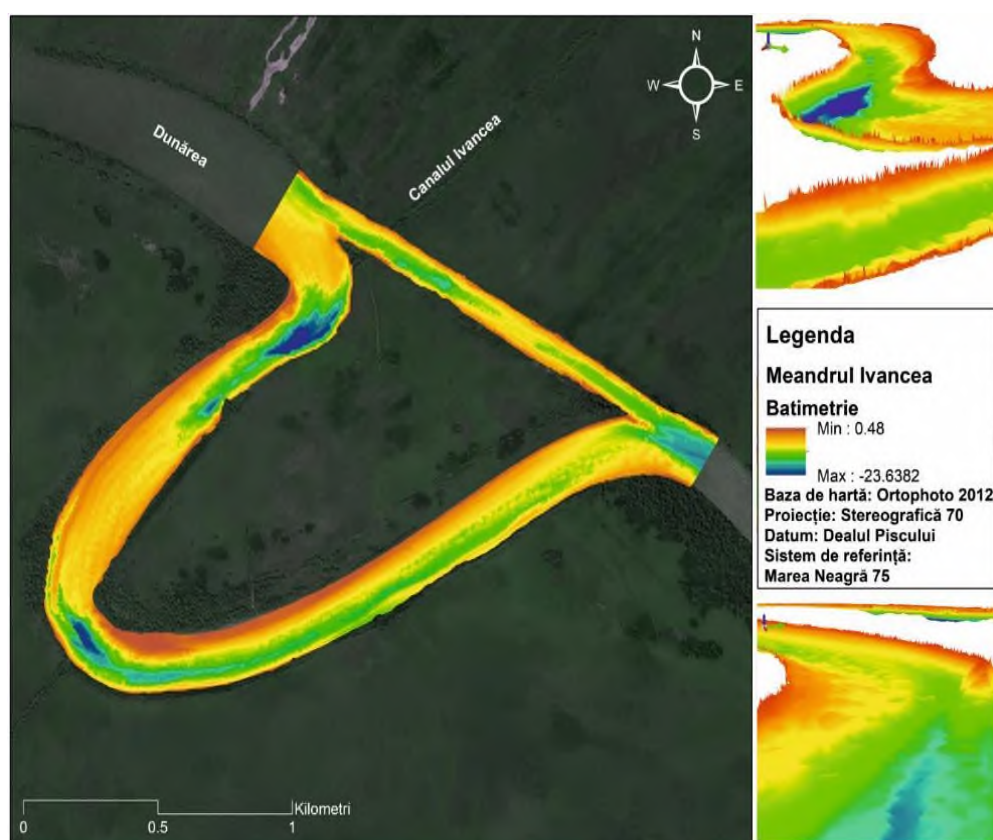


Figura 9.25. Zona meandrului Iancea Km 20 – 16 (reprezentare batimetrică în plan și în perspectivă)

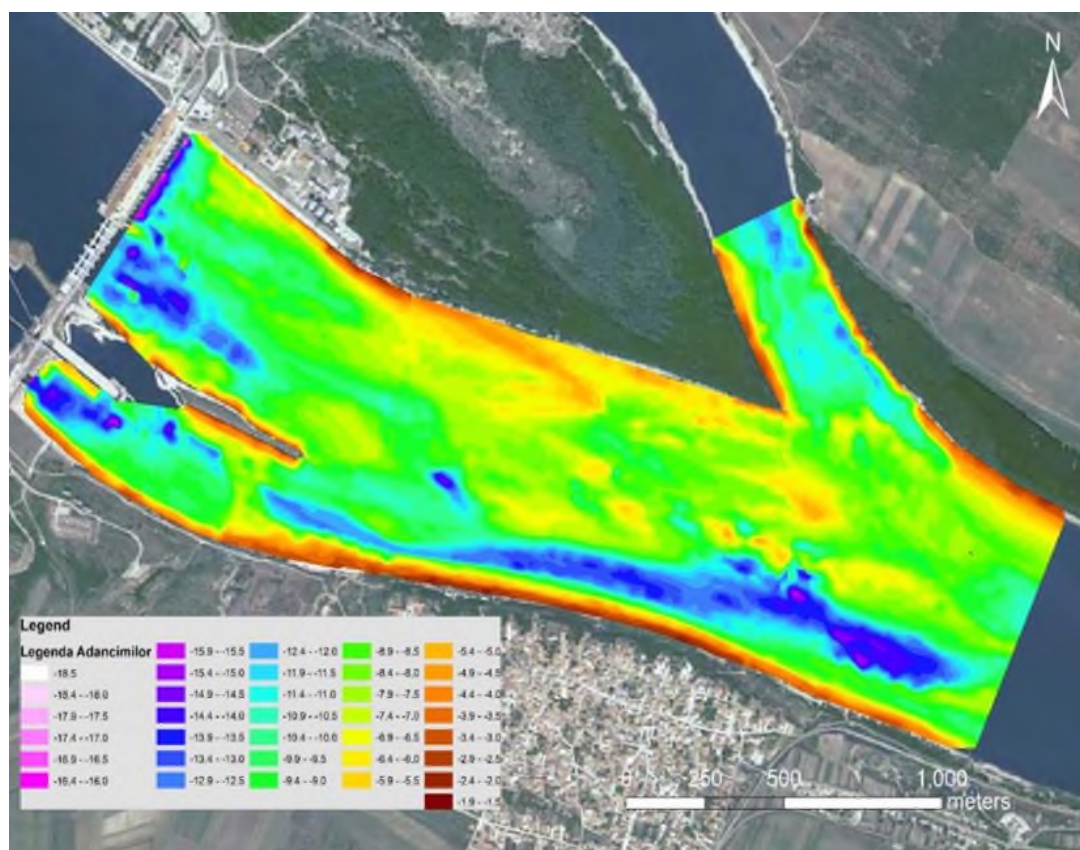


Figura 9.26. Harta batimetrică a zonei aval de Porțile de Fier II

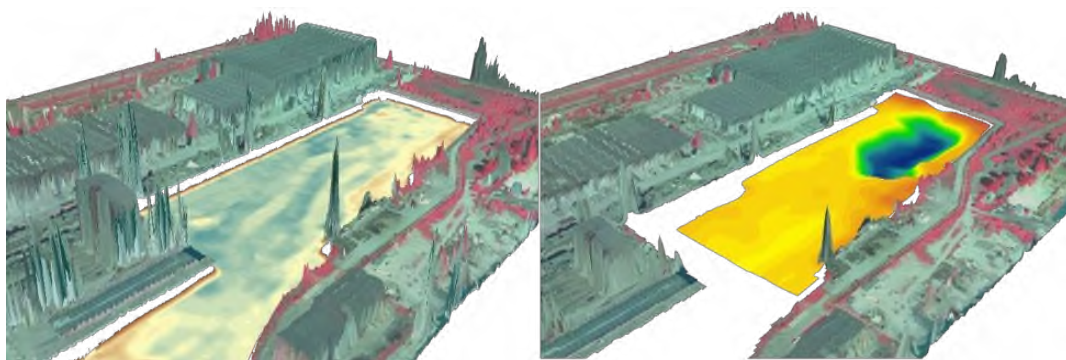


Figura 9.27. Vedere 3D a hărții batimetrice și a modelului numeric al suprafețelor înainte de excavarea bazinului VARD (stânga) și într-un stadiu avansat de excavare (dreapta)

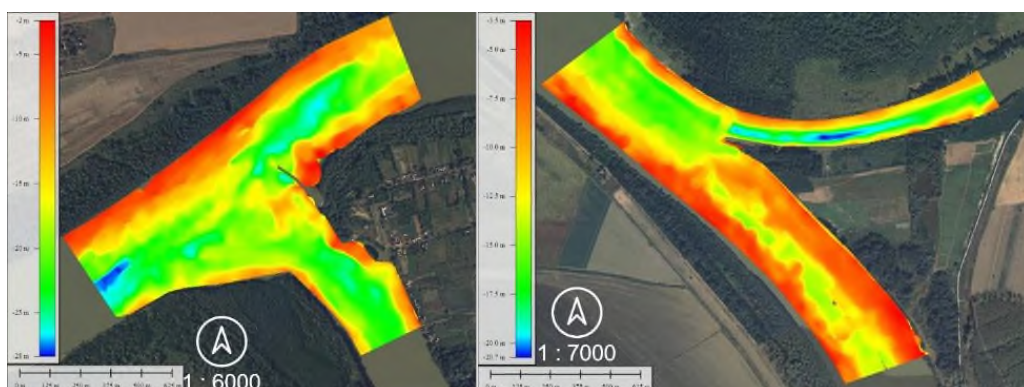


Figura 9.28. Hărți batimetrice a ceatalului Izmail (stânga) și a ceatalului Sf. Gheorghe (dreapta) (2015)



Figura 9.29. Harta batimetrică a zonei portuare a municipiului Tulcea (2015)

9.4.2. Harta debitelor și vitezelor apei, rata de reîmprospătare, modelare hidraulică

Rolul determinant în scurgerea apei în deltă îl are, evident, aportul de ape al Dunării la vârful deltei. Aceste ape, pătrunzând în deltă, se îndreaptă spre mare pe câteva căi principale de scurgere: brațul Chilia, brațul Tulcea, brațele Sulina și Sf. Gheorghe. Între căile principale de scurgere ale apei prin Delta Dunării și interiorul deltei și între acestea și zonele exterioare deltei, precum și între deltă și mare ca și în interiorul deltei, există o serie de căi de legătură pentru scurgerea apei, care îndeplinesc un rol deosebit în regimul hidrologic al deltei. Prin aceste căi se realizează

rolul de rezervor de acumulare natural al interiorului deltei și al unor zone exterioare ei, și apar căi secundare de scurgere a apei spre mare (Diaconu, 1963).

Regimul acestui rezervor natural este determinat de scurgerea Dunării. Este foarte important de cunoscut în perioada apelor mici, aportul apelor din Dunăre, pentru a se determina factorul de reîmprospătare al acestor rezervoare naturale. Analizând complexitatea fenomenului scurgerii apei în deltă, la ape mici, trebuie semnalat aportul foarte scăzut din Dunăre.

Ca urmare procesării datelor de debite colectate din teren se poate evidenția harta repartiției debitelor din vara anului 2015 (figura 9.30) ce oferă informații cu privire la rata de împrospătare a apei din complexele acvatice ale Deltei Dunării pe perioada de niveluri scăzute tipice pe timp de vară.

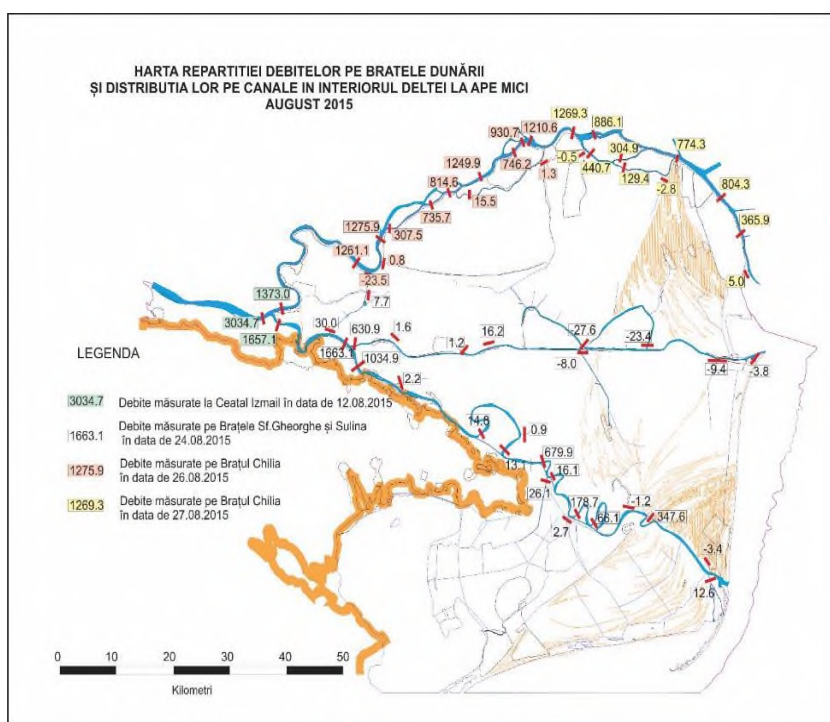


Figura 9.30. Harta distribuirii debitelor apelor Dunării (August, 2015)

În cadrul proiectului "Danube Floodrisk" în care INCDDD a fost partener, s-au elaborat scenarii de risc și hazard la inundații ca urmare a modelării hidraulice. În vederea implementării acestora, s-a utilizat o bază de date voluminoasă din care au făcut parte datele de batimetrie și totodată cele de repartitie a debitelor pe brațele Dunării și în interiorul deltei pe canalele acestea. Produsul finit presupune straturi GIS în format raster ce conțin informații ale adâncimii apei în zonele inundate (figura 9.31), (Nichersu și colab., 2009).

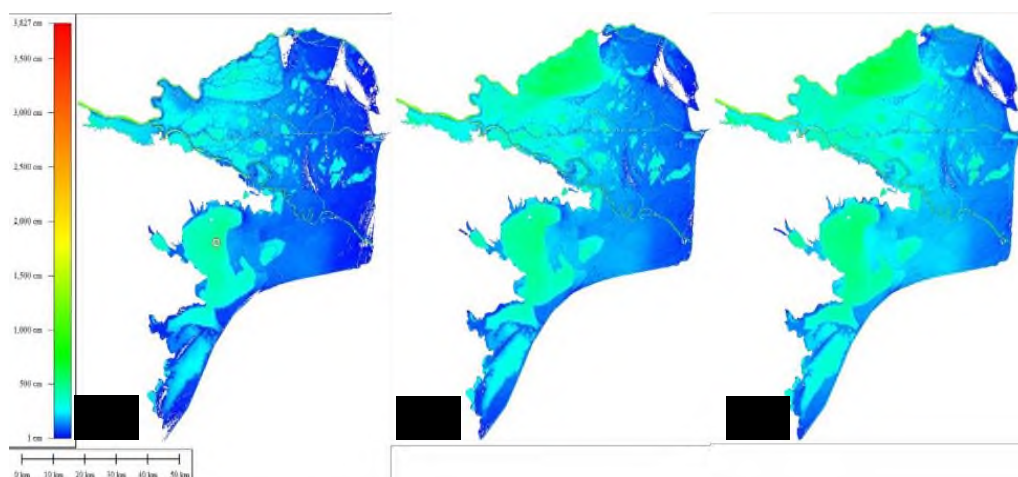


Figura 9.31. Harta hazardului la inundații pentru 30 de ani (a), 100 de ani (b) și 1000 de ani (c)

9.4.3. Răspândirea speciilor – suport decizional in conservarea biodiversității

Cunoașterea răspândirii speciilor și habitatelor cu o acuratețe mare este una din premisele unui management responsabil și eficient în conservarea biodiversității, știindu-se faptul că cel mai important criteriu pentru declararea unei Rezervații a Biosferei este nivelul biodiversității. Această cunoaștere înlesnește procesul decizional în administrarea cât mai eficientă a resurselor într-un mod cât mai sustenabil.

9.4.4. Procesarea informațiilor obținute prin mijloace aeroportate

Prin prelucrarea datelor provenite de la sistemele UAV (drone) utilizând metodologia descrisă anterior, se obțin informații fotogrametrice precum imagini uniforme, prin mozaicarea întregilor seturi de fotografii realizate de dronă în teren și totodată, se pot obține materiale video, a căror funcționalitate este de la sine înțeleasă. Materialele video de obicei se folosesc pentru a obține informații generale, panoramice ale zonei anchetate, totodată se utilizează în vederea survolării și evaluării unui obiectiv anume precum incendii, inundații, situații de conflict, precum și diverse alte evenimente de mediu sau sociale. Adevărata valoare a acestor echipamente constă în capturarea fotografiilor deoarece acestea permit un spectru larg de analize, ce pot oferi informații vitale din teren.

De menționat este faptul că utilizarea acestor echipamente a ușurat și facilitat foarte mult accesul la starea de mediu a Deltei Dunării pe zone restrânse. Până la apariția acestor drone, pentru a obține imagini la rezoluții înalte pe suprafețele studiate, presupunea contractarea serviciilor de fotogrametrie, ce se execută cu echipamente voluminoase, profesionale, montate pe aeronave cu pilot la bord. Aceste servicii sunt foarte costisitoare, iar obținerea produselor finite durează foarte mult. Avantajul acestora este ca pot acoperi zone foarte mari într-un singur zbor, pe când dronele

acoperă zone foarte reduse, dar la rezoluții mult mai mari, datorită faptului că zboară la altitudini mai joase. Oferta de drone și echipamente fotogrametrice este în plină dezvoltare, încât în decursul unui an pot apărea mai multe îmbunătățiri ale unui singur produs.

Dronele variază ca dimensiune și performanțe de zbor în funcție de opțiunile senzoricilor montate pe acestea, precum camere RGB, infraroșii, termale, multi și hiperspectrale, senzori LIDAR (Light detection and Ranging) pentru scanarea terenului într-un model digital al acestuia, echipamente topografice pentru precizie ridicată etc. Acești senzori vin în diverse mărimi și greutăți pe care dronele trebuie să le acomodeze.

Momentan, INCDDD deține astfel de echipamente în vederea cartografierii fotogrametrice pentru a transforma multitudinile de imagini colectate din teren într-o singură imagine continuă și uniformă (figura 9.32), din care pot deriva și alte tipuri de produse precum DSM (Digital Surface Model), ce presupune un nor de puncte topografic, ce deține informații altimetrice (figura 9.33). În funcție de tipul de zbor abordat în teren (figura 9.34), se pot realiza și modele tridimensionale ale unor elemente de interes (figura 9.35).



Figura 9.32. Imagini mozaicate în urma procesării ale fotografiilor provenite din dronă. (a) aproximativ 22 de zboruri formează această imagine mozaicată, (b) profile perpendiculare pe zona costieră în dreptul localității Vadu. (c) imagine mozaicată în detaliu pentru zona litorală Midia Nord.

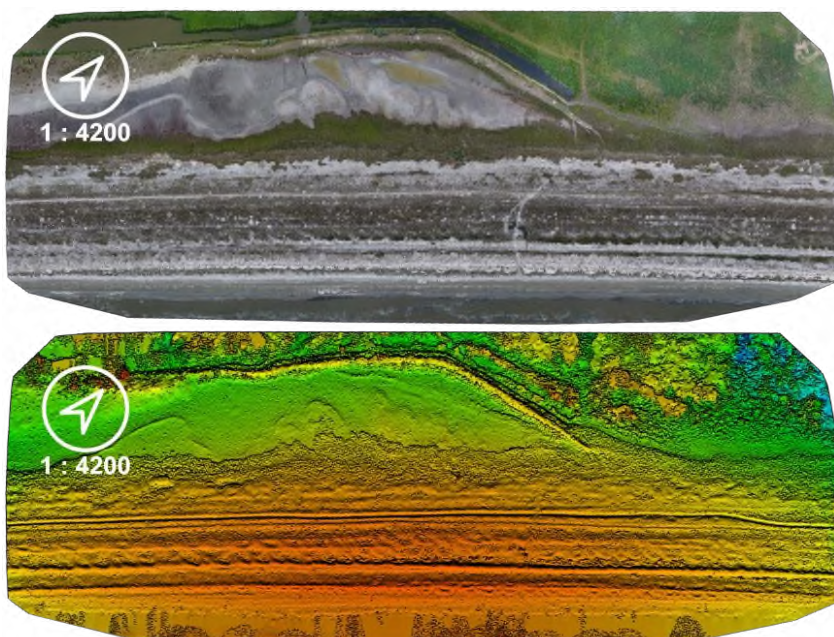


Figura 9.33. Modelul digital al suprafeței (jos), un produs ce derivă din imaginea mozaic (sus)

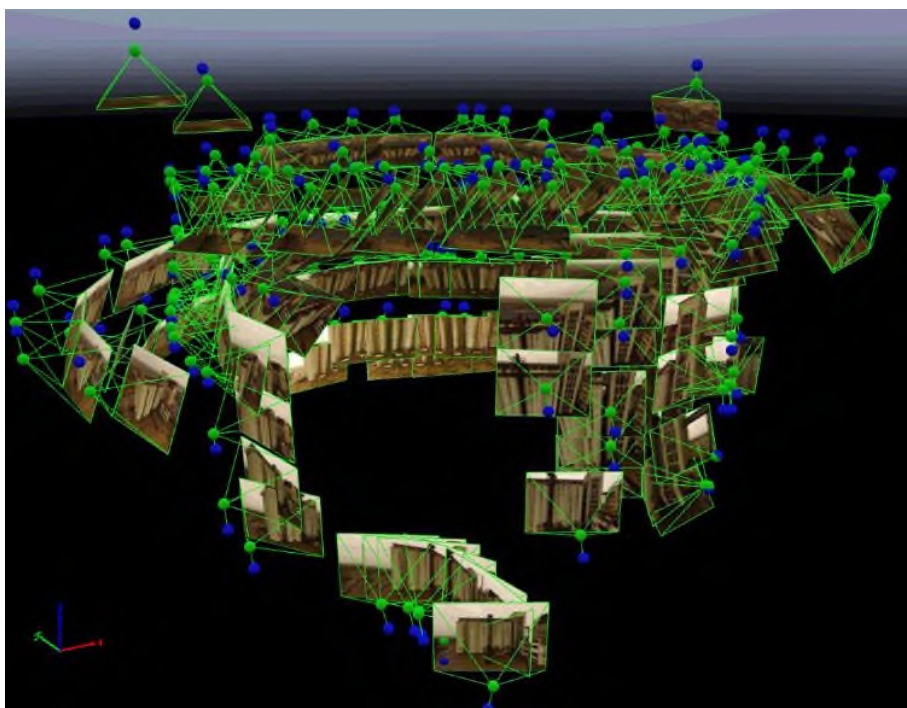


Figura 9.34. Zbor neregulat în jurul unui obiectiv la diferite înălțimi și unghiuri

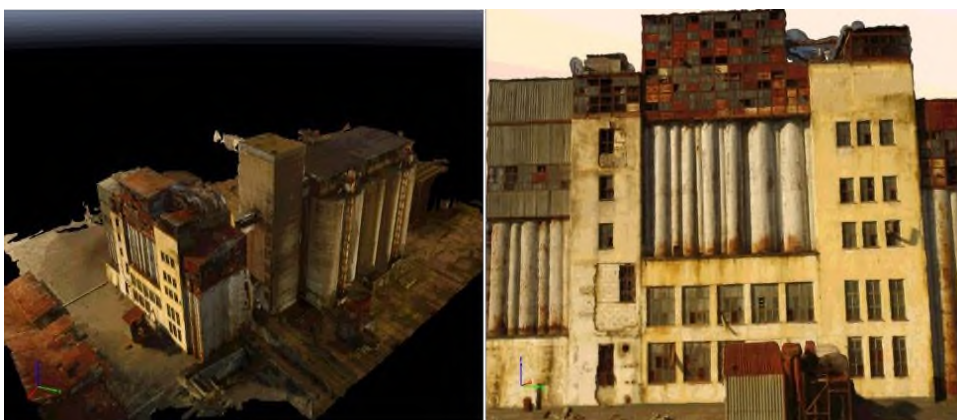


Figura 9.35. Model tridimensional al unei fabrici cu silozuri

BIBLIOGRAFIE

1. Iuliana-Mihaela Tudor, Adrian Burada, Cristina Despina, Eugenia Cioacă, Anca Craciun, Orhan Ibram, Liliana Teodorof, Cosmin Spiridon, Iasemin Suliman, Aurel Nastase, Gabriel Lupu, Mihai Doroftei, Marian Mierla, Cristian Trifanov, Anore Ciprian, 2019 – Evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice de pe teritoriul Rezervației Biosferei Delta Dunării, 60 pagini. Raport Faza 2 / martie/2019 - Analiza datelor preliminare hidrologice, chimice si biologice din apele curgătoare, al proiectului nr. PN 19 12 01 02 01 (coord. Iuliana-Mihaela TUDOR) al contractului nr. 12N/2019/MCI, executant: INCDDD - Tulcea. Tulcea, România;
2. Ion Grigoraș, Marian Mierlă, Cristian Trifanov, 2020 - Dezvoltarea metodelor de prelucrare a datelor de biodiversitate, pentru asigurarea necesităților de procesare informațională în cercetarea zonelor umede, 21 pagini. Raport Faza 2 - Metodă de procesare a datelor provenite de la sonarul multi beam, al proiectului nr. PN 19 12 04 01 (coord. Ion GROGORAȘ), executant: INCDDD - Tulcea. Tulcea, România;
3. Ion Grigoraș, Marian Mierlă, Cristian Trifanov, 2020 - Dezvoltarea metodelor de prelucrare a datelor de biodiversitate, pentru asigurarea necesităților de procesare informațională în cercetarea zonelor umede, 64 pagini. Raport Faza 3 - Colectarea și procesarea datelor batimetrice pe meandrele brațului Sfântu Gheorghe la confluența meandrelor, al proiectului nr. PN 19 12 04 01 (coord. Ion GROGORAȘ), executant: INCDDD - Tulcea. Tulcea, România;
4. Ion Grigoraș, Marian Mierlă, Cristian Trifanov, 2020 - Dezvoltarea metodelor de prelucrare a datelor de biodiversitate, pentru asigurarea necesităților de procesare informațională în cercetarea zonelor umede, 37 pagini. Raport Faza 4 - Metodă de procesare a datelor provenite de la drone, al proiectului nr. PN 19 12 04 01 (coord. Ion GROGORAȘ), executant: INCDDD - Tulcea. Tulcea, România;
5. Mihai Marinov si colab., 2017, „UAS inovative survey and monitoring model for colonially breeding waterbird species from Danube Delta Biosphere Reserve - UAS-BIRDD”, PN-II-PT-PCCA-2011-3, <http://ddni.ro/wps/ro/proiecte-nationale/>;
6. Ion GRIGORAȘ și colab., Programul Operațional Infrastructura Mare, Cod apel: POIM/178/4/1/Creșterea gradului de protecție și conservare a biodiversității și refacerea ecosistemelor degradate, Axa prioritară: Protecția mediului prin măsuri de conservare a biodiversității, monitorizarea calității aerului și decontaminare a siturilor poluate istoric, Cod SMIS 2014+ 123322, Nr. contract: 253/2019, Revizuirea planului de management și a regulamentului RBDD, coordonator Ion GRIGORAȘ, executant: INCDDD - Tulcea. Tulcea, România;
7. Radu Suciuc și colab., 2015, Fish behaviour preparatory study at Iron Gate Hydropower dams and reservoirs” finanțat de Banca Europeană de Investiții (www.eib.eu), responsabil proiect Dr. Ing. Radu Suciuc (INCDDD);
8. Iulian Nichersu și colab., 2016, Profile transversale si longitudinale – Bazinul SNT SC VARD TULCEA prin ridicări topobatimetrice si trasări axe zona de excavat, Faza:I – Măsurători topo-hidrografice – situație înainte de începerea lucrărilor și

- trasarea zonei de excavat, Beneficiar: S.C. Complex Delta SRL Tulcea, Proiectant general/prestator: I.N.C.D.D.D. Tulcea;
9. Iuliana Feodot și colab., 2015, PROIECT Nr. PN 09 26 04 08 – Faza II, Analiza morfo-fractală a dinamicii hidro-morfologice a celor 3 brațe principale ale Deltei Dunării, Faza II – 2015: Analiza complexă a macroformelor – meandrele și ostroavelor Brațului Sf. Gheorghe, Responsabil proiect: IDT Dr. Ing. Iuliana FEODOT (INCDDD);
 10. C.Diaconu, I.D.Nichiforov. Autori: A.A.Almazov (et al), 1963, Zona de varsare a Dunarii, monografia hidrologica, Institutul de Studii și Cercetări Hidrotehnice (Romania), Editura Tehnica, 396 pagini;
 11. Iulian Nichersu și colab., 2009, CONTRACT NO. 9488/EGU/22.12.2009 (392 / 2009), Beneficiaries and flood risk assessment in Danube Floodpalin - DANUBE FLOODRISK, raport intermediar - Cercetarea acoperirii cu seturi de date pe fluviul Dunărea, coordonator Iulian NICHERSU, executant: INCDDD - Tulcea. Tulcea, România.
 12. <https://www.heavy.ai/technical-glossary/gis>
 13. https://saylordotorg.github.io/text_essentials-of-geographic-information-systems/s05-03-geographic-information-systems.html

SCHIMBĂRI CLIMATICE ÎN DELTA DUNĂRII, EVOLUȚIA PARAMETRIILOR CLIMATICI STUDIAȚI

Marian MIERLĂ, Ion GRIGORAȘ, Cristian TRIFANOV, Mihai DOROFTEI, Silviu COVALIOV, Eugenia CIOACĂ

10.1. Introducere

Studierea schimbărilor climatice are loc în contextul manifestărilor din ce în ce mai frecvente ale fenomenelor meteorologice extreme (temperaturi maxime, temperaturi minime, precipitații intense, secete extreme etc.) (Mierlă, 2017).

La nivel internațional există o organizație interguvernamentală cu privire la schimbările climatice (IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change) care are în vedere verificarea cercetării amănunțite la nivel mondial a schimbărilor climatice și a efectelor acestora asupra numeroaselor domenii legate direct sau indirect cu activitățile umane (Mierlă, 2017).

Grupul interguvernamental de experți privind schimbările climatice (IPCC), este principalul organ internațional pentru evaluarea schimbărilor climatice. Acesta a fost stabilit de Programul Națiunilor Unite pentru Mediu (UNEP) și Organizația Meteorologică Mondială (OMM), în 1988, pentru a oferi lumii o perspectivă științifică clară cu privire la stadiul actual al cunoștințelor în domeniul schimbărilor climatice și potențialul impact asupra mediului și asupra aspectelor socio-economice. În același an, Adunarea Generală a ONU a aprobat acțiunea OMM și UNEP în stabilirea în comun a IPCC-ului.

În calitate de organism interguvernamental, calitatea de membru al IPCC este deschisă tuturor țărilor membre ale Organizației Națiunilor Unite (ONU) și al OMM. În prezent, 195 de țări sunt membre ale IPCC. Guvernele participă la procesul de revizuire și la sesiunile plenare, caz în care sunt adoptate principalele decizii cu privire la programul de lucru al IPCC-ului și rapoartele sunt acceptate, adoptate și aprobate., Biroul de membri, inclusiv președintele IPCC-ului, sunt, de asemenea, aleși în timpul sesiunilor plenare.

Mii de oameni de știință din întreaga lume contribuie la activitatea IPCC-ului. Revizuirea este o parte esențială a procesului IPCC-ului, pentru a asigura o evaluare obiectivă și completă a informațiilor curente. IPCC își propune să reflecte o serie de opinii și expertize. Secretariatul coordonează toate lucrările IPCC și asigură legătura cu guvernele. Acesta este stabilit de OMM și UNEP și localizat la sediul OMM din Geneva. IPCC este administrat în conformitate cu normele și procedurile UNEP, OMM și ONU, inclusiv codurile de conduită și principii etice (așa cum este subliniat în

Etica ONU, Funcția de Etică OMM, Statutul funcționarilor și 2012 / 07 - Represaliile) (Mierlă, 2017).

Importanța cercetărilor schimbărilor climatice este preluată și la nivel național, astfel a fost elaborată Strategia Națională a României privind Schimbările Climatice 2013-2020 de către Ministerul Mediului și Schimbărilor Climatice (la vremea aceea) (Mierlă, 2017).

Implementarea strategiei propuse se află în responsabilitatea Guvernului, sub coordonarea Ministerului Mediului și Pădurilor (MMP). Revizuirea strategiei și actualizarea obiectivelor acestuia s-a recomandat a fi făcute în prima jumătate a anului 2015 și pe parcursul anului 2020, potrivit datelor din tabelul 10.1.

Tabelul 10.1

Planul de implementare al Strategiei Naționale a României privind Schimbările Climatice 2013-2020 de către Ministerul Mediului și Schimbărilor Climatice (după *MMP, 2013; Mierlă, 2017)

Implementare	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Elaborarea Planului de acțiune								
Evaluare grad de îndeplinire obiective								
Revizuire strategie								

La elaborarea Planului Național de Acțiune privind Schimbările Climatice este necesară includerea aspectelor de implementare sinergică a celor trei Convenții Rio, cu reflectare în cadrul legislativ și instituțional (*MMP, 2013).

Această strategie include două părți: prima parte cuprinde elemente privind reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră și creșterea capacității naturale de absorbție a CO din atmosferă, iar a doua parte cuprinde elemente privind adaptarea la efectele schimbărilor climatice (*MMP, 2013).

Studiul de față vizează schimbările climatice în Rezervația Biosferei Delta Dunării. Cunoașterea evoluției parametrilor climatici este un pas important în vederea determinării schimbărilor și sensul lor. Cunoașterea sensului schimbărilor poate furniza informații prețioase pentru acțiunile viitoare în vederea adaptării la efectele schimbărilor climatice.

Având în vedere lipsa măsurilor concrete privind adaptarea la efectele schimbărilor climatice la nivel internațional și necesitatea luării unor măsuri urgente, a fost demarată, la nivel european, prima inițiativă politică în domeniul adaptării la efectele schimbărilor climatice, prin adoptarea de către Comisia Europeană (CE) la 29 iunie 2007 a documentului "Cartea Verde privind adaptarea la efectele schimbărilor

climatice în Europa - opțiuni pentru acțiuni UE". Ulterior, CE a lansat dezbaterea publică a documentului respectiv, proces consultativ la care a participat și România.

Cartea Verde se bazează pe rezultatele cercetărilor întreprinse în cadrul Programului European privind Schimbările Climatice (ECCP). Documentul evidențiază necesitatea pregătirii unui cadru coerent privind adaptarea, cadru ce va permite derularea unor acțiuni de adaptare mai puțin costisitoare, comparativ cu măsurile neplanificate de răspuns la efectele schimbărilor climatice.

Procesul de adaptare necesită acțiuni la toate nivelurile: local, regional, național și internațional. În luna mai 2008, CE a organizat o consultare cu factorii implicați, în vederea elaborării cât mai urgente a unei „Cărții Albe” privind adaptarea, document ce va conține acțiuni concrete ce vor trebui aplicate la nivelul fiecărui stat (**ANM, 2006).

Adaptarea la condițiile schimbărilor climatice este un concept cheie care stă deasupra altor concepte, acesta fiind rezultanta celorlalte concepte care au fost prezentate de Agenția Națională de Meteorologie în Ghid, privind adaptarea la efectele schimbărilor climatice, prezentate mai jos.

Trebuie diferențiate efectele potențiale și cele reziduale în cazul implementării unor măsuri de adaptare:

- Impactul potențial - efectele care apar în urma schimbărilor climatice în viitor, fără a se lua în considerare măsurile de adaptare;
- Impactul rezidual - efectele schimbărilor climatice ce pot apărea după realizarea măsurilor de adaptare;
- Capacitatea de adaptare - totalitatea instrumentelor, resurselor și structurilor instituționale necesare implementării în mod eficient a măsurilor de adaptare (**ANM, 2006);
- Vulnerabilitate - impactul negativ al schimbărilor climatice, inclusiv al variabilității climatice și al evenimentelor meteorologice extreme asupra sistemelor naturale și antropice. Vulnerabilitatea depinde de tipul, amplitudinea și rata variabilității climatice la care un sistem este expus, precum și posibilitatea lui de adaptare (**ANM, 2006);
- Adaptarea - abilitatea sistemelor naturale și antropice, de a răspunde efectelor schimbărilor climatice, incluzând variabilitatea climatică și fenomenele meteorologice extreme, pentru a reduce potențialele pagube, a profita de oportunități sau a face față consecințelor schimbărilor climatice. Se pot distinge mai multe tipuri de adaptare: anticipativă și reactivă, privată și publică, autonomă și planificată (**ANM, 2006).

10.2. Prezentarea parametrilor climatici studiați

În studiile climatice elaborate sunt luați în calcul numeroși parametri climatici și / sau meteorologici care pot constitui baza în vederea elaborării unei analize mai mult sau mai puțin precisă. În cazul studiului de față s-a optat pentru cinci variabile meteorologice și anume: temperatura medie, minimă și maximă a aerului, umiditatea relativă a aerului și cantitatea de precipitații (valorile zilnice) (Mierlă, 2017).

10.2.1. Temperatura aerului

Valorile medii anuale cresc treptat de la vest spre est, concomitent cu reducerea influenței uscatului și creșterea influenței mării, după cum urmează: Tulcea și Jurilovca 11,0° C, Gorgova 11,2° C, Sfântu Gheorghe și Gura Portiței 11,4° C, Sulina - dig (situată deasupra apelor teritoriale, la cca. 6 km în larg) 11,6° C și Platforma Gloria (situată la cca. 30 km în larg, în dreptul litoralului marin dintre Sulina și Sfântu Gheorghe) 12° C, ca urmare a rolului de rezervor termic al apelor puțin adânci (10 – 20 m) de pe platforma continentală (Iliescu, 1991).

Temperatura medie anuală a înregistrat variații neperiodice, pozitive sau negative, relativ mici, de 1,5 – 2° C. În anii cei mai calzi a depășit 12° C (12,5° C în 1951 la Tulcea și 12,7° C în 1966 la Sulina), iar în anii cei mai reci, a scăzut sub 10° C (9,5° C la Tulcea și 9,7° C la Sulina în 1942). În cursul anului, temperatura medie lunară înregistrează un minim în ianuarie, singura lună din an cu valori negative și un maxim în iulie, pe tot teritoriul rezervației, cu excepția apelor teritoriale de pe platforma continentală, unde cele două momente principale sunt decalate cu o lună, în februarie și, respectiv, în august (Bogdan, 2006).

Sub influența acvatoriului marin, în ianuarie, temperatura aerului crește de la vest la est după cum urmează: Tulcea -1,5° C, Gorgova și Jurilovca -1,4° C, Sulina-oraș -0,4° C, Sfântu Gheorghe și Gura Portiței -0,3° C, Sulina-dig -0,2° C și Platforma Gloria, 2,6° C, valoarea cea mai mare. În anii cei mai geroși, temperatura lunii ianuarie poate coborî sub -8° C (1942), iar în cei mai călduroși, poate atinge 3 – 5° C (1936, 1985). În luna iulie, mediile lunare cresc în acest sens, depășind 22° C astfel: Jurilovca 22,6° C, Tulcea 22,7° C, Sfântu Gheorghe și Gura Portiței 22,9° C, Sulina-dig 23,0° C și numai 22,0° C la Platforma Gloria datorită umezelii mari a aerului. În anii cei mai călduroși, mediile acestei luni au depășit 24 – 25° C (iulie 1936), dar au scăzut sub 21° C, în cele mai răcoroase luni (1902, 1943, 1949, 1969, 1970 etc.).

Deasupra apelor teritoriale ale Mării Negre, la Platforma Gloria, minimul termic anual s-a înregistrat în februarie, fiind de +0,9° C, iar maximul termic anual, în august, de 22,4° C. Se conturează astfel, în zona litorală și pe suprafața apelor teritoriale limitrofe, cel mai mare potențial termic (Bogdan, 2006).

Temperatura medie (°C) a aerului zilnică reprezintă media aritmetică a tuturor citirilor la o stație pentru 24 de ore. Această valoare poate da informații prețioase privind imaginea de ansamblu a temperaturii dintr-o zonă cercetată.

Temperatura minimă (°C) a aerului zilnică prezintă nivelul cel mai coborât al temperaturii pe un interval de 24 de ore. Valoarea aceasta este foarte importantă mai ales în agricultură pentru a pregăti măsurile de contracarare a înghețului târziu.

Temperatura maximă (°C) a aerului zilnică prezintă nivelul cel mai crescut al temperaturii pe un interval de 24 de ore. Acest parametru este foarte important pentru a determina starea de disconfort pentru oameni în perioadele caniculare și de asemenea are o importanță deosebită și în agricultură.

10.2.2. Umezeala aerului

Datorită numeroaselor surse de evaporație și de evapotranspirație, pe teritoriul RBDD, valorile medii anuale ale umezelii relative sunt egale sau mai mari de 75 %. Ele cresc de la vest spre est astfel: Jurilovca 76 %, Tulcea și Gorgova 80 %, Sulina 84 % și Sfântu Gheorghe 86 %. Din octombrie până în martie inclusiv, mediile lunare depășesc 80 % la toate stațiile, iar din aprilie până în septembrie, numai la Sulina și Sfântu Gheorghe. În decembrie și ianuarie ating 88 – 96 % (Bogdan, 2006).

Umiditatea relativă (%) a aerului zilnică prezintă gradul de saturație cu vapori de apă în volumul de aer studiat. Valorile acestui parametru sunt exprimate în procente în care 100 înseamnă o saturație completă a atmosferei în vapori de apă.

10.2.3. Precipitațiile atmosferice

Sub influența uscatului limitrof și al Mării Negre, precipitațiile atmosferice se reduc treptat de la vest la est. Un aport însemnat la cantitatea anuală de precipitații îl au ploile de vară, cu caracter local. Astfel, în timp ce pe suprafața continentală limitrofă, sub influența convecției termice din timpul zilei, iau naștere curenți de aer ascendenți care generează nebulozitate și ploi convective, suprafețele acvatice, mai ales de deasupra apelor costiere, datorită proceselor de evaporație care implică consum de căldură, se formează inversiuni de temperatură, caracterizate prin curenți de aer descendenți, fapt ce determină destrămarea sistemelor noroase și diminuarea sau absența precipitațiilor (Bogdan, 2006). În acest context, cantitățile medii anuale au următoarele valori:

- în spațiul deltaic: Tulcea 438,4 mm, Gorgova 406,9 mm, Sfântu Gheorghe 403,6 mm, Sulina-dig 330,5 mm;
- în Complexul lagunar Razim-Sinoie: Jurilovca 386,6 mm, Dranov 356,5 mm și Gura Portiței 327,2 mm.

Pe grindurile Caraorman și Sărăturile, acestea depășesc 400 mm (Sfântu Gheorghe 403,6 mm), ca urmare a ploilor convective locale. De-a lungul anilor, cantitățile medii anuale de precipitații au înregistrat mari variații neperiodice, cele mai mari contraste pluviometrice fiind chiar pe litoral, la Sulina: 690,5 mm în 1935, cea mai mare valoare anuală, reprezentând dublul valorii medii multianuale și 132,7 mm în 1920, cea mai mică valoare anuală, ceea ce reprezintă cca 1/3 din media multianuală. În timpul anului, cantitățile medii lunare de precipitații înregistrează un maxim anual în iunie (45

– 55 mm) și un minim în februarie (18 – 35 mm), cu aceeași tendință de reducere vest-est. Pe litoral, mai apare și un maxim secundar în noiembrie-decembrie, dar cu valori mai mici (30 – 38 mm), determinat de ciclonii mediteraneeni și pontici din această perioadă (Bogdan, 2006).

Precipitațiile atmosferice (mm/m^2 , l/m^2) zilnice reprezintă cantitatea de precipitații (fie sub formă lichidă, fie sub formă solidă) colectată într-un interval de 24 de ore. Unitățile de măsură pentru acest parametru sunt mm/m^2 sau l^2 .

10.3. Schimbări climatice

Pentru o imagine unitară a datelor utilizate în studiul evoluției parametrilor climatici s-a optat pentru utilizarea setul de date ROCADA (**R**omanian **C**lim**A**teric **D**ata Set). Acesta este un set de date zilnice sub formă de grid pentru întreg teritoriul României cuprinzând date din anul 1961 până în anul 2013 pentru nouă variabile meteorologice: presiunea aerului, temperatura aerului minimă, maximă și medie, temperatura solului, precipitații, orele de însorire, acoperirea cu nori și umiditatea relativă (Mierlă, 2017).

Setul de date meteorologice ROCADA pune la dispoziție citirile zilnice a nouă variabile meteorologice care acoperă intervalul de ani 1961-2013, care au fost utilizate pentru a crea un set de date climatice omogenizat pentru tot teritoriul României la o rezoluție spațială de $0,1^\circ$. Toate stațiile meteorologice cu înregistrări de date complete, precum și posturile cu până la 30% lipsă de date au fost utilizate pentru următoarele variabile: presiunea aerului (150 stații), temperatura minimă, maximă și medie a aerului (150 stații), temperatura solului (127 stații), precipitații (188 stații), ore de însorire (135 posturi), nebulozitate (104 stații); umiditatea relativă (150 stații). Pentru fiecare parametru, seriile de date au fost mai întâi omogenizate cu software-ul MASH (Multiple Analysis of Series for Homogenization - Analiza multiplă a seriilor pentru omogenizare); apoi, seriile de date au fost transpuse în format grid prin intermediul software-ului MISH (Meteorological Interpolation based on Surface Homogenized Data Basis - Interpolare Meteorologică bazată pe suprafață omogenizată de date) (Dumitrescu și Bîrsan, 2015).

Setul de date folosit este sub formă de grid în sistemul de coordonate Geografice (figura 10.1). Din setul de date prezentat în figura 10.1 au fost extrase date pentru teritoriul Rezervației Biosferei Delta Dunării și o zonă tampon de 20 km în jurul acesteia. Aceste date extrase au fost preluate după un set de 16 puncte distribuite în așa fel încât să fie relativ bine repartizate pentru a putea furniza informații meteorologice din zone cât mai diferite (figura 10.2) (Mierlă, 2017).

În interiorul suprafeței extinse au fost materializate puncte (centrate pe celule), selectate astfel încât să fie distribuite relativ uniform pe întreaga suprafață. Au fost vizate, la selecția punctelor, atât direcțiile S-N și V-E cât și forma completă a suprafeței extinse. Punctele materializate sunt salvate sub formă de fișier shp (punct) (figura 10.2) (Mierlă, 2017).

Punctele de evaluare (cele din format shp) au fost folosite în GIS pentru a extrage datele meteorologice din setul de date ROCADA pentru a avea toate citirile pentru parametri studiați, separat pe fiecare parametru, într-un singur fișier pentru fiecare (Mierlă, 2017). Având toate datele în fișiere separate pe parametri au putut fi făcute analize ale evoluției fiecărei variabile meteorologice de-a lungul perioadei de ani cuprinsă între 1961 și 2013. Astfel, pentru fiecare variabilă au fost făcute grafice cu reprezentarea valorilor medii pe ani, pe toată perioada, și cu liniile de evoluție pentru care sunt calculați coeficienții de corelație. Graficele și analizele statistice au fost efectuate cu ajutorul programului specializat pe analize statistice R Studio (Mierlă, 2017).

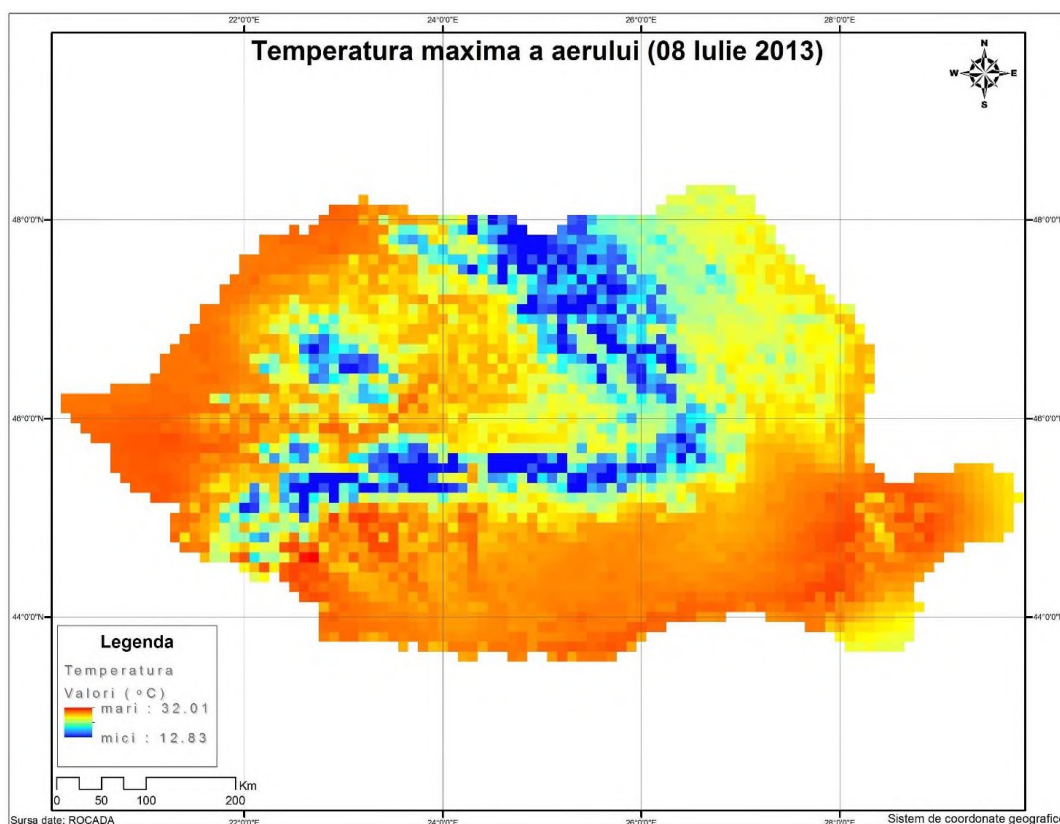


Figura 10.1 Date meteorologice sub formă de grid în România (temperatura maximă) (ROCADA după Mierlă, 2017)

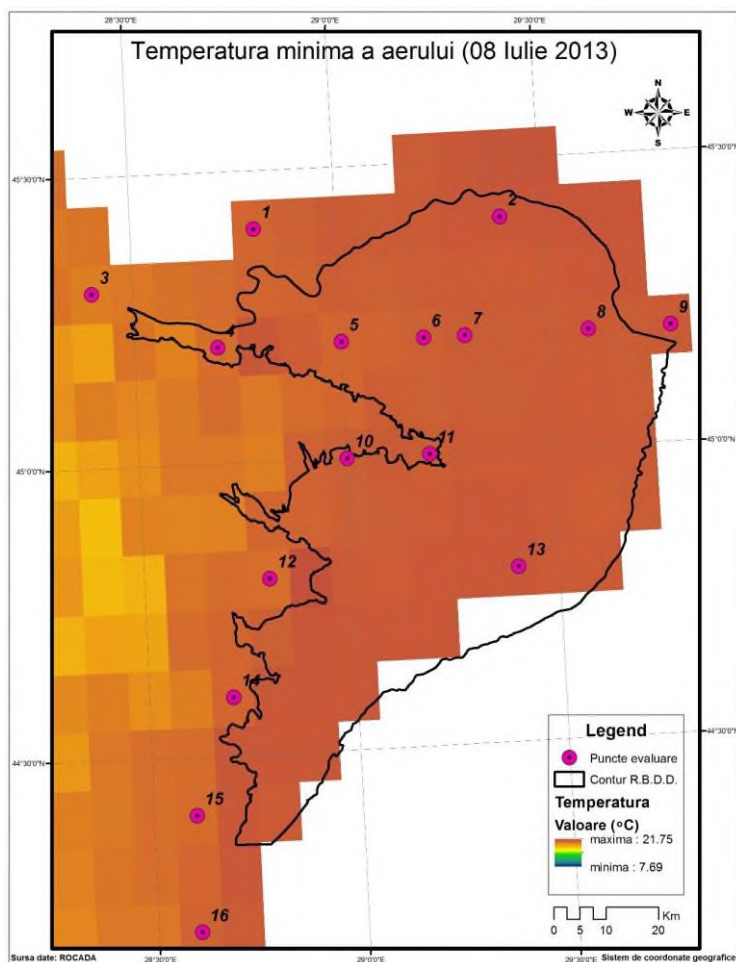


Figura 10.2 Date meteorologice sub formă de grid și punctele de evaluare

10.3.1. Evidențierea schimbărilor climatice

Toate datele analizate au fost cele extrase din cele 16 puncte de evaluare (figura 10.2). Pentru o mai bună și mai detaliată abordare va fi prezentat fiecare punct în parte pentru cele cinci variabile meteorologice.

10.3.1.1. Precipitațiile

Precipitațiile constituie un factor foarte important în evoluția biodiversității într-un teritoriu, acestea determinând vitalitatea speciilor de plante, numărul indivizilor și de ce nu, numărul de specii caracteristic. În figura 10.3 este reprezentat graficul pentru punctul 1 din cele 16 puncte de evaluare.

Evoluția cantității de precipitații pentru primul punct de evaluare prezintă o foarte mică pantă descendentă, ceea ce poate fi interpretat ca o scădere foarte ușoară a cantității de precipitații pentru perioada analizată (figura 10.3). Această ușoară

scădere este susținută de coeficientul de corelație r de $-0,09$. În schimb, gradul de încredere este foarte scăzut, acest lucru putând fi demonstrat prin valoarea mare a coeficientului p ($0,52$), cu mult peste valoarea de $0,05$.

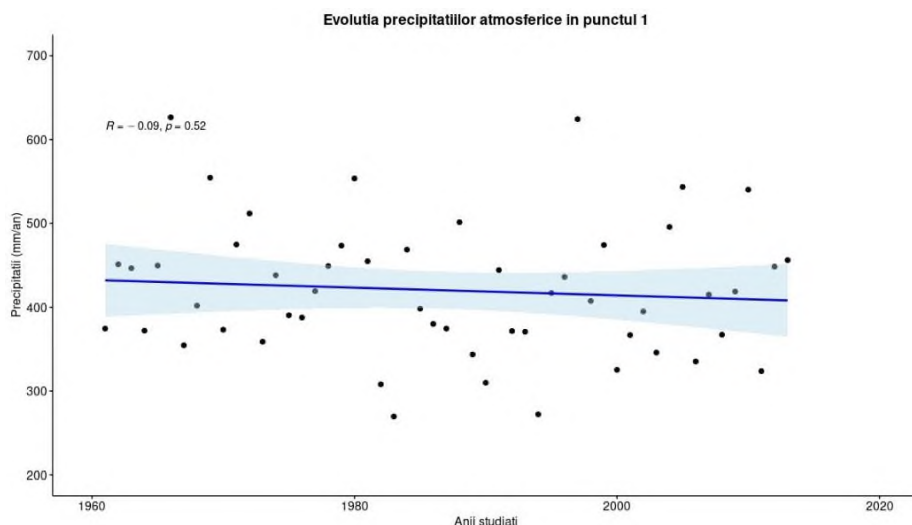


Figura 10.3. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru primul punct de evaluare

Pentru punctul doi, evoluția cantității de precipitații prezintă o pantă descendentă mai pronunțată decât cea de la primul punct de evaluare (figura 10.4). Coeficientul de corelație calculat este de $-0,34$. Gradul de încredere este mare, dat fiind faptul că p are valori mici (sub $0,05$).

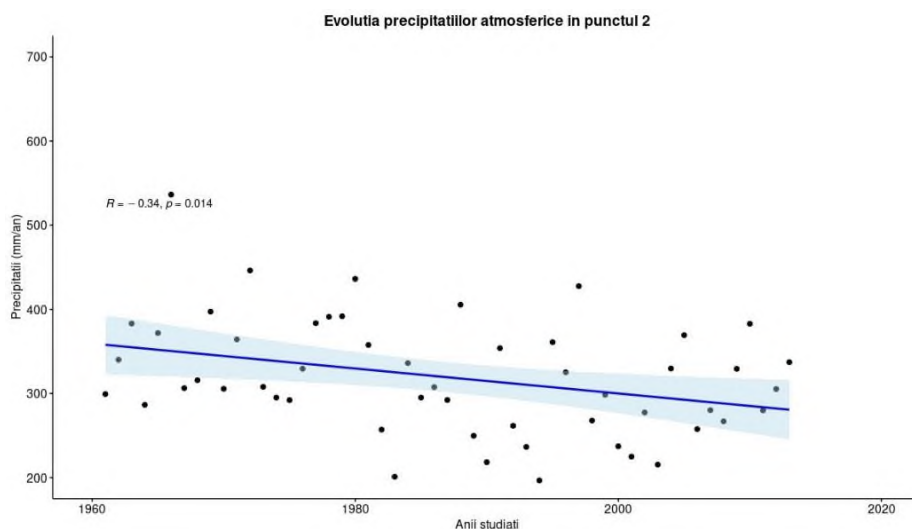


Figura 10.4. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul doi de evaluare

Cantitățile de precipitații pentru punctul trei de evaluare prezintă o ușoară creștere, coeficientul de corelație fiind de 0,053. Gradul de încredere în coeficientul r este foarte mic din cauza parametrului p care are valori foarte mari (cu mult peste 0,05).

Situația se prezintă invers pentru punctul patru de evaluare (figura 10.6), în sensul că pe grafic se poate observa o ușoară scădere a cantității de precipitații spre finalul perioadei analizate. De asemenea parametrul p este cu mult peste 0,05.

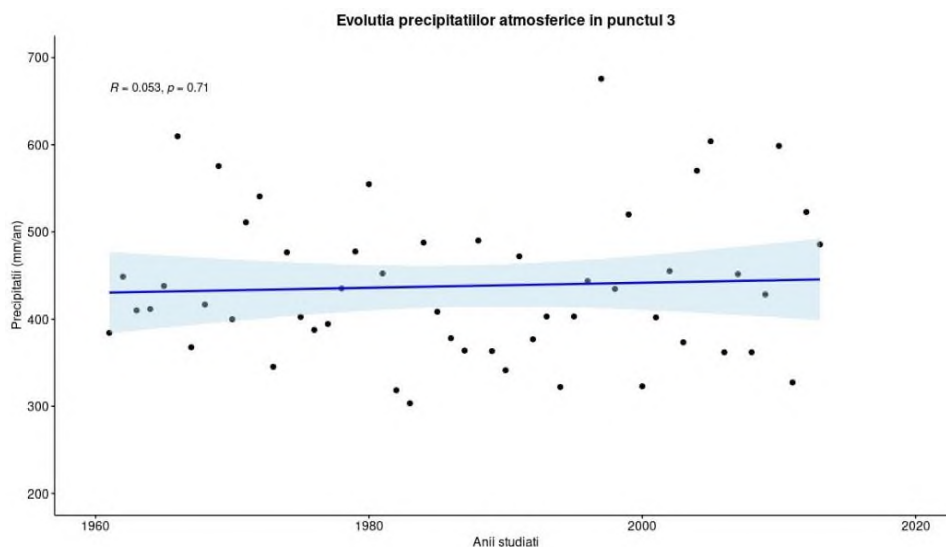


Figura 10.5. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul trei de evaluare

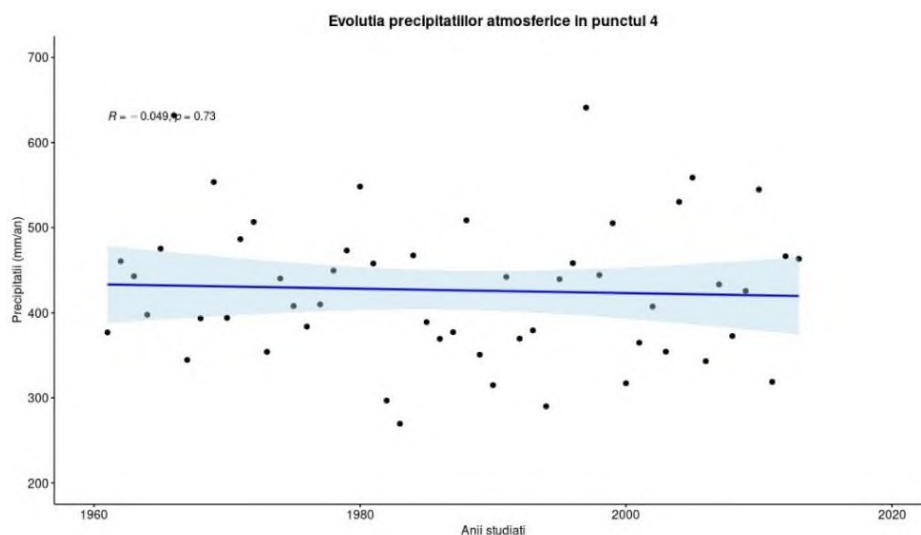


Figura 10.6. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul patru de evaluare

Coeficientul de corelație pentru datele graficului din figura 10.6 este de aproximativ $-0,049$, ceea ce demonstrează o foarte slabă scădere a cantității de precipitații în perioada studiată, la nivelul punctului patru de evaluare.

În ceea ce privește punctul cinci de evaluare se poate observa faptul că panta descendentă a liniei de evoluție a cantității de precipitații este mai mare (figura 10.7) decât în cazul punctului anterior de evaluare. Datele sunt incerte, fapt demonstrat și de valorile foarte mari ale lui p .

Coeficientul de corelație calculat pentru datele din punctul cinci de evaluare este de $-0,2$, fapt ce atestă o ușoară scădere a cantității de precipitații. Parametrul p are valori mari, ceea ce face ca incertitudinea în ceea ce privește coeficientul r să fie mare.

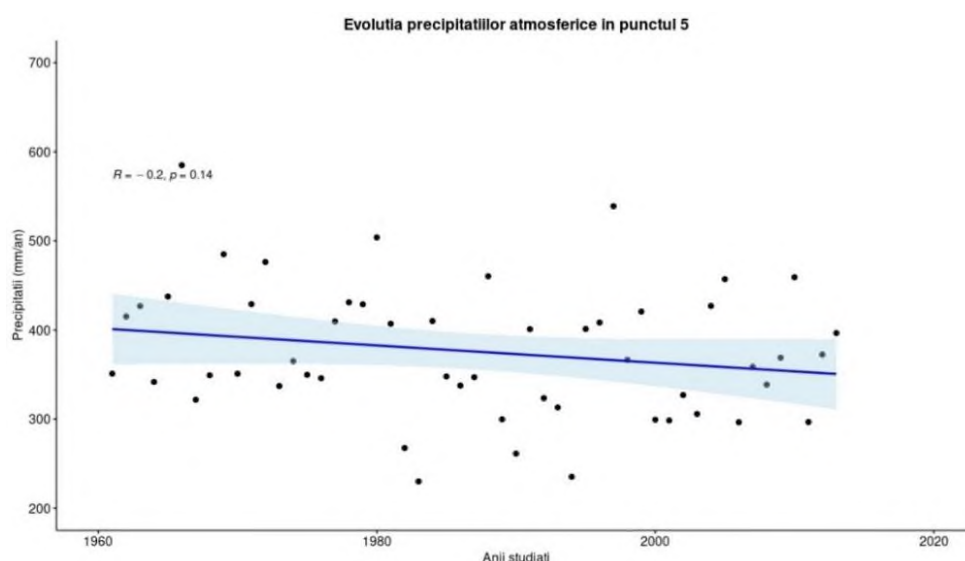


Figura 10.7. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul cinci de evaluare

Coeficientul de corelație calculat pentru datele de precipitații aferente punctului șase de evaluare este de $-0,37$, fapt ce denotă o ușoară scădere a cantității de precipitații pentru perioada luată în studiu (figura 10.8).

Pentru punctul șapte de evaluare, situația cantității de precipitații în perioada studiată, prezintă o scădere mai mică (figura 10.9) decât în situația punctului anterior. Coeficientul de corelație calculat este de $-0,34$. Acesta este susținut și de o valoare mică a parametrului p ($<0,05$).

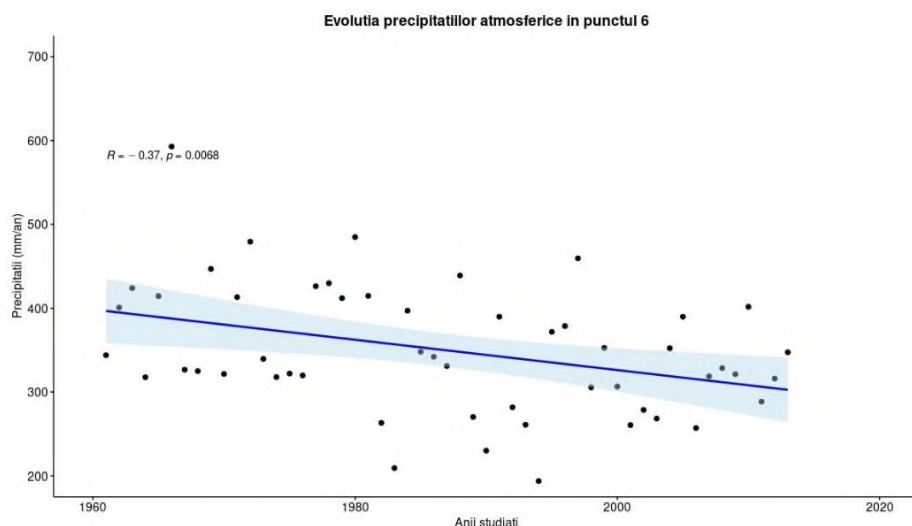


Figura 10.8. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul șase de evaluare

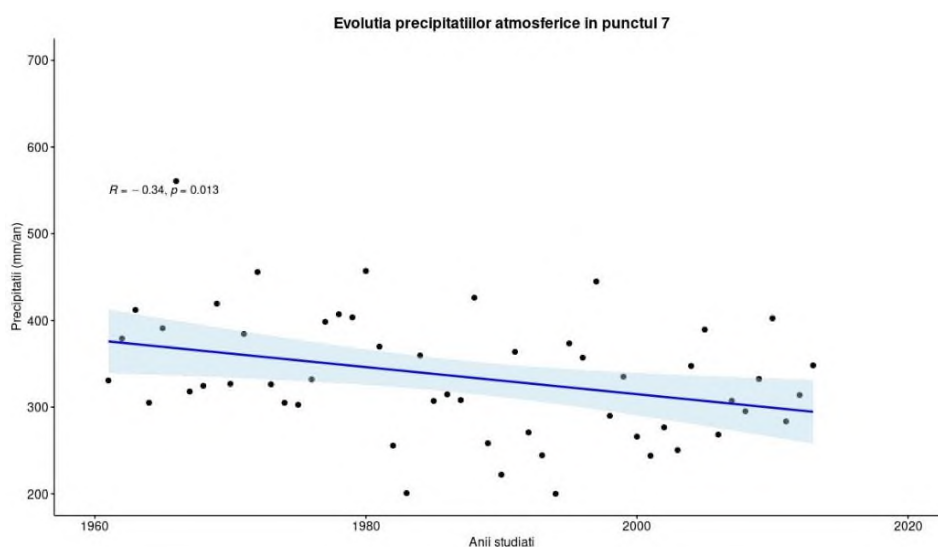


Figura 10.9. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul șapte de evaluare

Pentru punctul opt de evaluare, situația cantității de precipitații din perioada studiată prezintă o pantă descendentă mai accentuată în comparație cu situația punctului de evaluare anterior (figura 10.8).

Coeficientul de corelație este de -0,39, fapt ce atestă o pantă mai pronunțat descendentă. Certitudinea mare pentru valoarea coeficientului r este mare, fapt atestat și de valoarea foarte mică a parametrului p ($<0,05$).

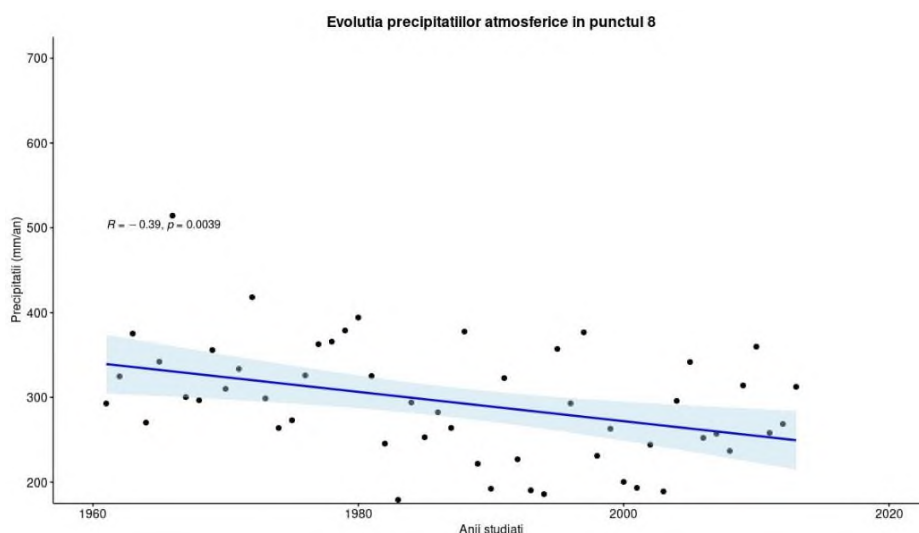


Figura 10.10. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul opt de evaluare

Pentru punctul nouă de evaluare, evoluția cantităților de precipitații este ilustrată în figura 10.11. Tendința de scădere a cantităților de precipitații se menține și pentru acest punct, la cote ușoare. Coeficientul de corelație este de aproximativ -0,38.

Evoluția cantităților de precipitații pentru punctul 10 de evaluare, pe toată perioada studiată, este prezentată în figura 10.12. Panta descendentă a liniei de evoluție a cantităților de precipitații este foarte ușoară. Coeficientul de corelație calculat pentru cantitățile de precipitații pentru perioada de studiu este de aproximativ -0,23, fapt ce atestă o foarte ușoară scădere a precipitațiilor în acest punct.

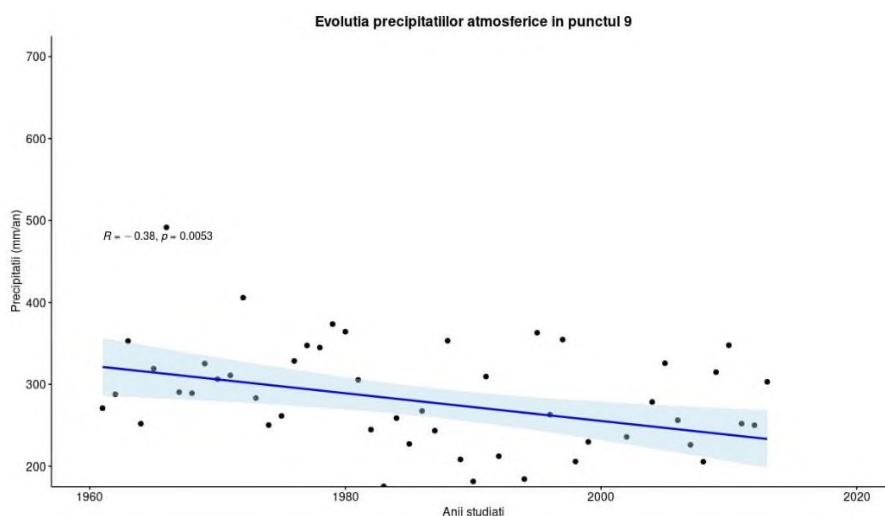


Figura 10.11. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul nouă de evaluare

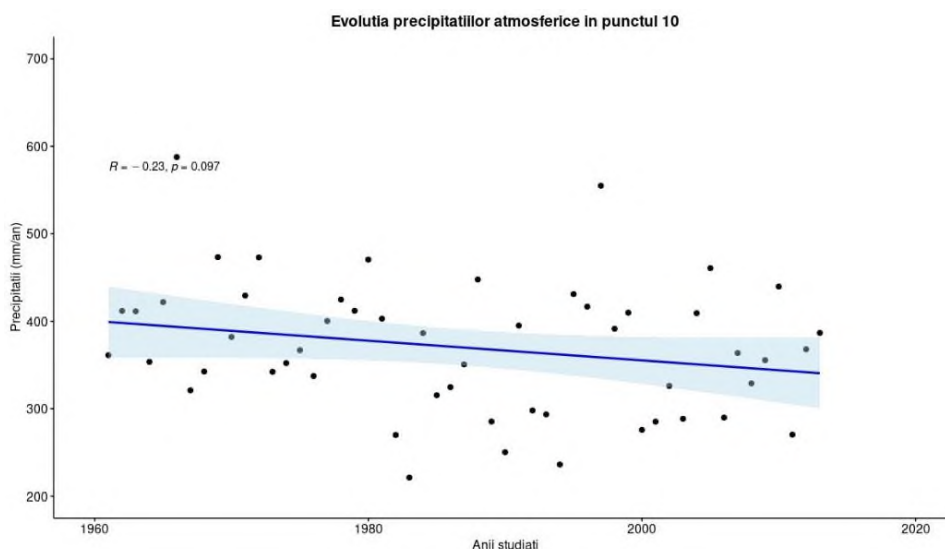


Figura 10.12. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul 10 de evaluare

În figura 10.13 este prezentată evoluția cantităților de precipitații de-a lungul întregii perioade studiate pentru punctul 11 de evaluare. Panta descendentă este ușoară pentru acest punct. Coeficientul de corelație este de aproximativ -0,31.

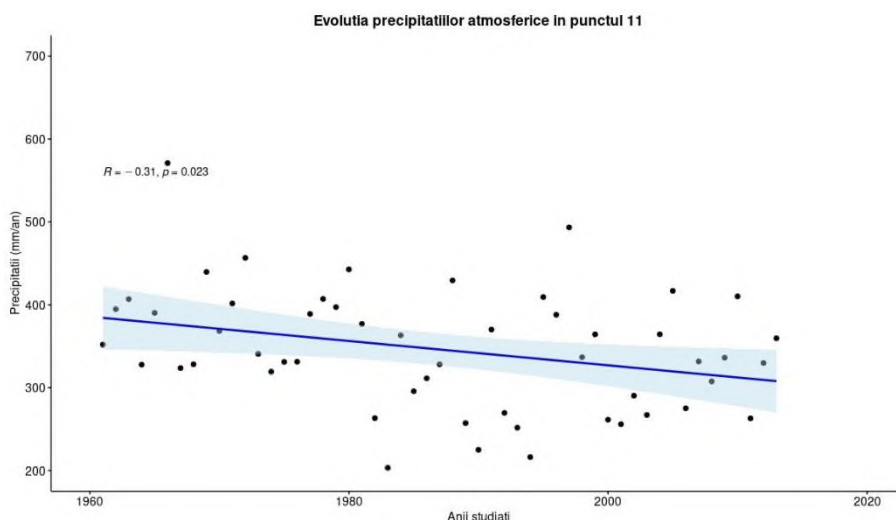


Figura 10.13. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul 11 de evaluare

Cantitățile de precipitații pentru punctul 12 de evaluare, pe întreaga perioadă studiată prezintă o evoluție cu o pantă descendentă foarte ușoară (figura 10.14). Panta descendentă este atenuată de valorile mari din penultima decadă a perioadei supusă

cercetării, privind evoluția temporală a parametrului vizat. Coeficientul de corelație este de aproximativ -0,15.

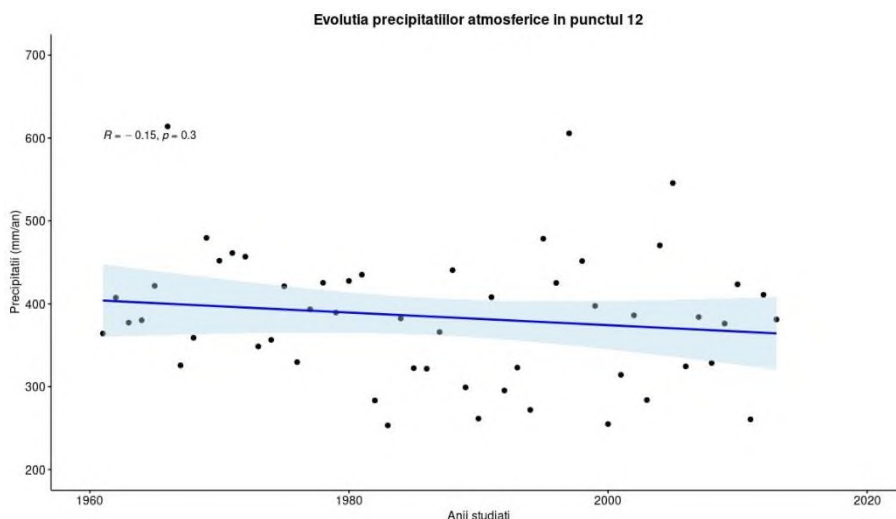


Figura 10.14. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul 12 de evaluare

Linia care prezintă evoluția cantităților de precipitații pentru punctul 13 are o pantă descendentă ușoară (figura 10.15), coeficientul de calculație fiind -0,33.

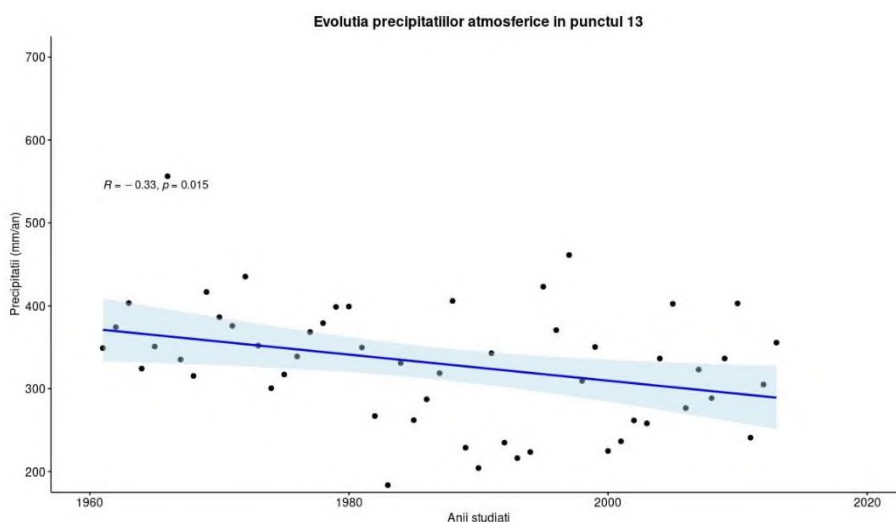


Figura 10.15. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul 13 de evaluare

Evoluția cantităților de precipitații anuale pentru punctul 14 de evaluare prezintă o foarte ușoară pantă descendentă. Coeficientul calculat mic (aproximativ -0,082) arată faptul că evoluția descendentă a precipitațiilor este neglijabilă (figura 10.16).

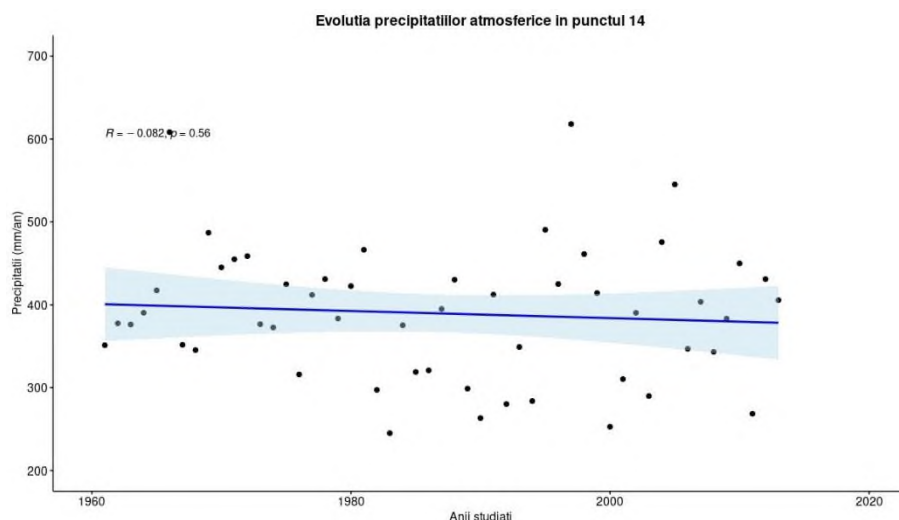


Figura 10.16. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul 14 de evaluare

Pentru punctele 15 și 16 de evaluare, evoluția cantităților de precipitații pentru perioada studiată prezintă o pantă foarte ușor ascendentă (figurile 10.17 și 10.18). Coeficienții de corelație au valori de 0,021 și respectiv de 0,16. Acești coeficienți au un grad foarte mic de încredere din cauza valorilor cu mult peste 0,05.

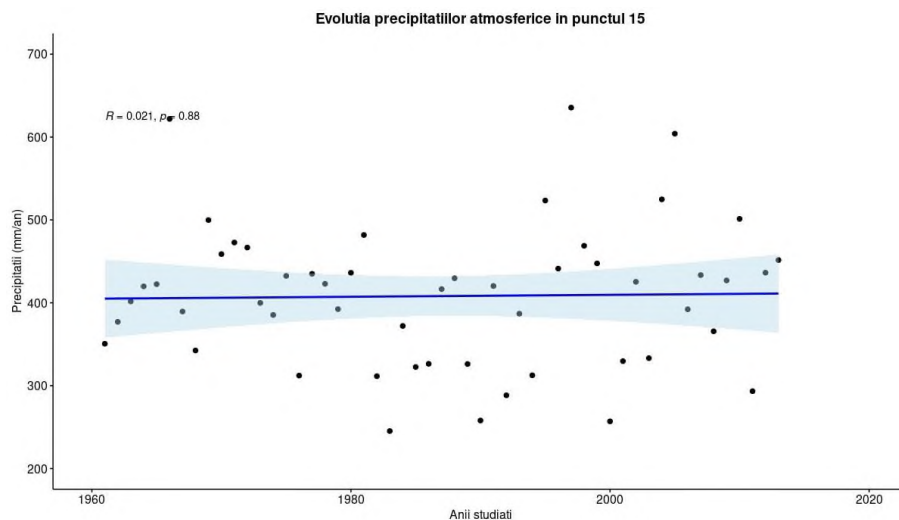


Figura 10.17. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul 15 de evaluare

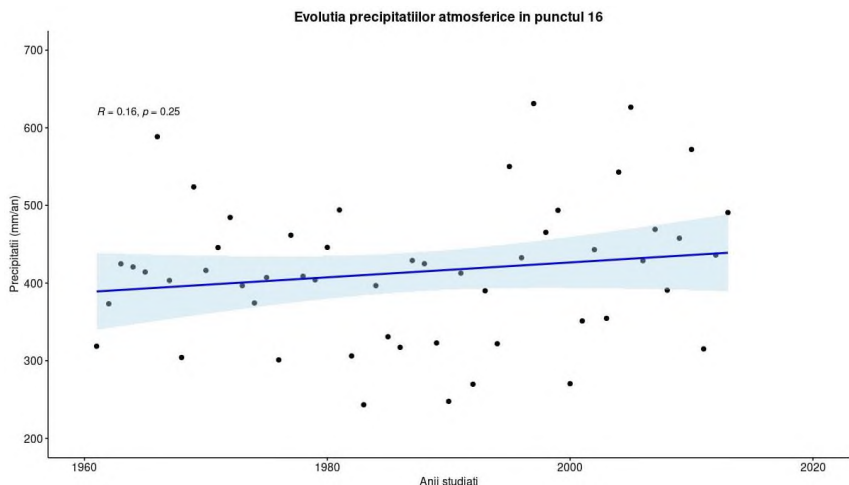


Figura 10.18. Suma anuală a precipitațiilor și linia de evoluție pentru punctul 16 de evaluare

10.3.1.2. Umezeala relativă

Umezeala relativă reprezintă concentrația relativă (procentuală) a vaporilor de apă în atmosferă. Această variabilă este importantă deoarece furnizează informații cu privire la încărcarea cu vapori de apă a atmosferei, mai ales pentru lumea vie.

Pentru toate punctele de evaluare evoluția umezelii relative a aerului prezintă pante descendente.

Coeficientul de corelație negativă cel mai mare (-0,43) a fost pentru punctul 12 de evaluare, care a avut și cea mai mare pantă negativă (figura 10.19).

Panta cea mai mică a fost înregistrată pentru punctul trei de evaluare, la care coeficientul de corelație negativă calculat a fost -0,176 (figura 10.20).

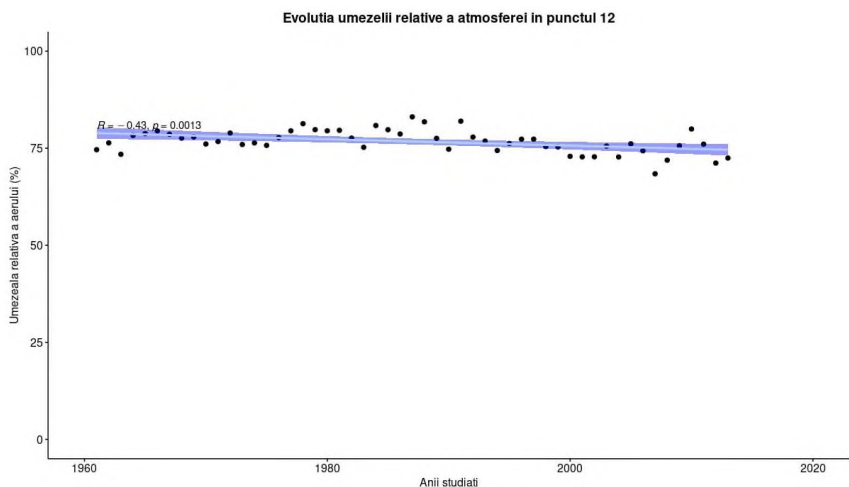


Figura 10.19. Media umezelii relative a aerului pentru fiecare an și linia de evoluție pentru punctul 12 de evaluare

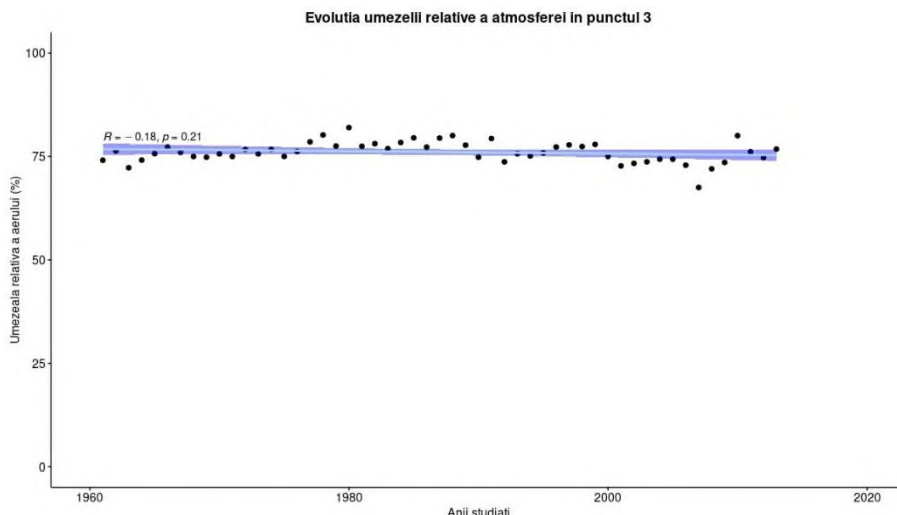


Figura 10.20. Media umezelii relative a aerului pentru fiecare an și linia de evoluție pentru punctul trei de evaluare

10.3.1.3. Temperaturile medii, minime și maxime

Temperatura este factorul principal care pune în mișcare celelalte componente (variabile) meteorologice. Prin diferențele de temperatură apar diferențele de presiune ale aerului și de aici pornesc mișcările de aer pe verticală, dar și pe orizontală (cele mai importante), determinând diferențieri climatice între diferitele zone.

Temperaturile pentru punctul unu de evaluare prezintă o pantă ascendentă de evoluție (figura 10.21). Coeficienții de corelație calculați pentru temperaturile maxime, medii și minime sunt 0,53; 0,49 și respectiv 0,35. De reținut este faptul că unghiul de divergență dintre linia de evoluție a valorilor temperaturilor maxime și linia de evoluție a valorilor temperaturilor minime este de aproape un grad.

În figura 10.22 sunt prezentate liniile de evoluție pentru valorile temperaturilor maxime, medii și minime pentru întreaga perioadă de studiu în punctul doi de evaluare. Coeficienții de corelație pentru cele trei tipuri de temperatură sunt 0,52; 0,47 și respectiv 0,35.

Evoluția temperaturilor maxime, medii și minime pentru întreaga perioadă studiată în punctul trei de evaluare este prezentată în figura 10.23. Coeficienții de corelație pentru cele trei tipuri de temperaturi sunt 0,52; 0,5 și respectiv 0,37. Pentru acest punct, unghiul de divergență dintre linia de evoluție a valorilor temperaturilor maxime și linia de evoluție a valorilor temperaturilor minime este de aproape un grad.

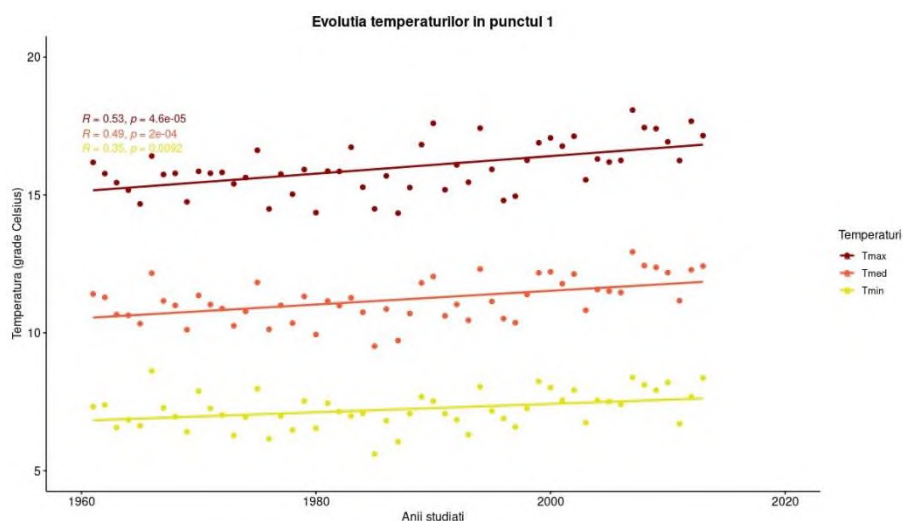


Figura 10.21. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul unu de evaluare

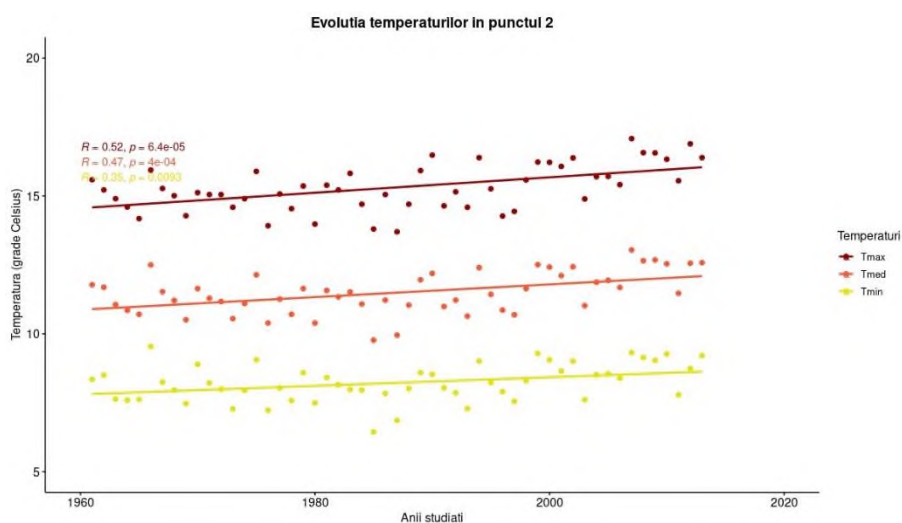


Figura 10.22. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul doi de evaluare

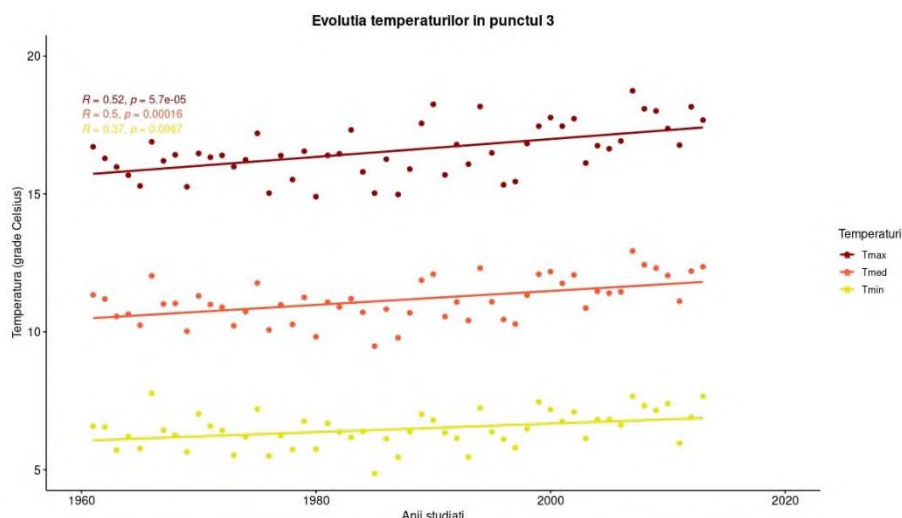


Figura 10.23. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul trei de evaluare

Temperaturile maxime, medii și minime pentru perioada studiată în punctul patru de evaluare prezintă o evoluție ascendentă (figura 10.24). Coeficienții de corelație pentru tipurile de temperaturi studiate sunt 0,51; 0,48 și respectiv 0,33. Unghiul de divergență dintre linia de evoluție a valorilor temperaturilor maxime și linia de evoluție a valorilor temperaturilor minime este de aproape un grad.

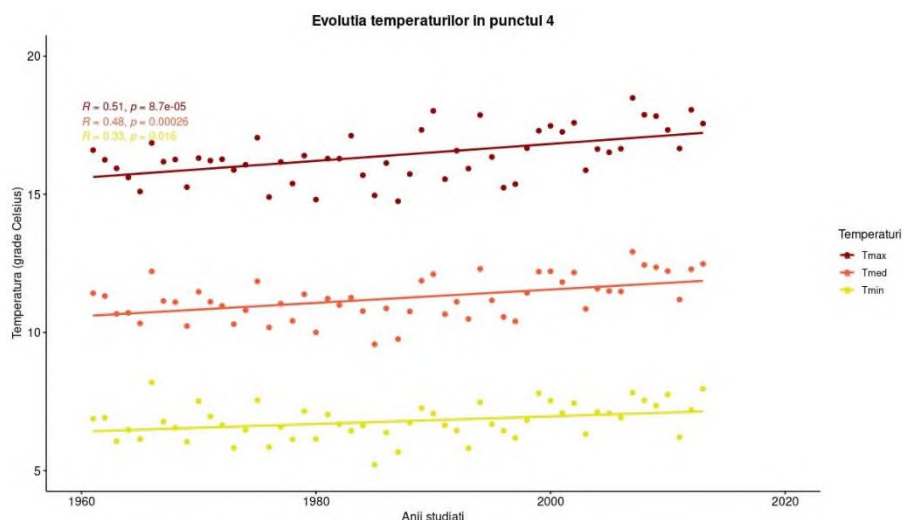


Figura 10.24. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul patru de evaluare

Temperaturile pentru perioada studiată și pentru punctul cinci de evaluare prezintă o evoluție ascendentă pentru toate tipurile de temperaturi studiate (figura

10.25). Coeficienții de corelație calculați pentru cele trei tipuri de temperatură sunt: 0,52; 0,47 și respectiv 0,32.

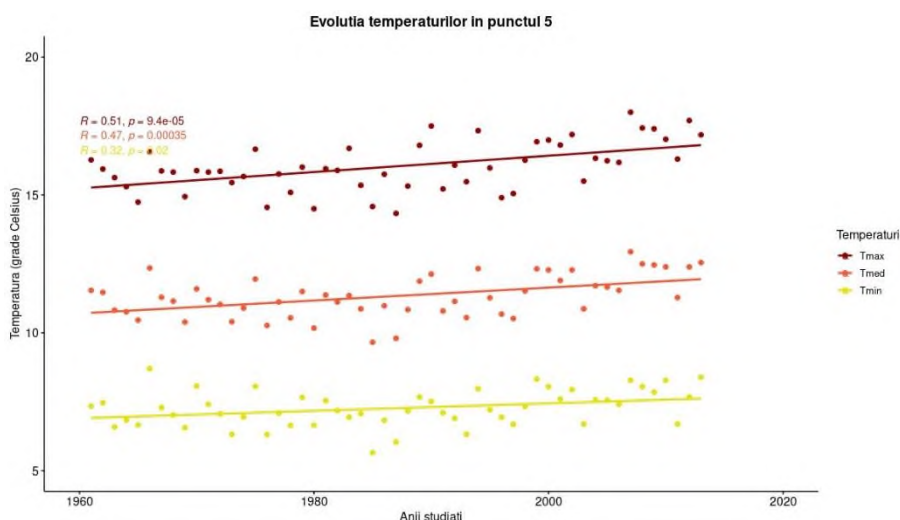


Figura 10.25. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul cinci de evaluare

Evoluția valorilor temperaturilor maxime, medii și minime pentru punctul șase de evaluare este prezentată în figura 10.26. Coeficienții de corelație sunt 0,51; 0,47 și respectiv 0,29.

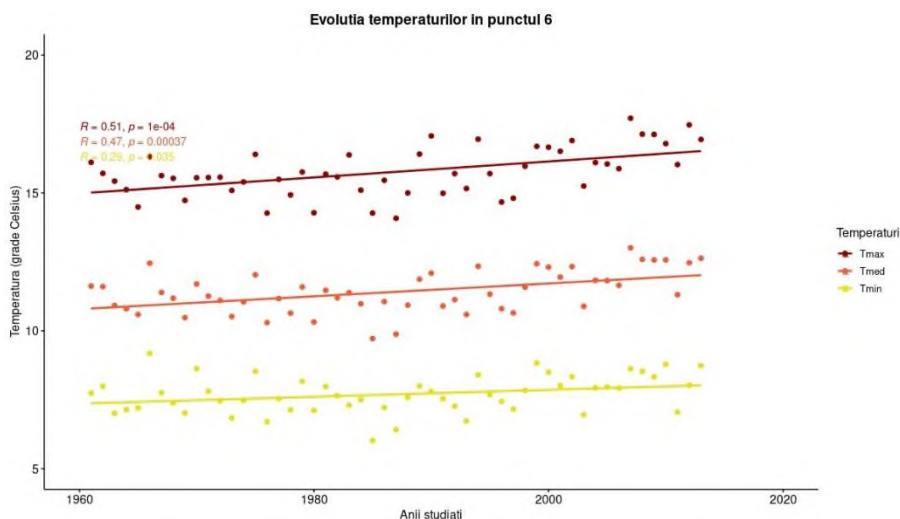


Figura 10.26. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul șase de evaluare

Evoluțiile temperaturilor maxime, medii și minime în punctul șapte de evaluare sunt prezentate în figura 10.27. Coeficienții de corelație calculați pentru cele trei tipuri de temperatură sunt 0,51; 0,46 și respectiv 0,33.

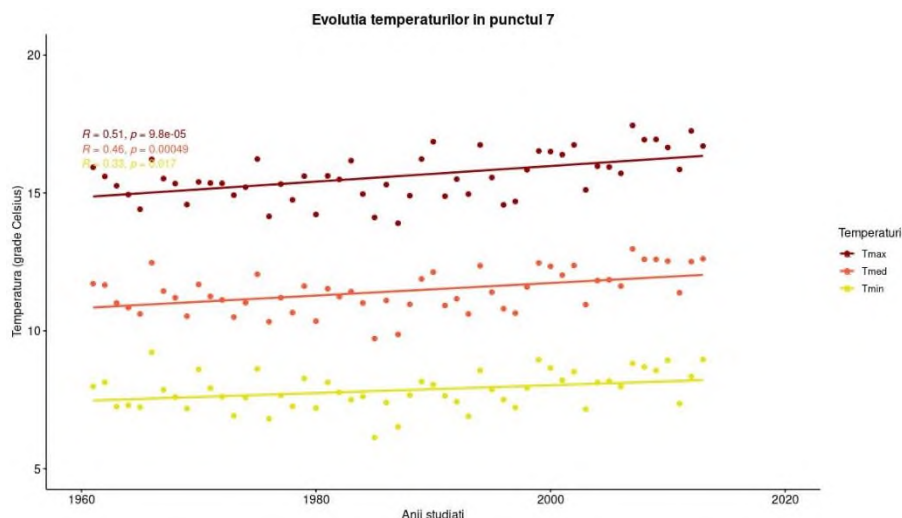


Figura 10.27. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul șapte de evaluare

Evoluția temperaturilor maxime, medii și minime pentru punctul opt de evaluare este prezentată în figura 10.28. Coeficienții de corelație calculați pentru cele trei tipuri de temperaturi studiate sunt 0,5; 0,45 și respectiv 0,33.

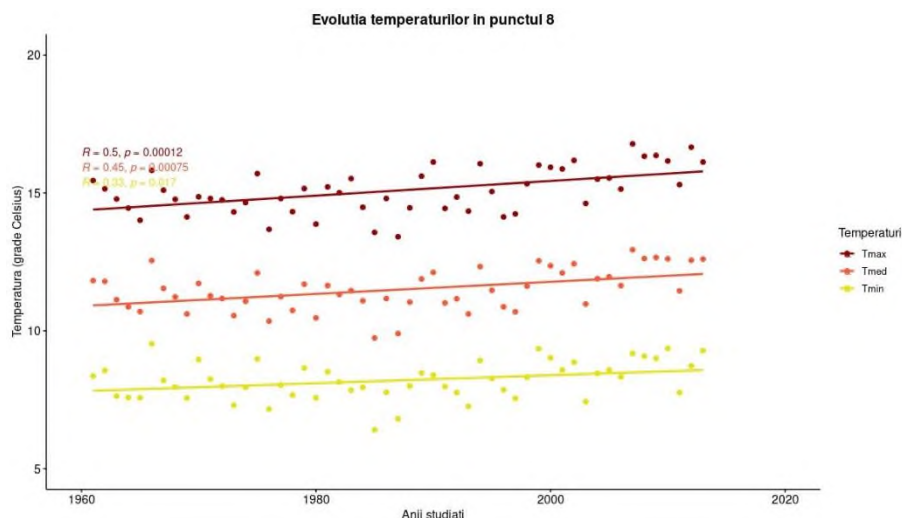


Figura 10.28. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul opt de evaluare

Evoluția temperaturilor maxime, medii și minime pentru punctul nouă de evaluare este prezentată în figura 10.29. Coeficienții de corelație sunt 0,5; 0,44 și respectiv 0,35. Unghiul de divergență între liniile de evoluție pentru temperaturile maxime și minime este de aproximativ jumătate de grad.

Temperaturile maxime, medii și minime pentru întreaga perioadă studiată în punctul 10 de evaluare prezintă o tendință ascendentă a evoluției (figura 10.30). Coeficienții de corelație calculați pentru fiecare tip de temperatură sunt 0,5; 0,47 și respectiv 0,34.

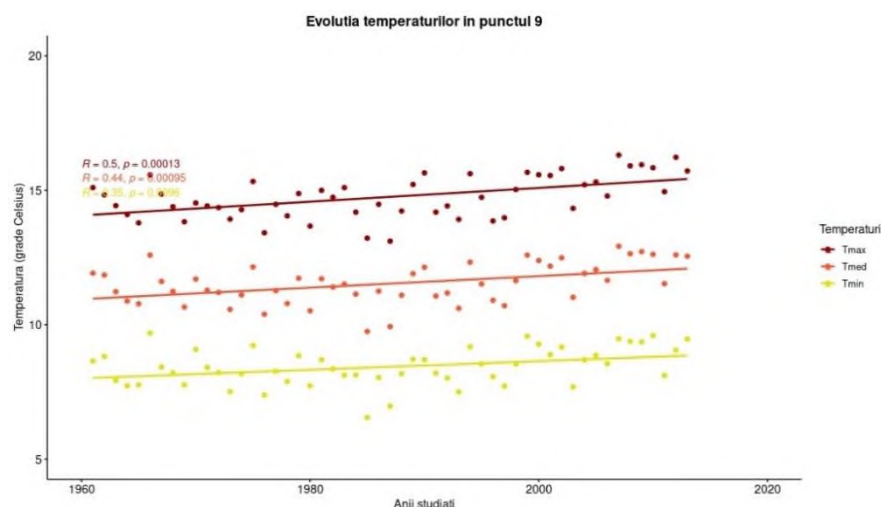


Figura 10.29 – Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul nouă de evaluare

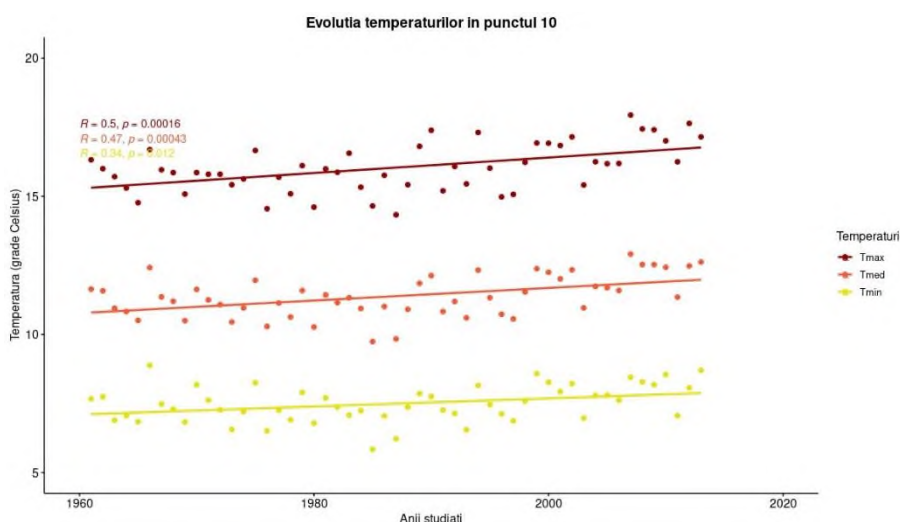


Figura 10.30. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul 10 de evaluare

Evoluția temperaturilor maxime, medii și minime pentru întreaga perioadă studiată în punctul 11 de evaluare este prezentată în figura 10.31. Și pentru acest punct se înregistrează o evoluție cu pantă ascendentă pentru toate tipurile de temperaturi. Coeficienții de corelație calculați pentru fiecare tip de temperatură sunt 0,49; 0,46 și respectiv 0,34.

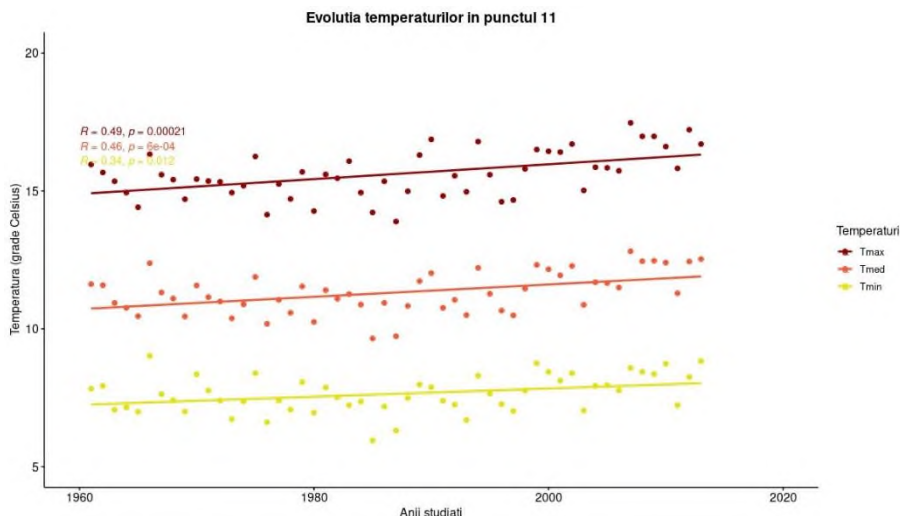


Figura 10.31. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul 11 de evaluare

Figura 10.32 prezintă evoluția temperaturilor maxime, medii și minime pentru toată perioada studiată în punctul 12 de evaluare. Chiar dacă temperaturile prezintă o pantă a evoluției mai slabă, aceasta rămâne ascendentă. Coeficienții de corelație calculați pentru fiecare tip de temperatură studiat sunt 0,46; 0,46 și respectiv 0,39.

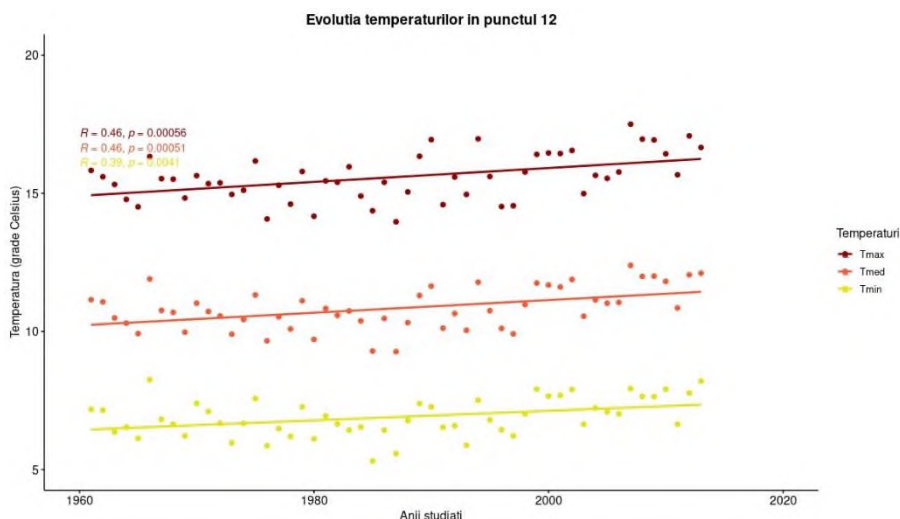


Figura 10.32. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul 12 de evaluare

Temperaturile maxime, medii și minime prezintă și în punctul 13 de evaluare o evoluție cu pantă ascendentă (figura 10.33). Coeficienții de corelație sunt: 0,5; 0,45 și respectiv 0,36.

Evoluția temperaturilor maxime, medii și minime sunt prezentate în figura 10.34 pentru punctul 14 de evaluare. Liniile de evoluție pentru fiecare tip de temperatură prezintă o pantă ascendentă. Coeficienții de corelație sunt: 0,49; 0,48 și respectiv 0,43.

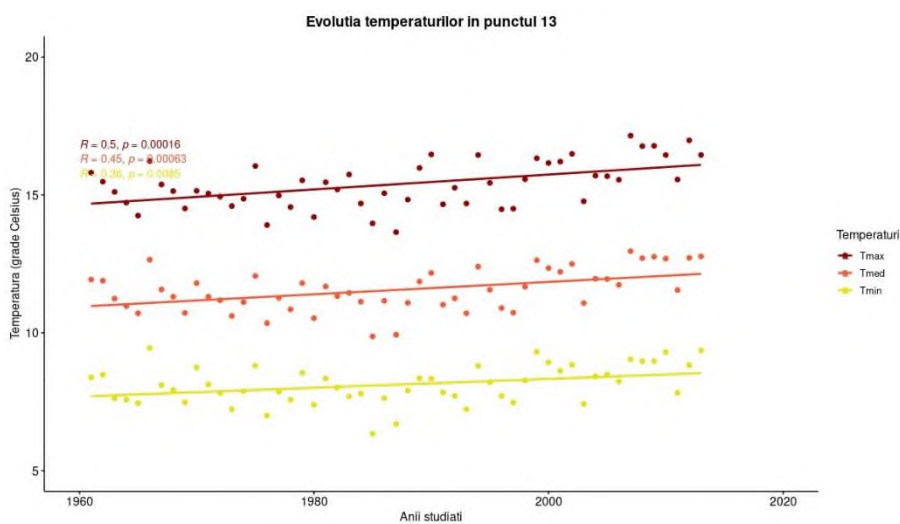


Figura 10.33. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul 13 de evaluare

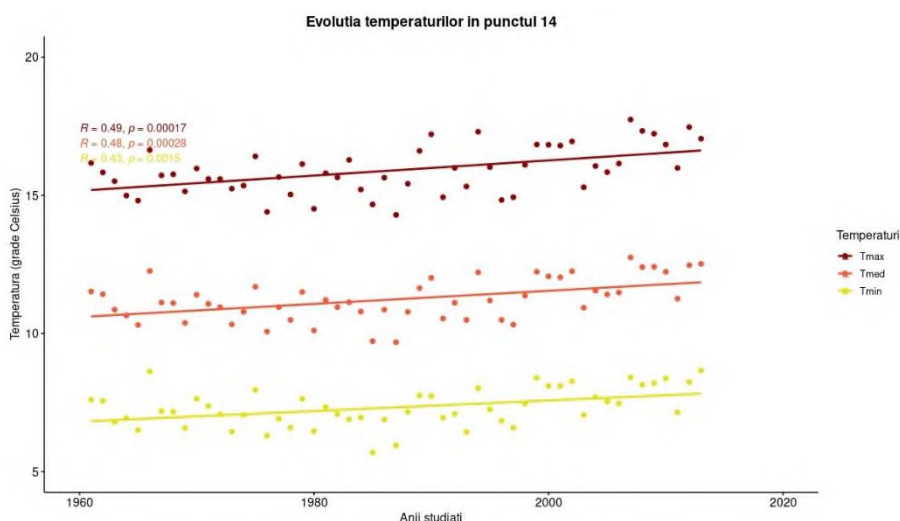


Figura 10.34. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul 14 de evaluare

Evoluția temperaturilor maxime, medii și minime în punctul 15 de evaluare este prezentată în figura 10.35. Liniile de evoluție înregistrează pante ascendente, iar coeficienții de corelație sunt 0,5; 0,49 și respectiv 0,48.

Evoluția temperaturilor maxime, medii și minime în punctul 16 este prezentată în figura 10.36. Pentru fiecare tip de temperatură studiat, linia evoluției prezintă o pantă ascendentă, iar coeficienții de corelație sunt 0,56; 0,49 și respectiv 0,52.

Un unghi mai mare de divergență demonstrează faptul că temperaturile au o amplitudine mai mare spre sfârșitul perioadei de studiu.

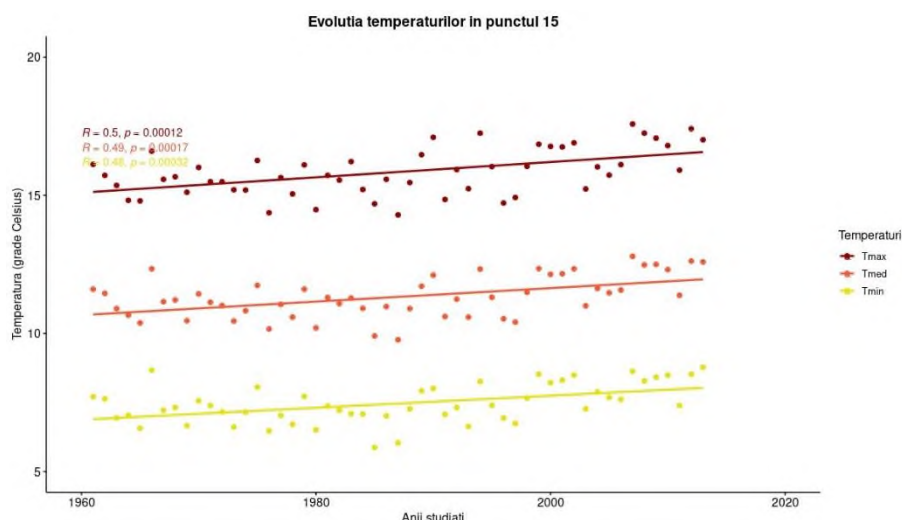


Figura 10.35. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul 15 de evaluare

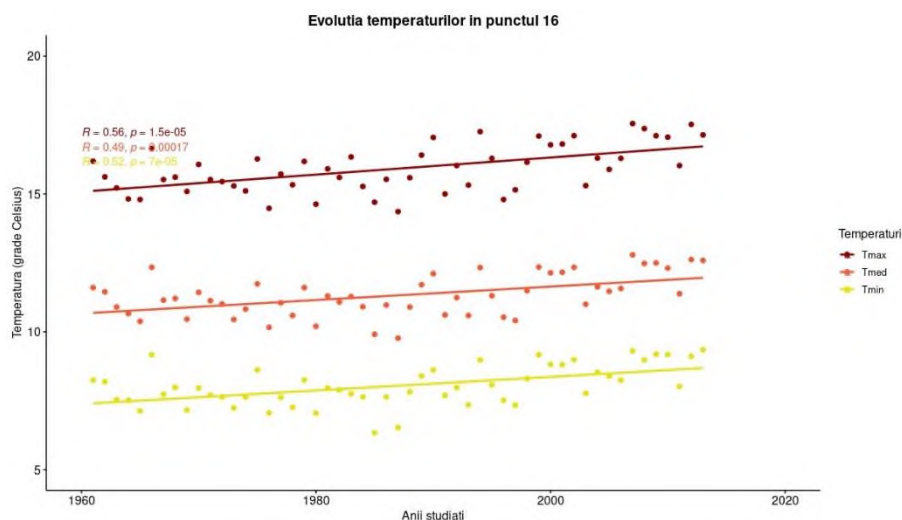


Figura 10.36. Temperaturile maxime, medii și minime și linia de evoluție pentru punctul 16 de evaluare

10.4. Aprecieri finale

Este cunoscut faptul că Delta Dunării este cea mai vitregită regiune în ceea ce privește precipitațiile atmosferice. Studiind cu atenție graficele de evoluție ale cantităților de precipitații, se poate afirma că această regiune o să fie și mai vitregită cu privire la precipitațiile atmosferice, fiindcă la aproape toate punctele de evaluare, liniile de evoluție au prezentat pante descendente de la foarte ușoare până la ușoare. Doar două-trei puncte de evaluare au prezentat linii de evoluție în timp cu pante foarte ușor ascendente (neglijabile).

În tabelul 10.2 sunt sintetizați coeficienții de corelație Pearson (r) pentru fiecare variabilă climatică.

Tabelul 10.2

Coeficienții de corelație pentru fiecare variabilă climatică

Coeficienți de corelație (r)					
Punct evaluare nr.	Precipitații	Umezeala relativă	Temperatura minimă	Temperatura medie	Temperatura maximă
1	-0.089	-0.275	0.354	0.490	0.529
2	-0.336	-0.350	0.355	0.468	0.520
3	0.053	-0.175	0.368	0.496	0.525
4	-0.049	-0.287	0.331	0.482	0.512
5	-0.204	-0.336	0.318	0.472	0.510
6	-0.368	-0.341	0.289	0.471	0.508
7	-0.34	-0.346	0.326	0.462	0.509
8	-0.39	-0.361	0.327	0.448	0.503
9	-0.378	-0.336	0.352	0.440	0.502
10	-0.231	-0.383	0.343	0.466	0.496
11	-0.312	-0.371	0.341	0.456	0.487
12	-0.146	-0.429	0.387	0.461	0.458
13	-0.332	-0.334	0.358	0.455	0.496
14	-0.082	-0.418	0.425	0.480	0.494
15	0.021	-0.389	0.475	0.494	0.505
16	0.162	-0.379	0.518	0.494	0.558

În ceea ce privește umezeala relativă pentru toate punctele de evaluare, evoluția umezelii relative a aerului prezintă pante descendente. Coeficientul de corelație negativă cel mai mare (-0,429) a fost pentru punctul 12 de evaluare, care a avut și cea mai mare pantă negativă. Coeficientul de corelație negativă cel mai mare calculat, pentru umezeala relativă, a fost pentru punctul trei de evaluare (-0,176). Panta cea mai mică a fost înregistrată tot pentru punctul 3 de evaluare.

Toate tipurile de temperaturi studiate au înregistrat creșteri de-a lungul perioadei luate în calcul, astfel încât, au fost înregistrate linii cu pante ascendente și valori cu coeficienți de corelație mici și medii. Unghiul de divergență dintre liniile de evoluție a temperaturilor maxime și liniile de evoluție a temperaturilor minime este diferit de 0 (zero) fapt ce sugerează o evazare a ecartului amplitudinal. Acest fapt

înseamnă că extremele termice se depărtează, totul pe un fond de creștere generală a temperaturilor.

Scăderea cantităților de precipitații se corelează în mod evident cu scăderea umezelii relative a aerului, ceea ce face ca aerul să fie mult mai uscat și mai nepotrivit pentru speciile care conviețuiesc în teritoriul studiat.

Creșterea generală a tuturor tipurilor de temperaturi în zona studiată în același timp cu scăderea cantităților de precipitații, duce la ideea unei creșteri a aridizării zonei studiate, astfel încât poate afecta diferitele specii de pe teritoriul Rezervației Biosferei Delta Dunării.

BIBLIOGRAFIE

1. Bogdan O., 2006. *Delta Dunării. Rezervație a Biosferei*, Editura Cuget Liber, Constanța, p. 400.
2. Dumitrescu A., Bîrsan M. V., 2015. ROCADA: A gridded daily climatic dataset over Romania (1961–2013) for nine meteorological variables, *Natural Hazards*, Volume 78, Issue 2, pp. 1045-1063.
3. Iliescu M. C., 1991. Influența suprafeței de apă asupra unor caracteristici topoclimatice din zona platformei continentale a Mării Negre (cu privire specială asupra temperaturii aerului). *Memoriile Academiei*, Seria IV, XIV, 1.
4. Mierlă M., 2017. Some climate parameters evolution within Danube Delta Biosphere Reserve territory for 1961-2013 period. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*, Volumul 22, pp. 75-82, ISSN 2247 – 9902.
5. *Ministerul Mediului și Padurilor, 2013. *Strategia Națională a României privind Schimbările Climatice 2013-2020*.
6. **Administrația Națională de Meteorologie, 2006. *Ghid privind adaptarea la efectele schimbărilor climatice*,
<http://www.meteoromania.ro/anm/images/clima/SSCGhidASC.pdf>.

Tehnoredactare: Daniela POREA, Dragoş - Lucian GORGAN

Corecturi: Adela AMBROSIMOV, Veronica MOŞ-MAN

Copertă: Gabriel LUPU



ISBN 978-606-8896-03-8