



**Universitatea  
Transilvania  
din Braşov**

# **TEZĂ DE ABILITARE**

**Aspecte ale distribuţiei, mărimii populaţiilor, ecologiei şi patologiei  
speciilor de păsări şi mamifere de interes cinegetic şi conservativ**

**Domeniul: Silvicultură**

**Autor: Conf. Dr. Ing. Dan Traian IONESCU**

**Universitatea: Transilvania din Braşov**

**BRAŞOV, 2023**

## CUPRINS

<b>(A) Summary</b> .....	3
<b>(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei</b> .....	6
<b>(B1) Realizări științifice și profesionale</b> .....	6
Capitolul 1. Introducere.....	6
1.1.    Aspecte generale.....	6
1.2.    Lucrări cuprinse în teza de abilitare.....	8
Capitolul 2. Distribuția, ecologia și tendința populațiilor păsărilor de apă cuibăritoare coloniale din habitate umede antropice.....	11
Capitolul 3. Distribuția și abundența speciilor de păsări indicatoare de păduri de foioase, prin aplicarea metodelor standard de monitorizare.....	32
3.1.    Distribuția și abundența speciilor de huhurezi din păduri de foioase din zona munților joși.....	33
3.2.    Distribuția și abundența speciilor de ciocănitori din păduri de foioase din zona munților joși .....	42
Capitolul 4. Identificarea și distribuția unor mamifere carnivore semi-acvatice în România.....	60
4.1.    Distribuția în centrul României a nurecii americane ( <i>Neovison         vison</i> ), specie de mamifer alohtonă, invazivă și aplicarea schemei de monitorizare .....	60
4.2.    Distribuția și activitatea vidrei ( <i>Lutra lutra</i> ), specie de mamifer de interes comunitar, prin monitorizarea cu ajutorul camerelor capcană.....	70
Capitolul 5. Cercetări privind hrana speciilor de păsări răpitoare de interes comunitar.....	83
5.1.    Spectrul trofic al buhăi mari ( <i>Bubo bubo</i> ) în locul de cuibărit.....	84
5.2.    Spectrul trofic al ciufului de câmp ( <i>Asio flammeus</i> ) în arealul de iernare.....	96
5.3.    Spectrul trofic al șoimului călător ( <i>Falco peregrinus</i> ) în locul de	

cuibărit.....	100
Capitolul 6. Rolul speciilor de mamifere carnivore de interes cinegetic ca rezervor natural al paraziților din România (identificarea și distribuția națională a unor paraziți ai mamiferelor).....	105
6.1.    Date noi privind parazitologia șacalului auriu ( <i>Canis aureus</i> ) în România.....	106
6.2.    Distribuția geografică și animalele sălbatice gazde ale speciilor de căpușe din România.....	111
<b>(B2) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei.....</b>	<b>120</b>
<b>(B3) Bibliografie.....</b>	<b>126</b>

## (A) Summary

The habilitation thesis presents synthetically the scientific and professional achievements of Assoc. Prof. dr. Dan Traian Ionescu during the post-doctoral period, on topics related to the distribution, abundance and population's dynamic, ecology and pathology of wild birds and mammals, as well as the perspectives and directions in which expects to develop personal research and didactic activity, in line with the doctoral activity in the forest sciences.

The first chapter shows an introduction to the author's current scientific concerns, in the context of biodiversity conservation, by research direction. The chapter ends with the enumeration of the scientific works on the basis of which the habilitation thesis was developed.

The second chapter present a long-term study on the distribution, ecology and population trends of colonial waterbirds that breed in man-made wetlands, i.e. under special conditions. The eight identified colonial species used three major types of nest-building habitat: reed beds, flooded shrubs or trees, and artificial islands. From a statistical point of view, no effect was identified between substrate type (emerged and woody vegetation) and population trend for two colonial species from Rotbav. For the connection between the area of the colonies and the pairs number evolution, in the mixed colony from Dumbrăvița, the number of pairs increased significantly with the increase of the area occupied by the colony. Three species (*Nycticorax nycticorax*, *Ardea purpurea* and *Ardea alba*) held more than 1% of the national minimum or maximum breeding population, which emphasizes the importance of this location for colonial birds in the center of the country. For four of the species (*Ardea alba*, *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax* and *Ardeola ralloides*) a significant increase in the number of breeding pairs was calculated, and for none of them there was a negative population trend during the 10 years of monitoring.

Chapter three focuses on the distribution and abundance of forest indicator bird species, from forest habitats located in the central part of Romania (the Persian Mountains), formed by deciduous stands. Two systematic/ecological groups of indicator birds have been considered: owls and woodpeckers. Following the application of official standard methodologies, the two national species of *Strix* owls were identified: *S. aluco* and *S. uralensis* and seven species of woodpeckers. For two consecutive years, the distribution of species, the frequency of identification, the relationship with altitude and the type of stand, etc., were highlighted. Also, significant variations in the number of individuals of owls were found in the

two years, including by sex. The densities obtained for the two owl species were similar to those calculated in the eastern part of the country (Moldova). In the case of woodpeckers, the most abundant species was *Dendrocopos major*, then *Leiopicus medius*. It somewhat surprises the abundance of two of the most important species from a conservation point of view: *Dendrocopos leucotos* and *Picus canus*. All results indicate optimal forest habitats, at least for species of community interest and habitat indicators. For the first time at national level, the number of woodpeckers was assessed according to forest management. From a statistical point of view, no significant difference was found between the total number of woodpeckers in stands with active forest management (main cuttings, thinnings) and that in forests without intervention or with low-intensity cuttings. However, for most species, their number was higher in the second category.

The identification, distribution and activity of two carnivorous semi-aquatic mammal species, one of which is of community interest (Otter *Lutra lutra*) and the other non-native invasive (American mink *Neovison vison*) were discussed in the fourth chapter. Contributions are made to the knowledge of the distribution of the American mink in Romania, with the latest data from the center of the country, detailing the monitoring schemes with live capture traps. The daily and seasonal activity of the Otter was studied in three areas of the country, being the first large-scale study of its kind at the national level.

In the fifth chapter, the author approaches a topic of bird's ecology, namely the food of three species of protected birds of prey. For the Eagle Owl *Bubo bubo*, the trophic spectrum was analyzed at a historical level in two breeding areas in the center of the country. In the food selection parameters were used, such as: the mean prey weight (MPW), the diversity of prey species (through the Shannon and Wiener index) and uniformity. A great diversity of species was found (at least 62, of which birds predominate - 38 species, followed by mammals - 20 species). The most common prey was Rats (*Rattus spp.*), followed by Eurasian Hamsters (*Cricetus cricetus*). In the case of birds, the Eagle Owl used as food species from 5 ecological groups, predominating forest birds. Concerning the biomass, the most consistent prey was represented by pigeons. Mammals constituted over 80% of the prey biomass, and birds only 16%. In contrast to the Eagle Owl, the Short-eared Owl *Asio flammeus* whose winter food was analyzed in the south-east of the country, had a much poorer and homogeneous diet, consisting of only 4 species (3 mammals and a bird). The field Vole (*Microtus arvalis*) accounted for 96% of the prey. The food of the third species - the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* was

analyzed in a breeding area in the center of the country. It fed exclusively on birds, of which 16 were wild species. Prey size and weight were highly variable. Feral Pigeon was the main food, with over 40% of the total prey.

Chapter six addresses an interdisciplinary topic of great current interest: the role of wild mammals as a reservoir for some parasites and as vectors for the spread of parasites and related diseases. Thus, the parasitology of the Golden Jackal (*Canis aureus*), a mammal with an expanding range, was studied in terms of nematodes of the genus *Dirofilaria* and the exceptional mode of subcutaneous fixation of ticks. An extensive synoptic study was also carried out regarding the spread of tick species in Romania in relation to wild animal hosts, with an emphasis on mammal species of hunting interest. The role of the Red Fox as the host of at least 4 species of ticks, but also of other mammals, such as: the Golden Jackal, the Wild Boar and the Roe Deer, was thus highlighted.

The final part of the habilitation thesis presents synthetically the evolution and development plan of the author's career, which also includes the directions, respectively the main themes that will be addressed in the research, didactic and doctoral school plans.

## **B. Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei**

### **B.1. Realizări științifice și profesionale**

#### **Cap. 1 Introducere**

##### **1.1. Aspecte generale**

O preocupare generală actuală atât a societății în ansamblu, cât și a comunității științifice, este conservarea biodiversității, luând în considerare multiplele efecte negative asupra naturii, cum sunt poluarea, pierderea sau degradarea habitatelor, modificările climatice (Lovejoy și Hannah 2005, Tucker și Evans 2007):

Unul dintre obiectivele generale ale managementului biodiversității, incluzând fauna sălbatică, este conservarea habitatelor caracteristice și asigurarea unor populații viabile pe termen lung, inclusiv prin acțiuni directe asupra speciilor vizate (Gameiro et al. 2020, [https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/faq\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/faq_en.htm)). Desigur, acest obiectiv se află în concordanță cu un anumit scop bine definit, ce poate fi strict legat de specii de interes conservativ (ex. cele de interes comunitar, din anexele Directivelor Păsări și Habitate, [https://monitorizareapasarilor.cndd.ro/directiva\\_pasari.html](https://monitorizareapasarilor.cndd.ro/directiva_pasari.html), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/RO/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20130701&from=EN>) sau de interes cinegetic.

Conservarea faunei și a habitatelor caracteristice animalelor sălbatice, respectiv a aplicării managementului acestora, presupune în primul rând existența unei baze de date și a numeroase cunoștințe privind biologia, ecologia, distribuția spațială, abundența populațiilor și eventual tendințele populaționale, patologia speciilor etc. În acest sens, cercetările personale au fost inițial sintetizate în teza de doctorat. Aceasta a avut o temă de ornitologie și s-a desfășurat pe suprafața mai multor zone umede antropice din centrul țării. A avut obiective multiple, legate de crearea unei baze de date asupra păsărilor de apă, analiza fenologică, dinamica sezonieră a populațiilor, structura habitatelor, impactul antropic asupra speciilor, prognozarea evoluției avifaunei, măsuri de management și inițierea unor studii privind metalele grele și pesticidele în organe interne sau ouă.

După obținere titlului de doctor, cercetările s-au concentrat pe următoarele tematici asupra păsărilor și mamiferelor de interes conservativ și / sau cinegetic:

- ✓ Distribuția speciilor la diverse niveluri teritoriale
- ✓ Ecologia speciilor și relația cu prezența și activitatea umană
- ✓ Abundența speciilor și tendințele populaționale
- ✓ Patologia speciilor (parazitofauna animalelor sălbatice)

Cunoașterea distribuției faunei sălbatice a fost inițiată fie datorită lipsei unor date concrete de pe anumite teritorii la nivel local sau chiar național (existența unor suprafețe “pete albe”, necunoscute în privința răspândirii speciilor), fie de un set restrâns de date sau doar a unor evidențe istorice, neactualizate. Distribuția / răspândirea speciilor de interes conservativ, dar și cinegetic (îndeosebi a celor cu impact potențial negativ pentru alte specii) reprezintă date inițiale de bază și indispensabile unui management adecvat al faunei sălbatice. Cercetările personale publicate în diverse jurnale științifice sau la simpozioane internaționale, au contribuit în mod semnificativ la cunoașterea răspândirii unor specii de păsări și mamifere, atât la nivel local (mai ales din zona centrală a României), cât și național. Astfel, unele dintre aceste date au fost încărcate în baze de date naționale, preluate din lucrările publicate și ulterior utilizate în atlasele speciilor de păsări (Atlas al speciilor de păsări de interes comunitar din România, edițiile 2015, 2022). În cazul mamiferelor, am contribuit la cunoașterea distribuției a două specii, una de interes conservativ comunitar și mondial (vidra), cealaltă alohtonă invazivă în Europa și cu impact major pentru numeroase specii autohtone (nurca americană). Pentru nurca americană, contribuția are importanță științifică nu doar la scară națională, ci și europeană, recunoscută prin raportul unde am fost co-autor (EU Non-native organism risk assessment scheme: Neovison vison, 2016).

Ecologia a fost tratată mai ales la păsări, în condiții de mediu aparte, respectiv în ecosisteme total sau parțial antropice, focusându-se pe:

- Relația anumitor grupe sistematice cu habitatele din ecosisteme acvatice create de om sau influențate antropic, de tipul lacurilor de acumulare, pescuit sau a fermelor piscicole
- Relațiile dintre zonele de cuibărit și prezența umană în aceleași tipuri de habitate acvatice.

Relațiile trofice, prin analizarea hranei, au fost de asemenea studiate la trei specii de păsări răpitoare, protejate la nivel național și comunitar.

Cuantificarea populațiilor s-a realizat prin metode standardizate de monitorizare, rezultatele având fie un caracter static, prin calcularea densităților, fie unul dinamic, prin



analizarea tendințelor pe anumite perioade. Oricare dintre aceste rezultate au un rol esențial practic, inclusiv la nivelul managementului propus pentru anumite specii sau teritorii. Am luat în studiu două tipuri majore de habitate, acvatic antropic / antropizat și forestier, fiind vizate specii de păsări caracteristice sau indicatoare ale acestora.

În ce privește patologia, m-am focusat pe parazitologia unor specii de mamifere de interes cinegetic, colaborând în acest sens cu colegii medici veterinari de la USAMV Cluj-Napoca. Am adus contribuții la cunoașterea distribuției unor ecto- și endo-paraziți la nivelul faunei silvicole din România, precum și a gazdelor acestora. Importanța și interesul practic al acestor cercetări este unul evident, în numeroase cazuri și prin posibilitatea transmiterii unor boli la om (zoonoze) sau de la animale sălbatice la cele domestice.

Pentru toate tematicile de cercetare alese și abordate după finalizarea tezei de doctorat, subliniez:

- pe de o parte interesul științific și practic al acestora, mai ales prin prisma managementului conservării biodiversității (inclusiv în interiorul unor arii naturale protejate de tipul Siturilor Natura 2000 sau Siturilor Ramsar), în relație cu dezvoltarea sustenabilă (management integrat la nivelul pisciculturii, silviculturii și altor interese sau activități umane),
- pe de altă parte interdisciplinaritatea, în unele situații din domenii diferite, dar apropiate ca tematică, scop și obiective ale cercetării și care utilizează parțial aceleași date, metode, analize etc. În acest caz, colaborarea inter-universitară și a experților din domenii diferite, dar care necesită integrare, apare ca o necesitate la nivel științific

## **1.2. Lucrări cuprinse în teza de abilitare**

Teza de abilitare a fost concepută pe baza unor lucrări științifice publicate în jurnale de prestigiu, indexate Web of Science (6 lucrări), a unor prezentări la simpozioane internaționale cu proceeding publicat și indexat Web of Science ori în diverse baze de date internaționale (3 lucrări, dintre care 2 in pres.) și în reviste indexate în baze de date internaționale (2 lucrări). Sunt prezentate astfel, cele mai reprezentative lucrări utilizate în teza de abilitare:

1. **Ionescu D.T.**, Hodor V. C., Petrițan I. C., 2020. Artificial Wetlands as Breeding Habitats for Colonial Waterbirds within Central Romania. *Diversity* 12: 371.
2. **Ionescu D. T.**, Hodor C. V., Codrean C. L., Baltag E. Șt., Mazilu D. N., Barbu Șt. A., Hodor S., M. 2022. The density and distribution of seven woodpecker species in deciduous forest from central Romania. 10<sup>th</sup> International Symposium Forest and sustainable development, Book of Abstracts (Proceedings în curs de apariție), Brașov, 14-15 October 2022.
3. Hodor C. V., **Ionescu D. T.**, , Baltag E. Șt., Mărțoiu N. E., Hodor S., M. 2022. Distribution and Population of Tawny Owl (*Strix aluco*) and Ural Owl (*Strix uralensis*) in Deciduous Forests from Central Romania. 10<sup>th</sup> International Symposium Forest and sustainable development, Book of Abstracts (Proceedings în curs de apariție), Brașov, 14-15 October 2022.
4. **Ionescu D. T.**, Hodor C. V., Drugă M., Drugă Mariana. 2019. Recent occurrence of the American Mink (*Neovison vison*) in the central Romania, Proceedings of the 8th Edition of the Biennial International Symposium Forest and Sustainable Development, 25<sup>th</sup> – 27<sup>th</sup> of October 2018, Brașov, Romania.
5. Sandor D. A., **Ionescu D. T.** 2009. Diet of the eagle owl (*Bubo bubo*) in Brașov, Romania, North-western Journal of Zoology 5 (1): 170-178.
6. **Ionescu D.T.**, Hodor C., Sandor D. A. 2017. Diet of wintering Short-eared Owl *Asio flammeus* (Pontoppi-dan 1763) (Strigiformes: Strigidae) in south-eastern Romania. Acta Zoologica Bulgarica 69(2): 295-297.
7. Sandor A. D., **Ionescu D. T.** 2006. Diet of the Peregrine Falcon based on prey remains from a nesting area in Bârsei Depression, Romania. Bulletin of the Transilvania University of Brașov 13(48): 263-266.
8. Bouroș G., **Ionescu D. T.**, Hodor C. V., 2019. Observation of Eurasian Otter's diel activity using camera trapping in central-eastern Romania. Vestnik Zoologii 53(1): 47-56.
9. Ionica A. M., Matei I. A., D'Amico G., Daskalaki A. A., Jurankova J., **Ionescu D. T.**, Mihalca A. D, Modry D., Gherman C. M., 2016. Role of golden jackals (*Canis aureus*) as natural reservoirs of *Dirofilaria spp.* in Romania. Parasites and Vectors 9: 240.

10. Mechouk N., Deak Georgiana, Ionică Angela Monica, **Ionescu D. T.**, Chișamera G. B., Gherman C. M., Mihalca A. D., 2021. Subcutaneous ticks: a first report in a golden jackal, and their absence in non-canid carnivores. *Parasites & Vectors* 14:5.
11. Mihalca A. D., Dumitrache M. O., Magdaș C., Gherman C. M., Domșa C., Mircean V., Ghira I. V., Pocora V., **Ionescu, D. T.**, Siko Barabasi S., Cozma V., Sandor A. D., 2012. Synopsis of the hard ticks (Acari: Ixodidae) of Romania with update on host associations and geographical distribution. *Experimental and Applied Acarology* 58(2): 183-206.

## **Cap. 2. Distribuția, ecologia și tendința populațiilor păsărilor de apă cuibăritoare coloniale din habitate umede antropice**

### **Introducere**

Ecosistemele acvatice naturale au suferit la nivel național pierderi semnificative sau degradări ale structurii și funcțiilor inițiale, iar întreaga lor biodiversitate, inclusiv avifauna au fost afectate. Cea mai impactată în acest sens, a fost lunca Dunării, teritoriu pe care sute de mii de hectare de zone umede cu habitate diverse s-au transformat sau pierdut în urma lucrărilor de desecare și îndiguire (Stoiculescu 2008). Crearea ulterioară a unor zone umede de tipul fermelor piscicole, lacurilor și barajelor, a compensat parțial aceste pierderi, iar cel puțin păsările s-au adaptat noilor condiții mai mult sau mai puțin diferite de cele naturale, neinfluențate de om (Ionescu et al. 2008). Aceste zone umede antropice sunt recunoscute ca foarte importante sau chiar situri "cheie" pentru numeroase specii de păsări rare, vulnerabile sau în pericol (Švažas și Kozulin 2002, Papp și Fântână 2008). Acestea sunt specii indicatoare de habitat, având capacitatea de a reacționa la diferitele schimbări care au loc în mediul de viață (Kushlan 1993), inclusiv prin părăsirea tipurilor fundamentale de habitate, dacă acestea sunt semnificativ afectate sau dispărute. Este astfel și cazul unor specii de păsări coloniale (Kushlan 1993), unele dintre ele fiind specii noi cuibăritoare cel puțin pe suprafețele studiate. În acest sens, managementul terenurilor și resurselor poate spre exemplu în cazul fermelor piscicole, să adapteze interesele socio-economice la cele de conservare a biodiversității, prin aplicarea unor măsuri integrate (Ionescu pers. obs.). Impactul pentru specii ar trebui să fie astfel, unul pozitiv.

Principalul scop al cercetării, a fost inventarierea și monitorizarea speciilor / populațiilor de păsări cuibăritoare țintă și evidențierea caracteristicilor și particularităților coloniilor acestora în partea centrală a României, pe o perioadă de 10 ani (2010-2020). Cercetările au avut în vedere: distribuția și caracteristicile coloniilor, selecția habitatului, relația coloniilor cu prezența antropică, precum și mărimea și tendința populațiilor a opt specii coloniale. Aceste obiective sunt relevante din următoarele motive: extinderea zonelor de reproducere pentru unele specii, existența sau crearea unor zone umede noi sau recente, cum sunt: fermele piscicole, lacurile, balastierele, baraje etc., lipsa datelor privind distribuția sau o insuficientă cunoaștere a teritoriilor de cuibărit ocupate de anumite specii, date insuficiente în ce privește mărimea populațiilor și tendința acestora pe diferite perioade, la nivel local, regional sau național (Munteanu et al. 2002, Munteanu et al. 2015, Atlas al speciilor de păsări de interes

comunitar din România, edițiile 2015, 2022). În același timp, rezultatele sunt permanent utilizate în managementul integrat și adaptativ al ariilor protejate suprapuse cu zona de studiu, mai ales în ce privește evaluarea stării anuale de conservare a speciilor de interes comunitar (incluse în anexa I a Directivei Păsări, [https://monitorizareapasarilor.cndd.ro/directiva\\_pasari.html](https://monitorizareapasarilor.cndd.ro/directiva_pasari.html)).

### Zona de studiu

Cercetările au avut loc în două zone umede antropice sau influențate de om, din cadrul Sitului Natura 2000 ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei (N 45° 43' 10" and E 25° 24' 38"), figura 2.1. Acestea sunt situate în Depresiunea Bîrsei, bazinul Oltului, Regiunea 7 Centru (partea centrală a României, Transilvania, cu o suprafață de 57.000 km<sup>2</sup>). Cele două zone umede reprezintă unele dintre cele mai reprezentative și importante habitate pentru păsările de apă la nivelul cetului României, fiind inițial desemnate Arii de Importanță Avifaunistică (Papp și Fântână 2008, Ionescu et al. 2008). Strict suprafața acoperită de heleșteie, iazuri și lacuri, totalizează peste 700 ha, dar întreaga zonă umedă împreună cu terenurile adiacente, face parte din Situl Ramsar Dumbrăvița-Rotbav, recent extins, ce însumează 2282 ha (<https://rsis.ramsar.org/ris/1605>). Activitățile umane principale de pe suprafața zonelor umede, sunt piscicultura și pescuitul sportiv. Dintre speciile de pești de cultură, se cresc aici: crapii chinezești *Hypophthalmichthys nobilis*, *Hypophthalmichthys molitrix* și *Ctenopharyngodon idella*, de asemenea crapul (*Cyprinus carpio*). Pe lângă acești pești, trăiesc în mod sălbatic alte specii, unele fiind hrană pentru numeroase păsări ihtiofage. Este cazul murgoiului bălțat (*Pseudorasbora parva*), specie alohtonă invazivă și a carasului (*Carassius gibelio*) (Ionescu pers. obs., Ionescu et al. 2020).

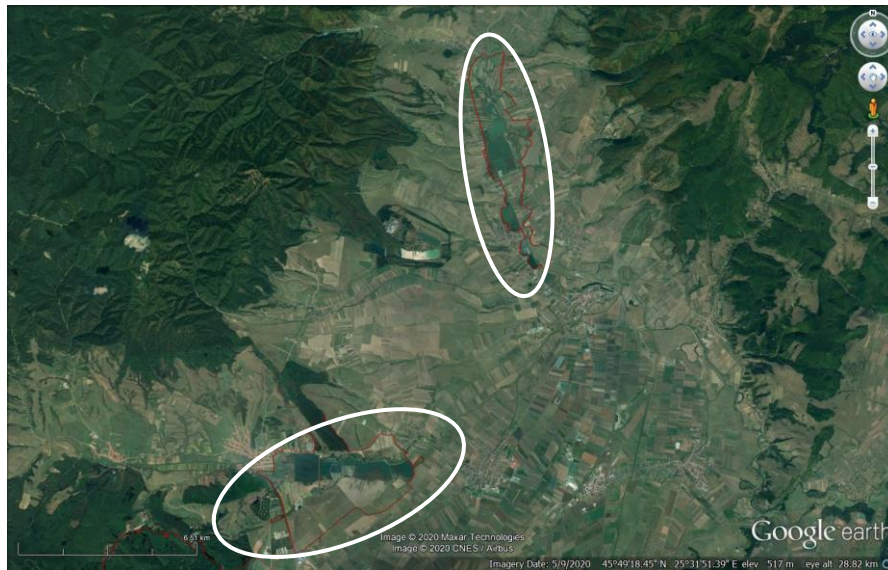


Fig 2.1 Aria studiată, ovale albe – Dumbrăvița (jos) și Rotbav (sus) în cadrul Sitului Natura 2000 ROSPA0037 (linie roșie)

### Material și metodă de cercetare

Pentru identificarea/estimarea speciilor, coloniilor și cuiburilor s-au utilizat doar metode standardizate și non-invazive (Ionescu et al. 2020). În ce privește monitorizarea populațiilor/coloniilor a fost aplicată metoda principală de bază în acest caz (Ghid standard de monitorizare a speciilor de păsări de interes comunitar din România 2014, 2020): monitorizarea speciilor coloniale de stârci și cormorani, ce constă în estimarea cuiburilor aparent ocupate, din anumite puncte de observație, fără perturbarea coloniei. Poziția coloniilor a fost schițată pe hărți, apoi comparată cu imagini satelitare oferite de Google Earth, ce au permis ulterior măsurători diverse (distanțe, suprafețe etc.). Intrările în colonii s-au realizat doar iarna pe gheață, poziția acestora și extremitățile fiind înregistrate cu ajutorul GPS, cu funcții diverse, inclusiv track. Pentru numărarea/estimarea perechilor cuibăritoare și a cuiburilor, s-a utilizat de asemenea drona la diverse înălțimi, fără deranjarea semnificativă a coloniilor (s-a permis coborârea dronelor doar până ce păsările de pe cuiburi se ridicau sau deveneau agitate), cu ajutorul căreia s-au realizat poze și filme, ce au permis o estimare sau chiar numărare a cuiburilor în cazul coloniilor de dimensiuni mici (1-30 cuiburi) și ușor vizibile (ex. la egreta mare și stârcul roșu). Estimarea populațiilor cuibăritoare s-a realizat și prin aplicarea altor metode, precum metode pătratelor pentru păsările de apă, ce utilizează nu doar puncte fixe (point count) ci și puncte pe transect (point transect) în interiorul unor pătrate de 2x2 km (Ghid standard de monitorizare a

speciilor de păsări de interes comunitar din România 2014, 2020). A fost utilizat un binoclu de 10x50 și o lunetă ornitologică (x 20-60).

Pentru calcularea diferitelor distanțe și a suprafețelor coloniilor și a habitatelor caracteristice/optime de cuibărit (Ionescu et al. 2020), s-a apelat la diverse facilități și instrumente Google Earth. Elementele măsurabile ale coloniilor considerând întreaga perioadă monitorizată (2010-2020), realizate separat pe cele două zone distincte (Dumbrăvița și Rotbav) au fost:

- Suprafața totală a coloniei, rezultată prin suprapunerea și însumarea tuturor suprafețelor ocupate în perioada de studiu
- Suprafața minimă a coloniei (cea mai mică suprafață a coloniei din perioada de studiu)
- Suprafața coloniilor izolate (ex. a celor care au ocupat insule de stuf)
- Distanța minimă dintre marginea coloniei și habitatele terestre (ex. diguri, maluri, construcții)

### **Analiza statistică**

Pentru investigarea semnificației relației dintre suprafața coloniei și numărul perechilor sau distanța minimă dintre marginea coloniei și diguri, s-a aplicat analiza regresiei lineare. Aceasta s-a folosit și pentru a testa semnificația tendinței populațiilor pe cei 10 ani, la anumite specii sau la nivelul coloniilor. Pentru a testa dacă tipul substratului pe care s-au construit cuiburile a două specii (stârc de noapte *Nycticorax nycticorax* și egretă mică *Egretta garzetta*) afectează tendința populațiilor, s-a aplicat analiza varianței (ANOVA, one-way). Toate analizele statistice s-au realizat prin STATISTICA 10 (StatSoft 2012, Inc., USA, Ionescu et al. 2020).

### **Rezultate**

Considerând grupurile sistematice ale stârcilor și cormoranilor, opt specii coloniale s-au identificat în zona studiată, între 2010-2020 (tabelul 1).

#### **Habitatul de cuibărit**

În ce privește habitatul pe care s-au construit coloniile, au fost utilizate trei tipuri majore: stufăriș, arbuști sau arbori inundați și insule de pământ rezultate din activitățile antropice, acoperite cu diverse tipuri de vegetație lemnoasă (tabelul 2.1).

Tabel 2.1 Tipul coloniilor, habitatul de cuibărit și substratul pe care s-au construit cuiburile  
(după Ionescu et al. 2020)

Nr.	Specia	Tipul coloniei (Mo / Po)	Tipul habitatului	Cuiburi contruite pe:	
				Vegetație emersă	Vegetație lemnoasă
1	<i>Phalacrocorax carbo</i> Cormoran mare	Mo, Po	Arbori în interiorul zonei umede ; insule artificiale cu vegetație lemnoasă	-	<i>Salix babylonica</i> (Rotbav) și <i>S. fragilis</i> (arbori morți, Dumbrăvița)
2	<i>Microcarbo pygmaeus</i> * Cormoran mic	Po	Arbuști / arbori în interiorul zonei umede	-	<i>Salix cinerea</i>
3	<i>Ardea cinerea</i> Stârc cenușiu	Mo, Po	Stufăriș / păpuriș; arbuști / arbori în interiorul zonei umede; stejăret format din arbori maturi	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha sp.</i>	<i>Salix cinerea</i> , <i>S. fragilis</i> , <i>Quercus robur</i>
4	<i>Ardea purpurea</i> * Stârc roșu	Mo, Po	Stufăriș / păpuriș	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha sp.</i>	-
5	<i>Ardea alba</i> * Egretă mare	Mo, Po	Stufăriș; arbuști / arbori în interiorul zonei umede	<i>Phragmites australis</i>	<i>Salix cinerea</i>
6	<i>Egretta garzetta</i> * Egretă mica	Po	Stufăriș; arbuști / arbori în interiorul zonei umede; insule artificiale cu vegetație lemnoasă	<i>Phragmites australis</i>	<i>Salix cinerea</i>
7	<i>Nycticorax nycticorax</i> * Stârc de noapte	Po	Stufăriș ; arbuști / arbori în interiorul zonei umede ; insule artificiale cu vegetație lemnoasă	<i>Phragmites australis</i>	<i>Salix cinerea</i> , <i>Prunus cerasifera</i> , <i>Sambucus nigra</i>
8	<i>Ardeola ralloides</i> * Stârc galben	Po	Stufăriș; arbuști / arbori în interiorul zonei umede; insule artificiale cu vegetație lemnoasă	<i>Phragmites australis</i>	<i>Salix cinerea</i>

Legenda:

\* - specie de interes comunitar, inclusă în anexa I a Directivei Păsări (2009/147/EC) și considerată „cheie” pentru conservarea la nivelul Sitului Natura 2000

Mo – colonie de tip monospecific (formată dintr-o singură specie)

Po – colonie de tip polipefic (formată două sau mai multe specii)

Cele mai multe specii de păsări care au constituit coloniile și-au construit cuiburile pe zălog (*Salix cinerea*), în cazul vegetației lemnoase, sau pe stuf (*Phragmites australis*), în cazul celei emerse, ambele cu procente de peste 30% (tabelul 1, figura 2.2).



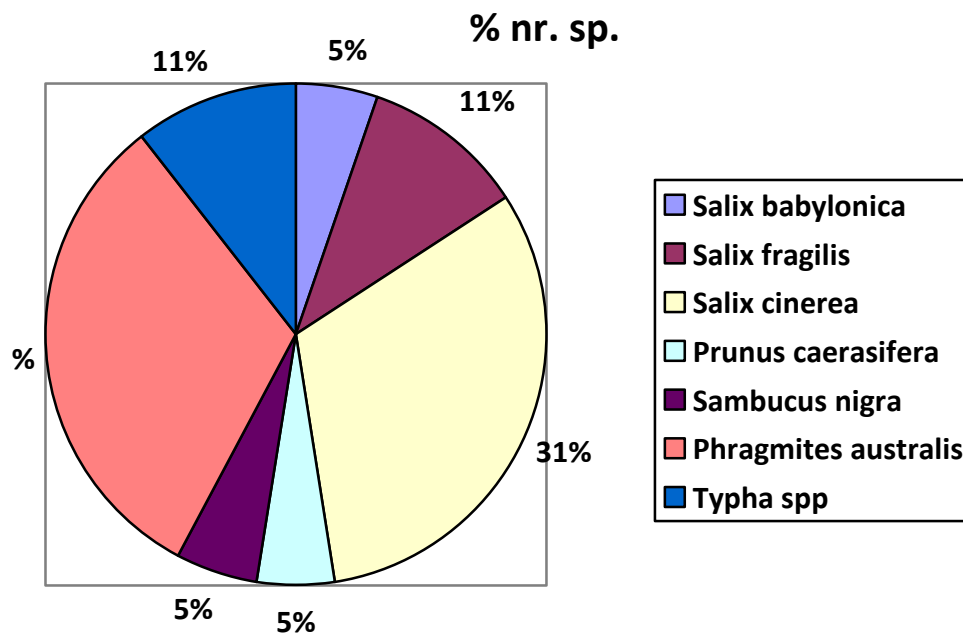


Fig. 2.2 Repartizarea procentuală a numărului de specii de păsări coloniale în funcție de speciile de plante pe care au construit cuiburile

În privința utilizării celor două tipuri majore de habitat (vegetație emersă vs. vegetație lemnoasă), considerând la Dumbrăvița coloniile mixte formate din trei specii aparținând ordinului Ciconiiformes (*Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*), pe întreaga existență a lor, vegetația lemnoasă a fost anual utilizată (100% din perioadă), pe când cea emersă doar sporadic, în 3 ani (37,5%). Pentru Rotbav, aceleași trei specii care formează colonia mixtă din aria respectivă, nu au utilizat niciodată vegetația emersă pentru amplasarea cuiburilor, deși habitatele formate din stufăriș și păpuriș acoperă diverse bazine (Ionescu et al. 2020).

Din punct de vedere statistic (Ionescu et al. 2020), între tipul substratului (vegetație emersă și lemnoasă) și tendința populațiilor, nu s-a identificat nici un efect pentru două specii coloniale de la Rotbav (*Nycticorax nycticorax* and *Egretta garzetta*, figurile 2.3, 2.4,  $p > 0.05$ , one-way ANOVA, F test).

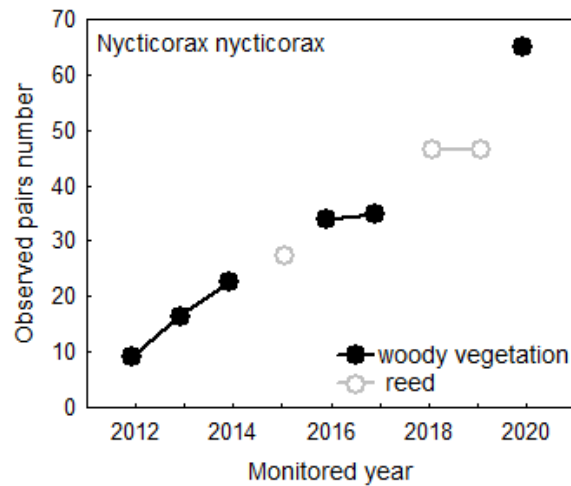


Fig. 2.3. Influența tipului de substrat (vegetație emersă vs. lemnoasă) asupra tendinței populației la *Nycticorax nycticorax* de la Rotbav

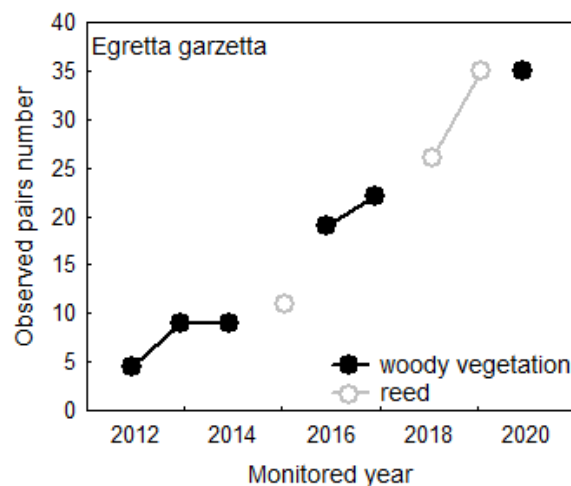


Fig. 2.4. Influența tipului de substrat (vegetație emersă vs. lemnoasă) asupra tendinței populației la *Egretta garzetta* de la Rotbav

#### Distribuția coloniilor în zona studiată

Șase heleșteie și lacuri s-au utilizat pentru cuibărire, de către speciile coloniale analizate, aceste bazine având suprafețe între 36-44 ha, cu o medie de 39 ha. Trei dintre aceste specii au cuibărit și în alte două tipuri de habitate, respectiv într-o pădure de stejar și într-o mlaștină rezultată parțial prin activitate antropică (aria Rotbav). Cele mai importante bazine pentru reproducerea colonială, sunt prezentate în figurile 2.5, 2.6, 2.7, 2.8 (Ionescu et al. 2020).



Fig. 2.5 Localizarea coloniilor de pe lacul 3 Rotbav, 2010-2020 (cerc negru - *Phalacrocorax carbo*, oval alb – colonie mixtă, formată din *Nycticorax nycticorax*, *Egretta garzetta*, *Ardeola ralloides*)



Fig. 2.6 Localizarea coloniilor de la Dumbrăvița, 2010-2020 (oval negru - *Phalacrocorax carbo*, oval alb – colonie mixtă, formată din *Microcarbo pygmaeus*, *Ardea cinerea*, *Nycticorax nycticorax*, *Egretta garzetta*, *Ardeola ralloides*)



Fig. 2.7 Localizarea coloniilor de *Ardea alba* de la Dumbrăvița, 2010-2020 (cerc galben)

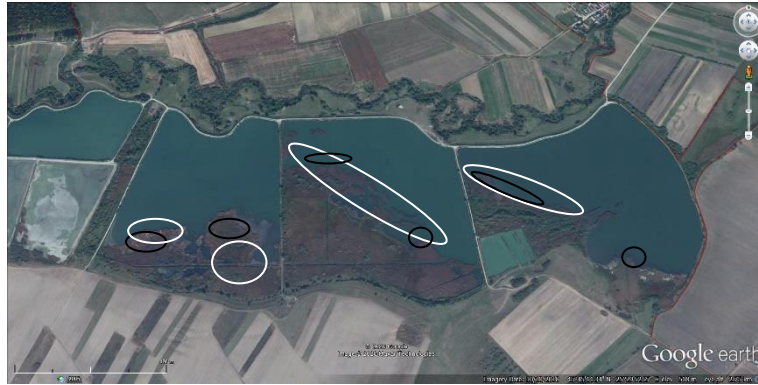


Fig. 2.8 Localizarea coloniilor de la Dumbrăvița, 2010-2020 (oval alb - *A. cinerea*, oval negru - *A. purpurea*).

### Caracteristici și elemente cuantificabile ale coloniilor

#### Suprafața ocupată a coloniilor în perioada de monitorizare

Pentru aria Rotbav, suprafața totală ocupată de colonia mixtă, pe perioada de 5 ani de la formarea acesteia, a însumat 1380 m<sup>2</sup>, ceea ce reprezintă 62% din suprafața totală potențială de cuibărit (insule cu vegetație lemnoasă). La Dumbrăvița, suprafața totală ocupată de colonia mixtă, de la formarea sa (10 ani), însumează 12080 m<sup>2</sup>. Din această suprafață, colonia formată doar pe vegetație lemnoasă, totalizează 7560 m<sup>2</sup>, reprezentând 62,6% din suprafața totală ocupată. Aceeași colonie mixtă (excluzând cormoranul mic) formată pe stuf, totalizează 4520 m<sup>2</sup> (37,4% din suprafața totală potențială de cuibărit). Suprafața de stuf ocupată reprezintă doar 3,5% din cea totală de stuf potențială de cuibărit, iar dacă raportăm doar la insulele de stuf, aceasta reprezintă 23,8%. În ce privește specia *Ardea alba* la Dumbrăvița, suprafața totală ocupată din stufăriș, este de 7000 m<sup>2</sup>, cea mai mică suprafață pe care a cuibărit un nucleu de egrete, a avut 1500 m<sup>2</sup>. Având în vedere că unele specii au cuibărit pe insule de diferite mărimi, indiferent de substratul pentru amplasarea cuiburilor, s-a calculat suprafața minimă a unei colonii, la Rotbav aceasta fiind de doar 320 m<sup>2</sup>, iar la Dumbrăvița de 1350 m<sup>2</sup> (Ionescu et al. 2020).

Pentru colonia mixtă de la Dumbrăvița, formată din *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*, numărul perechilor a crescut semnificativ cu creșterea suprafeței ocupate de colonie ( $p < 0.05$ , Figura 2.9). Pentru colonia mixtă de la Rotbav, ce include aceleași specii precizate anterior, nu s-a găsit o corelație semnificativă între numărul perechilor și suprafața ocupată de aceasta ( $p > 0.05$ , Figura 2.9), cel mai probabil datorită eșantionajului

insuficient ( $n = 5$ ) și variabilității puțin pronunțate în cadrul suparefței coloniei (Ionescu et al. 2020).

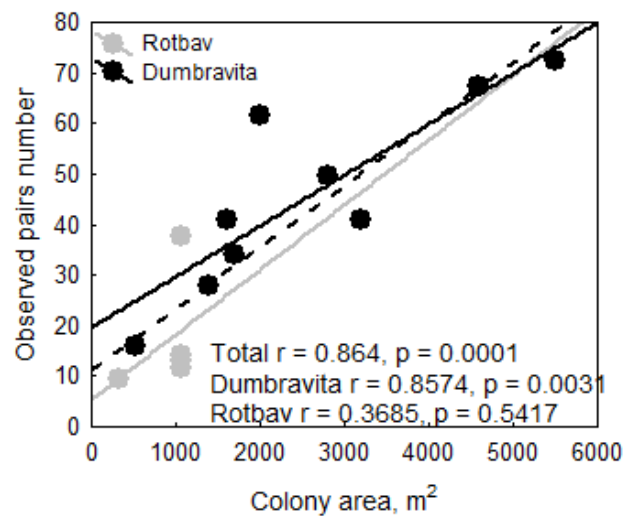


Fig. 2.9 Relația dintre numărul perechilor și suprafața coloniei mixte, separat pe cele două arii

Distanța minimă dintre marginea coloniei, habitatele terestre și construcții diverse

Distanța minimă dintre marginea coloniilor și dig, a fost de ordinul a câtorva zeci de metri, iar până la cel mai apropiat drum auto principal, de doar 100 m. De asemenea, două dintre coloniile de la Rotbav au fost amplasate la aproximativ 200 m față de o stație de sortare agreate și fabrică activă de ciment / beton (tabel 2.2).

Tabel 2.2 Distanța minimă dintre marginea coloniei, habitatele terestre și construcții diverse (după Ionescu et al. 2020)

Tipul coloniei, specia	Localizarea		Dig	Distanța minimă dintre marginea coloniei și			Fabrică de ciment
	R	D		Construcție	Drum național (DN13)	Drum județean (DJ 112C)	
Mixtă	x		25	130			
<i>Ardea purpurea</i> (ferma piscicolă)	x		30				
<i>Ardea purpurea</i> (mlaștină)	x				90		225
<i>Ardea alba</i> (mlaștină)	x				110		250
Mixtă		x	50	780		800	
<i>Ardea alba</i>		x	40				
<i>Ardea cinerea</i> (pădure stejar)		x		330		60	
<i>Phalacrocorax</i> <i>carbo</i>	x		105				
<i>Phalacrocorax</i>		x	150				

---



---

*carbo*


---

Legenda:

R – aria Rotbav

D – aria Dumbrăvița

Pentru Dumbrăvița, în ce privește relația dintre distanța de la marginea coloniei mixte formată din *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides* la dig și suprafața acesteia, a fost stabilită o corelație negativă ( $r = -0.58$ , Figura 2.10), dar această corelație a fost doar marginal semnificativă (Ionescu et al. 2020).

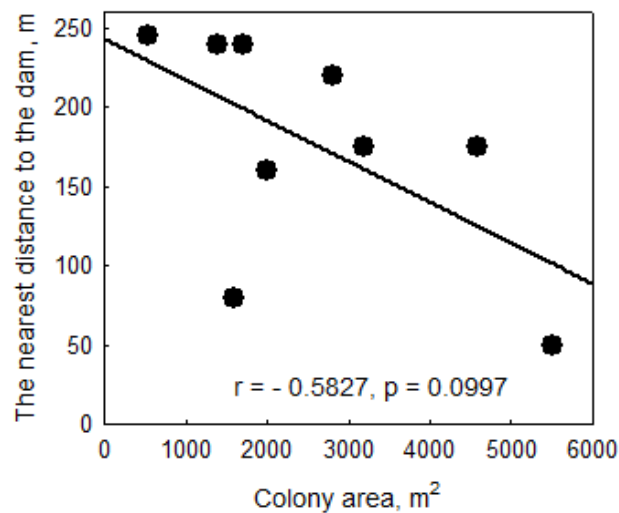


Fig. 2.10 Relația dintre distanța de la marginea coloniei la dig și suprafața acesteia, pentru colonia mixtă de la Dumbrăvița (speciile *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*)

#### Mărimea populațiilor / numărul perechilor și tendința populațională

Cel mai mare număr de perechi s-a înregistrat la speciile: *Ardea cinerea* și *Nycticorax nycticorax*, iar cel mai mic, la: *Ardeola ralloides*, *Phalacrocorax carbo* și *Microcarbo pygmaeus*. Raportând numărul perechilor locale la populația cuibăritoare națională, în cele mai multe cazuri raportul este subunitar. Cu toate acestea, există specii care au însumat la Dumbrăvița și Rotbav 1% din populația națională sau chiar peste această valoare, mai ales pentru perioada de monitorizare națională: 2008-2013 (tabelul 2.3).

Tabel 2.3. Mărimea populațiilor speciilor analizate, la nivel local (zona de studiu) și compararea cu populațiile naționale (după Ionescu et al. 2020)

Specia	Nr. perechi în aria de studiu, pe perioada de monitorizare		Nr. perechi la nivel național (Atlas, 2015), perioada de monitorizare: 2008-2013		Procentul din populația națională (%) (Atlas, 2015, perioada: 2008-2013)		Nr. perechi la nivel național (Atlas, 2022), perioada de monitorizare: 2013-2018		Procentul din populația națională (%) (Atlas, 2022, perioada: 2013-2018)	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
<i>Phalacrocorax carbo</i>	10	10	12000	20000	0.08	0.05	12000	20000	0.08	0.05
<i>Microcarbo pygmaeus</i>	5	15	9400	10500	0.05	0.14	9400	10500	0.05	0.14
<i>Ardea cinerea</i>	40	60	4500	6000	0.88	<b>1.00</b>	4500	10000	0.88	0.60
<i>Ardea purpurea</i>	16	24	850	1500	<b>1.88</b>	<b>1.60</b>	1797	7830	0.89	0.30
<i>Ardea alba</i>	1	21	210	370	0.47	<b>5.67</b>	400	1000	0.25	<b>2.10</b>
<i>Egretta garzetta</i>	4	40	4000	8000	0.10	0.50	4000	8000	0.10	0.50
<i>Nycticorax nycticorax</i>	8	70	4000	8000	0.20	0.87	4000	8000	0.20	0.87
<i>Ardeola ralloides</i>	2	6	2500	5500	0.08	0.11	2700	6000	0.07	0.11

Legendă:

Numerele cu **bolt** – procent egal sau mai mare cu 1% din populația minimă sau maximă națională

Pentru patru dintre specii (*Ardea alba*, *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax* și *Ardeola ralloides*) s-a evidențiat o creștere semnificativă a numărului de perechi cuibăritoare, în perioada de monitorizare ( $p < 0.001$ , Figurile 2.11, 2.12), însă nici o tendință semnificativă pentru alte două specii (*Ardea purpurea* și *Microcarbo pygmaeus*,  $p > 0.05$ , Figura 2.13) (Ionescu et al. 2020).

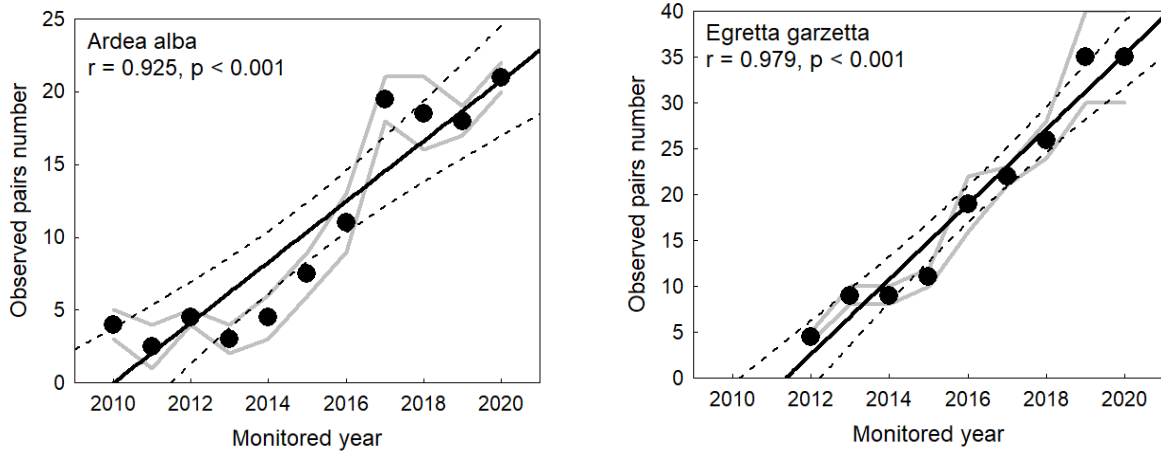


Fig. 2.11 Tendința populațiilor pe decadă, pentru speciile *Ardea alba* (stânga) și *Egretta garzetta* (dreapta). Regresia lineară (linie neagră continuă) și intervalul de confidență asociat - 95% (linie neagră întreruptă). Liniile cenușii reprezintă numărul minim și maxim de perechi estimate

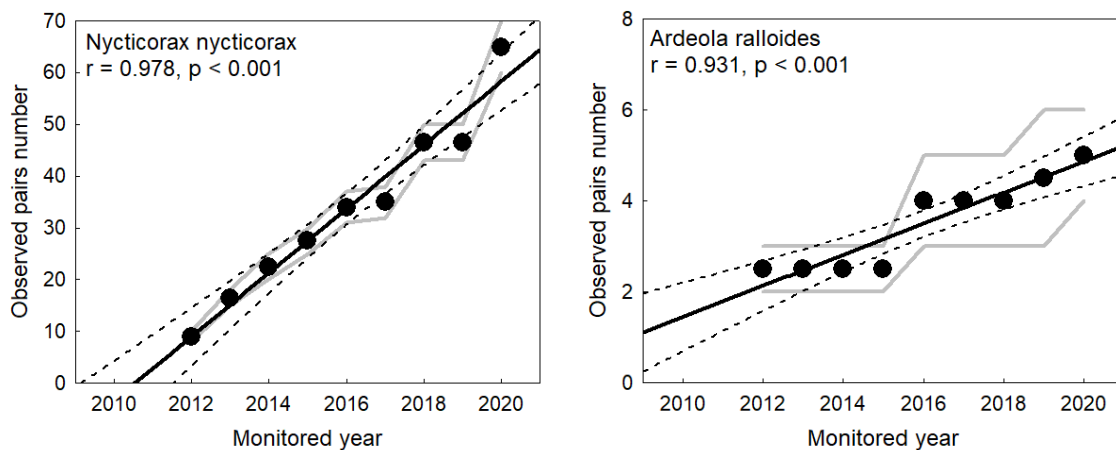


Fig. 2.12 Tendința populațiilor pe decadă, pentru speciile *Nycticorax nycticorax* (stânga) și *Ardeola ralloides* (dreapta). Explicațiile – idem figura 2.11

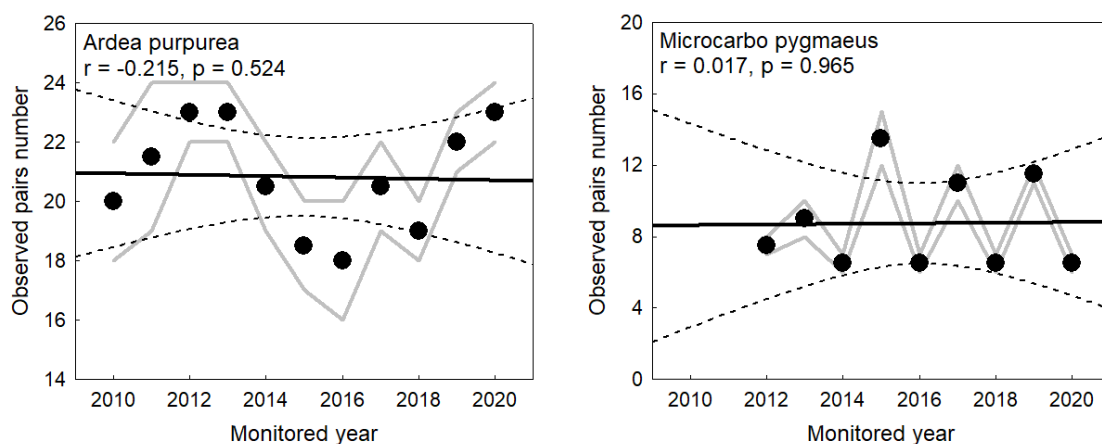




Fig. 2.13 Tendința populațiilor pe decadă, pentru speciile *Ardea purpurea* (stânga) și *Microcarbo pygmaeus* (dreapta). Explicațiile – idem figura 2.11

Pentru colonia mixtă de la Dumbrăvița, prin însumarea tuturor perechilor speciilor componente (*Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*) se constată o creștere semnificativă a numărului de perechi în decada de monitorizare (figura 2.14). În cazul coloniei de la Rotbav, în a cărei componență intră aceleași specii, creșterea pe perioada de monitorizare a fost evidențiată, dar nu și din punct de vedere al semnificației statistice (figura 2.14) (Ionescu et al. 2020).

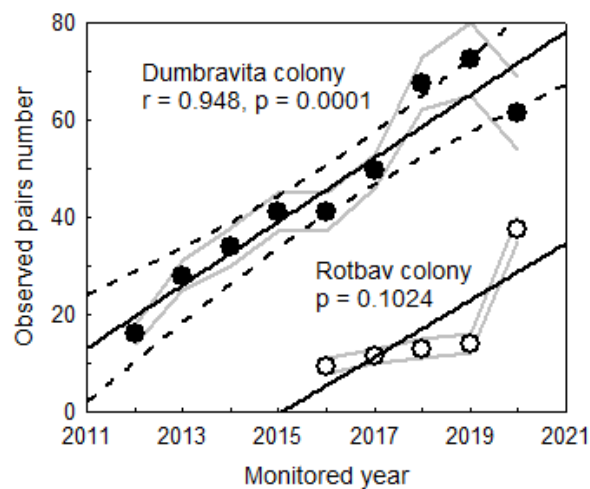


Figura 2.14. Tendința populațiilor pe decadă în cazul coloniilor mixte de la Dumbrăvița și Rotbav. Explicațiile – idem figura 2.11

## Discuții

Utilizarea habitatului și a locațiilor de cuibărit, în raport cu factorii naturali și antropici

*Nycticorax nycticorax*, *Egretta garzetta* și *Ardeola ralloides* își construiesc cuiburile exclusiv pe vegetație lemnoasă în centrul României – Transilvania (David 2008, Munteanu et al. 2015 și Daróczy Sz., David A., Sándor D. A., Szabó Z., Stermin A., Kósa F. in verb.). Cu toate acestea, *Nycticorax nycticorax* a început instalarea cuiburilor și pe stuf, la ferma piscicolă Sânpaul (jud. Harghita), aflată la cca. 35 km de aria Rotbav (dr. Szabo J. in verb.). Pentru celelalte două specii (*Egretta garzetta* and *Ardeola ralloides*) cuibăritul lor în stufăriș, la Dumbrăvița, reprezintă un caz unic în Transilvania. Subliniem că indiferent de habitatul de cuibărit și de substratul ales pentru construirea cuiburilor, la Dumbrăvița cele mai stabile colonii

mixte formate din *Nycticorax nycticorax*, *Egretta garzetta* și *Ardeola ralloides* au avut în componență întotdeauna specia *Ardea cinerea*. De altfel, aceasta începe anual cuibăritul înaintea celorlalte specii, iar acestea din urmă își aleg nucleele de cuibărit de regulă în jurul unor cuiburi de *Ardea cinerea*. Nu aceeași situație s-a constatat la Rotbav, unde colonia mixtă a celor trei specii, formată în anul 2016 și cu continuitate până în prezent, nu a avut niciodată în componență specia *Ardea cinerea* (Ionescu et al. 2020).

În ce privește relația dintre suprafața ocupată a coloniilor mixte și numărul de perechi, în aria Dumbrăvița este normală o creștere a suprafeței ocupate odată cu creșterea numărului de perechi, mai ales dacă amplasarea cuiburilor se face într-un singur plan (ex. în stufăriș) și nu pe verticală cum se întâmplă în vegetația lemnoasă (Ionescu et al 2020).

Pentru speciile strict cuibăritoare în stufăriș, cum este *Ardea purpurea*, nivelul apei este un factor determinant în ocuparea acestui habitat (Barbraud et al. 2002, Deerenberg și Hafner 1999). Astfel, alegerea habitatului sau a unui anumit loc de cuibărit poate fi forțată de un nivel insuficient al apei în vegetația emersă sau de fluctuațiile bruște ale nivelului (Schogolev 1996). Speciile de stârci ce se reproduc în stufăriș pot alege locurile de amplasare a cuiburilor în vegetația inundată, pentru a reduce accesul prădătorilor tereștri (Kelly et al. 1993, Barbraud et al. 2002). Nivelul apei în toate bazinele antropice din zona studiată (heleșteie, iazuri, lacuri etc.) este în mod artificial manipulat, în funcție de interesele piscicole sau legate de siguranța barajelor, atenuarea viiturilor. În cazul heleșteielor unde cuibăresc anual *Ardea purpurea* și *A. alba*, apa în stufăriș are de regulă 60-80 cm în perioada aprilie-iulie. Au existat însă și situații fără apă în vegetație sau cu nivel mult diminuat. În unii ani (ex. 2019, 2020) pe principalul heleșteu de la Rotbav, unde cuibăresc cele două specii în 12 ha de stufăriș, nivelul apei în stuf a avut 0-10 cm în aprilie-mai. Acestea au fost forțate să cuibărească în mlaștina adiacentă, care a avut un nivel suficient al apei (50-100 cm). În același timp, scăderea bruscă a nivelului apei cu 25-30 cm a facilitat accesul unor mamifere precum mistrețul, în interiorul coloniilor, așa cum s-a întâmplat la Dumbrăvița în aprilie 2018. Consecința a fost relocarea coloniei de *Ardea alba* în sălcii și răchite de pe un alt heleșteu adiacent, acesta fiind de altfel singurul caz de cuibărit al speciei în vegetație lemnoasă în zona studiată (Ionescu et al. 2020).

Pentru speciile cuibăritoare pe insule unde există vegetație lemnoasă (ex. colonia mixtă de la Rotbav) nivelul apei a fluctuat în limite largi, în unii ani acesta fiind zero la nivelul arbuștilor cu cuiburi ocupate (ex. în 2020). Diferența față de cazul stufărișului, este că insula a fost permanent izolată de habitatele terestre, prin apa rămasă pe canalul perimetral al lacului.

Așadar, accesul unor potențiali prădători tereștri a fost restrâns sau eliminat (Ionescu et al. 2020). Asemenea insule, bine izolate de uscat, asigură oportunități de cuibărit pentru diverse specii, oferind protecție față de prădătorii tereștri (Owen și Black 1990, Musil et al. 2001). Astfel, pentru heleșteele din Republica Cehă, insulele artificiale par să fie esențiale pentru supraviețuirea unor specii de păsări (Musil et al. 2001). Și creșterea nivelului apei în stufăriș poate duce la părăsirea locului de cuibărit dacă se inundă cuiburile (Ionescu et al 2020). A fost cazul coloniei de *Ardea purpurea* de pe un heleșteul de la Dumbrăvița, unde o creștere a nivelului cu 20-30 cm a inundat cuiburile (aprilie 2020). Cu toate acestea, cele două zone umede studiate oferă suficiente suprafețe de habitat de cuibărit pentru toate speciile studiate, chiar și pentru un număr în creștere a perechilor reproducătoare (Ionescu et al 2020). Astfel, pentru *Ardea purpurea* și *A. alba* există anual o suprafață inundată de vegetație emersă, inclusiv păpuriș, de cca. 26 ha, ca habitat potențial de cuibărit. Și speciile de stârci și egrete cuibăritoare în coloniile mixte, beneficiază pe lângă vegetația lemnoasă, de suprafețele insulelor de stufăriș de la Dumbrăvița, așa cum s-a întâmplat în 3 ani din decada de monitorizare. Mai mult, planul de management al Sitului Natura 2000 prevede pentru bazinele importante pentru cuibărit, menținerea anuală a unui nivel de apă suficient reproducerii. Măsura ajută nu doar speciile de păsări ce cuibăresc pe diverse substraturi inundate, ci și întreaga faună acvatică, inclusiv peștii de interes economic, crescuți în amenajările piscicole. În plus, planul prevede și conservarea vegetației emerse și a pâlcurilor de sălcii / răchite din heleșteie (Plan de management al ROSPA0037 2016, Ionescu et al. 2020).

Distanța minimă dintre marginea coloniei, habitatele terestre și construcții diverse

Cea mai apropiată distanță de la marginea coloniilor până la habitatele terestre ar putea reflecta accesibilitatea prădătorilor la colonii (Kristiansen 1998, Barbraud et al. 2002). În același timp, trebuie subliniat că întreaga zonă studiată este supusă unor activități și presiuni antropice, precum : piscicultură, pescuit sportiv, trafic auto și feroviar, agricultură, pășunat, așezări umane, activități recreative), dar și a prezenței unor specii de animale precum mistreții, ce pot cauza deranj sau prădare în colonii (Ionescu et al 2020). Ținând cont de distanțele calculate, există un grad de toleranță ridicat al coloniilor față de om și activitățile sale. Pentru *Ardea purpurea*, distanța minimă dintre colonie și habitatele terestre în cazul studiat, corespunde valorilor găsite în sudul Franței pentru 19 stufărișuri unde cuibărește specia, respectiv 17-700 m (Barbraud et al. 2002). În ce privește evitarea prădării coloniilor, nivelul apei

la locul de cuibărit este mult mai important decât distanța minimă până la habitatele terestre. Astfel, pentru coloniile de *Ardea alba* de pe Lacul Neusidler (Austria), selectarea locului de cuibărit din stuf ține cont de minimizarea prădării cuiburilor (Grüll și Runner 1998, Nemeth și Schuster 2005). Pentru coloniile de *Ardea purpurea* din Camargue (Franța), mistrețul este un potențial prădător al coloniilor din stuf, dar rata prădării este limitată deoarece stufărișurile sunt înconjurate de canale cu adâncimea apei de 1-2 m (Barbraud et al. 2002). Conform observațiilor proprii și a imaginilor satelitare oferite de Google Earth, cel puțin mistreții penetrează vegetația emersă, creind o rețea de cărări, dar și locuri de fătare în rogozuri (Ionescu et al. 2020, Google Earth imagies). În România, mistrețul este răspunzător de afectarea unor colonii de *Platalea leucorodia* din stufărișurile heleșteielor situate în Moldova (Ignat 2009).

În ceea ce privește relația dintre distanța cea mai apropiată dintre colonia mixtă de la Dumbrăvița, formată din *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides* și dig, corelația negativă constatată poate fi explicată prin faptul că odată cu extinderea coloniei aceasta se apropie cel puțin de unul din diguri (Ionescu et al 2020).

#### Considerații generale asupra tendinței populațiilor cuibăritoare

Pentru nici una dintre speciile monitorizate, nu a existat o tendință negativă a populațiilor în cei 10 ani. Cauzele fluctuațiilor anuale pentru unele specii, cum sunt: *Microcarbo pygmaeus* și *Ardea purpurea*, nu sunt cunoscute, ele putând fi localizate și în afara limitelor zonei de studiu (Ionescu et al. 2020). Pe de altă parte, menținerea stabilă a populației sau creșterea semnificativă a sa, depinde atât de oferta habitatului pentru cuibărire, cât și de cea trofică. Studii ulterioare asupra regimului trofic sunt necesare atât în amenajările piscicole și habitatele acvatice naturale de tipul apelor curgătoare sau a mlaștinilor, cât și în cele terestre, precum culturile agricole, fânețele etc. de unde unii stârci și egretele se hrănesc frecvent (Ionescu et al. 2020, Ionescu pers. obs.). De asemenea calcularea unei *capacități de suport a habitatului de cuibărit și a ofertei trofice* pentru diverse specii de păsări, inclusiv ihtiofage, ar fi necesare și din punct de vedere practic, al relației cu piscicultura.

#### Apariția speciilor, distribuția și mărimea populațiilor

Aceste aspecte vor fi discutate în raport cu suprafața de referință – centrul României, respectiv Transilvania ca provincie istorică, având în vedere caracteristicile geografice, hidrologice, naturale și antropice comune ale zonei studiate și Transilvaniei. Aici ținem cont mai

ales de situația corpurilor de apă de suprafață, îndeosebi ape stătătoare naturale sau antropice, care sunt deficitare comparativ cu celelalte regiuni, precum Moldova, Muntenia, Dobrogea și chiar vestul țării (Banatul, Crișana). Mai mult, în ce privește avifauna acvatică, existența ramei muntoase a Carpaților pe laturile estică și sudică a Transilvaniei, face ca aceasta să fie cel puțin teoretic mai izolată și deci mai săracă în specii / populații (Ionescu pers. obs.).

În privința distribuției speciilor, s-a ținut cont în analiză de toate datele istorice și recente disponibile în cărțile monografice și în atlase (Salmen 1980, Klemm și Kohl 1988, Ciochia 1992, Weber et al. 1994, Hagemeyer și Blair 1997, Munteanu et al. 2002, Munteanu et al. 2015). La acestea se adaugă cele mai recente atlase privind păsările cuibăritoare din România:

- Atlas al speciilor de păsări de interes comunitar din România, 2015. Acesta prezintă distribuția speciilor, folodind griduri / pătrate de 10x10 km în sistem UTM, ca și în alte cărți monografice, conform metodologiei naționale de monitorizare și a samplingului național. Considerând că Transilvania are 57000 km<sup>2</sup>, rezultă un număr de 570 pătrate de 10x10 km, pentru partea centrală a țării. Perioada de monitorizare cuprinsă în acest atlas, este 2008-2013 (Ionescu et al 2020).
- Atlas al speciilor de păsări de interes comunitar din România, 2020. Perioada de monitorizare cuprinsă în acest atlas, este 2013-2018.

Mărimea populațiilor celor opt specii monitorizate va fi comparată cu cea națională, în funcție de cele două surse recente (Atlasele 2015, 2022).

#### *Phalacrocorax carbo*

Aceasta este prima semnalare și evidență publicată privind cuibăritul speciei în Transilvania (Salmen 1980, Klemm & Kohl 1988, Ciochia 1992, Weber et al. 1994, Hagemeyer & Blair 1997, Munteanu et al. 2002, Atlas 2015, 2022). Mai mult, cormoranul mare nu apare semnalată până în 2013, ca specie cuibăritoare în interiorul lanțului Carpatic (Atlas 2015), dar există o semnalare a sa într-o colonie mixtă de la Suplacu de Barcău (jud. Bihor), Bărbos L., in verb., iar apoi ediția a II-a a atlasului (2022) prezintă două pătrate de cuibărit în interiorul lanțului carpatic, în Crișana și Banat.

#### *Microcarbo pygmaeus*

Ca și în cazul cormoranului mare, în zona studiată cuibărește până în prezent singura colonie a speciei din Transilvania (Ionescu et al. 2015, Atlasele 2015, 2022). În același timp, această colonie din Depresiunea Bârsei, este printre foarte puținele locuri de cuibărit la nivelul interiorului lanțului carpatic. Astfel, cele două atlase (2015, 2022) prezintă alte 3 pătrate cu semnalare certă a cuibăritului speciei, din Banat și Crișana.

#### *Ardea cinerea*

Este cea mai răspândită specie de stârc la nivelul centrului țării, apărând în 9 pătrate de distribuție în Transilvania (Atlas 2015), iar în ultima ediție (Atlas 2022) în 40 pătrate, constatându-se astfel o evidentă expansiune a arealului de cuibărit al său. Ca procent de ocupare a teritoriului de cuibărit în Transilvania, specia apare așadar între 1,6 – 7% din totalul pătratelor de distribuție. Este important de punctat că populația cuibăritoare din zona de studiu a atins 1% din populația minimă națională (Ionescu et al. 2020).

#### *Ardea purpurea*

Pe lângă locațiile de cuibărit descrise, mai apare în alte 4 pătrate din Transilvania, reprezentând doar 0,7% din numărul pătratelor de distribuție din centrul țării (Atlas 2015). Pentru ultima perioadă de monitorizare națională (Atlas 2022), harta de distribuție redă alte 14 pătrate în Transilvania, adică 2,5% din totalul pătratelor de distribuție din această regiune. Din punct de vedere al populației cuibăritoare, în zona studiată au cuibărit peste 1% din populația minimă națională, la nivelul ambelor cicluri de monitorizare (2008-2013 și 2013-2018) (Ionescu et al. 2020). De asemenea, această populație este apropiată de pragul minim de 30 perechi utilizat în România ca și criteriu (C6) pentru desemnarea Ariilor de Importanță Avifaunistică (Papp și Fântână 2008).

#### *Nycticorax nycticorax*

În partea central a României a fost identificat în alte 3 pătrate de distribuție, pentru 2008-2013 (0,5% din totalul pătratelor de distribuție din Transilvania), iar pentru ciclul 2013-2018, în 9 pătrate (1,6%) (Atlas 2015, 2022). Populația cuibăritoare a ultimilor ani a depășit 1% din cea minimă națională (Ionescu et al. 2020).

#### *Ardeola ralloides*

Pentru centrul României apare în ambele cicluri de monitorizare (Atlas 2015, 2022) într-un singur pătrat de distribuție pe lângă cel descris de noi, ceea ce reprezintă doar 0,17% din totalul pătratelor de 10x10 km din Transilvania. Este așadar, cea mai puțin răspândită specie de stârc colonială în partea centrală a țării (Ionescu et al. 2020).

#### *Egretta garzetta*

În partea centrală a României apare în alte două pătrate de distribuție, pe lângă cele descrise de noi (0,35% din totalul pătratelor din Transilvania), valabil pentru ambele cicluri de monitorizare (Atlas 2015, 2022). Populația cuibăritoare a ultimilor ani a depășit 1% din cea minimă națională (Ionescu et al. 2020).

#### *Ardea alba*

Pentru Transilvania, s-a identificat în alte 3 pătrate de distribuție pentru ambele cicluri de monitorizare, față de cele descrise de noi, ceea ce reprezintă doar 0,5% din totalul pătratelor de distribuție din Transilvania (Atlas 2015, 2022). Specia a fost pentru prima dată documentată ca reproducătoare în centrul țării (2007), pe unul dintre heleșteiele de la Dumbrăviața (Ionescu 2007). În ce privește mărimea populației cuibăritoare, este specia care a însumat aproape 6% din populația maximă națională pentru 2008-2013. Cel puțin în ultimii ani, numărul perechilor cuibăritoare în zona studiată a depășit 1% din populația minimă sau maximă națională. Mai mult, populația cuibăritoare de aici a depășit pragul de 15 perechi (C6) pentru desemnarea la nivel național a Ariilor de Importanță Avifaunistică (Papp și Fântână 2008).

Ca o sinteză la discuția privind distribuția, coloniile mixte sau monospecifice formate din *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides* și *Egretta garzetta* sunt răspândite extrem de punctiform în centrul țării, de regulă reprezentând sub 1% din numărul pătratelor de distribuție din Transilvania. Situația este parțial diferită în cazul speciei *Ardea cinerea*, ce cuibărește frecvent și solitar. Aceasta ajunge și la 7% din numărul pătratelor de 10x10 km la nivelul Transilvaniei.

#### **Concluzii**

Ca o concluzie generală, fermele/amenajările piscicole și alte zone umede create de om, din interiorul ariilor protejate (ex. Situri Natura 200, Situri Ramsar) unde se aplică un

management integrat, pot deține un număr important de specii de păsări, unele de interes conservativ și de asemenea cu populații mari (Plan de Management al ROSPA0037, Ionescu 2020). Prin oferta de habitate și de hrană, zonele umede antropice pot atrage inclusiv specii de păsări coloniale. Ocuparea lor reprezintă în unele situații, extinderi ale arealului de reproducere sau chiar cuibărirea pentru prima dată în anumite regiuni ale țării, cum este partea sa centrală (Transilvania). În asemenea ferme piscicole, doar continuarea pe termen lung a managementului piscicol durabil și integrat la nivelul celor suprapuse cu arii protejate, poate menține speciile de păsări și populațiile la niveluri corespunzătoare (stare de conservare favorabilă), dar și biodiversitatea în ansamblu (Ionescu et al. 2020). Acvacultura durabilă de ape interioare trebuie să fie menținută și încurajată la nivelul Uniunii Europene și nu numai, mai ales în statele central-europene, estice și sud-est europene, unde asemenea ferme dețin un număr semnificativ de specii și populații recunoscute la nivel național și internațional (Heath și Evans 2000, Musil et al. 2001, Švažas și Kozulin 2002, Papp și Fântână 2008, Ignat 2009).



### **Capitolul 3. Distribuția și abundența speciilor de păsări indicatoare de păduri de foioase, prin aplicarea metodelor standard de monitorizare**

#### **Introducere generală**

Pădurea este un ecosistem complex, ce a fost și este influențat de mulți factori abiotici (vânturi puternice, incendii etc.) și biotici (boli, atacuri ale paraziților etc.), la care se adaugă cei antropici. Actualele păduri au o structură diferită în mare măsură față de pădurile ancestrale, unde nu au existat intervenții umane. Înainte de activitățile cu impact major ale omului, pădurile reprezentau în Emisfera Nordică, peste 80% din suprafață, cu o distribuție relativ continuă (Peterken 1996 și Williams 2003 în Mikusiński *et al.* 2018), iar în România se estimează că fără influențe antropice, ecosistemele forestiere au ocupat între 70-80% din teritoriul național (Biriș 2017 în Luick *et al.* 2021). De subliniat este și faptul că cel mai recent raport al Agenției de Mediu Europene (EEA) arată că peste 84% din pădurile/habitatele forestiere europene sunt incluse în categoria nefavorabil-inadecvată, deci având un statut de conservare nefavorabil (EEA 2020). Așadar, activitatea umană la nivel istoric a dus la restrângerea suprafeței ocupate de păduri, iar apoi prin managementul silvic, la modificări ale structurii habitatelor forestiere. În prezent, în Europa doar aproape 0,4% din pădurile temperate pot fi considerate virgine (Parviainen 2005 în Mikusiński *et al.* 2018). De asemenea, la sfârșitul secolului XX, mai puțin de 2% din pădurile europene (excluzând Rusia) au fost desemnate rezervații strict protejate, unde nu se permit activități umane, evident nici intervenții silviculturale (Parviainen 2000 în Mikusiński *et al.* 2018). Și la nivelul regiunii Carpato-Danubiene, pădurile multisekulare virgine sau cvasi-virgine reprezintă doar 2% din întreaga suprafață împădurită, adică cca. 300000 ha, însemnând cea mai mare întindere a acestor păduri din Europa temperată (Vlad *et al.*, 2020). Având în vedere suprafața restrânsă a acestor păduri ancestrale și a ariilor protejate unde se exclud lucrările silvice și oricare alte forme de activitate umană, teoretic, doar o parte foarte mică a populațiilor animalelor sălbatice, inclusiv a păsărilor de pădure, este beneficiara unei structuri naturale complexe a habitatului caracteristic. Cu toate acestea, cel puțin avifauna pădurii românești este recunoscută a fi una valoroasă și bine reprezentată în Europa, dovadă fiind rezultatele unor studii și monitorizări pe termen lung la nivel național și continental (Hagemeyer & Blair 1997; Papp & Fântână 2008; Atlas al speciilor de păsări de interes comunitar din România 2015;

BirdLife International 2017; Raport CE 2020; proiect și O.M. 2015/2022; Atlas al speciilor de păsări de interes comunitar din România, ed. a II-a 2022).

Păsările sunt recunoascute ca indicatori ai habitatelor naturale, precum pădurile, fiind capabile să semnaleze diferite modificări ce au loc în aceste habitate (Simamora et al. 2021). Ele sunt printre cei mai frecvent utilizați indicatori ai biodiversității habitatelor forestiere și în același timp, ai modificărilor apărute în pădurile supuse presiunilor globale majore (Simamora et al. 2021), din care nu se exclud cele europene unde se aplică management forestier (Oettel și Lapin 2021). Dintre grupele sistematice sau ecologice de păsări, două pot fi selectate și utilizate în acest sens: bufnițele și ciocănitorele.

Bufnițele sunt indicatori ai calității și complexității ecosistemelor, ca prădători de top în cadrul lanțului trofic (Fröhlich & Ciach 2019). În același timp, bufnițele pot fi selectate ca indicatori ai monitorizării managementului forestier sustenabil (Hammil 2001). De asemenea, unele specii de bufnițe de pădure indică habitate apropiate de cele cu structură naturală, având arbori de mari dimensiuni, maturi și bătrâni, cu scorburi, lemn mort pe picior (iescari) sau doborât etc. (Ionescu pers. obs.).

Ciocănitorele, ca și grup sistematic specializat în păduri mature / bătrâne, pot fi folosite pentru a indica diversitatea păsărilor la nivel de peisaj, așa cum este cel forestier (Mikusiński et al. 2001) sau calitatea acestui habitat major (Menon & Shahabuddin 2021).

Studierea multiplelor aspecte ale biologiei, ecologiei, densităților și tendințelor populaționale în timp, precum și relației păsărilor indicatoare (inclusiv a bufnițelor și ciocănitorelor) cu managementul forestier, poate oferi nu doar informații științifice valorose din punct de vedere fundamental, ci și cu aplicabilitate în conservarea biodiversității și a găsirii unor soluții pentru o gospodărire sustenabilă a pădurii.

### **3.1. Distribuția și abundența speciilor de huhurezi din păduri de foioase din zona munților joși**

#### **Introducere**

Dintre speciile de bufnițe din România, genul *Strix* include două specii: huhurezul mic (*Strix aluco*) și huhurezul mare (*Strix uralensis*), ambele caracterizând diferite tipuri de păduri. *Strix aluco* are o largă distribuție europeană, cu unele discontinuități ale arealului, în partea estică și în Turcia (Keller et al. 2020). Populația sa europeană este mare: 500000-1000000 perechi (Keller et al 2020). *Strix uralensis* are două areale de cuibărit principale în Europa: unul

în nordul continentului și al doilea în partea centrală și estică a sa (Keller et al. 2020). Populația cuibăritoare europeană a sa, este estimată la 50000-143000 perechi (Keller et al 2020). În ce privește România, *Strix aluco* are o distribuție largă, ocupând cea mai mare parte a zonei forestiere de câmpie și deal, dar de asemenea parțial și cea montană (Atlas 2022). Populația sa cuibăritoare națională este estimată la o medie de peste 80000 perechi (Atlas 2022). *Strix uralensis* are o distribuție mai restrânsă, ocupând habitatele forestiere din zonele de deal și de munte (Atlas 2022), iar populația sa cuibăritoare la nivelul țării, este apreciată la o medie de 20000 perechi (Atlas 2022).

Din punct de vedere conservativ, multe dintre speciile de bufnițe europene (8 specii, cca. 62% din totalul speciilor) sunt de interes comunitar, incluse în anexa I a Directivei Păsări (Directiva Păsări 2009).

România are o mare varietate de specii de bufnițe raportat la nivelul european. Pe teritoriul țării noastre există însă un număr foarte restrâns de cercetări publicate, așa cum sunt cele care vizează distribuția și abundența speciilor studiate de noi, concentrate în partea estică a României (Moldova), pe zona deluroasă cu o densitate mică a pădurilor (Bolboacă et al. 2013; Bolboacă et al. 2015; Bolboacă et al. 2018).

Obiectivele studiului, au fost (Hodor et al. in press):

- Investigarea prezenței, distribuției și densității speciilor *Strix aluco* și *Strix uralensis* într-o pădure de foioase din zona munților joși și medii, situată în centrul României
- Cunoașterea actuală a populațiilor cuibăritoare în arealul suprapus cu un Sit Natura 2000 ROSPA0037, aria Măgura Codlei

### **Zona de studiu**

Zona studiată este situată în partea centrală a României, Transilvania, Munții Perșani, componentă a Carpaților de Curbură, cuprinși în cei Orientali. Altitudinal, aceștia sunt parte a grupului munților joși, cu excepția suprafețelor cuprinse între 1000-1292 m (cel mai înalt vârf din zona studiată). Aria este numită Măgura Codlei și este inclusă în Situl Natura 2000 ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei, cu o suprafață totală de 4431,1 ha (Formular standard 2022). Din aceasta, aria Măgura Codlei totalizează 2152,1 ha, cu o suprafață de pădure de 1946 ha (figura 3.1.1) (Hodor et al. in press).

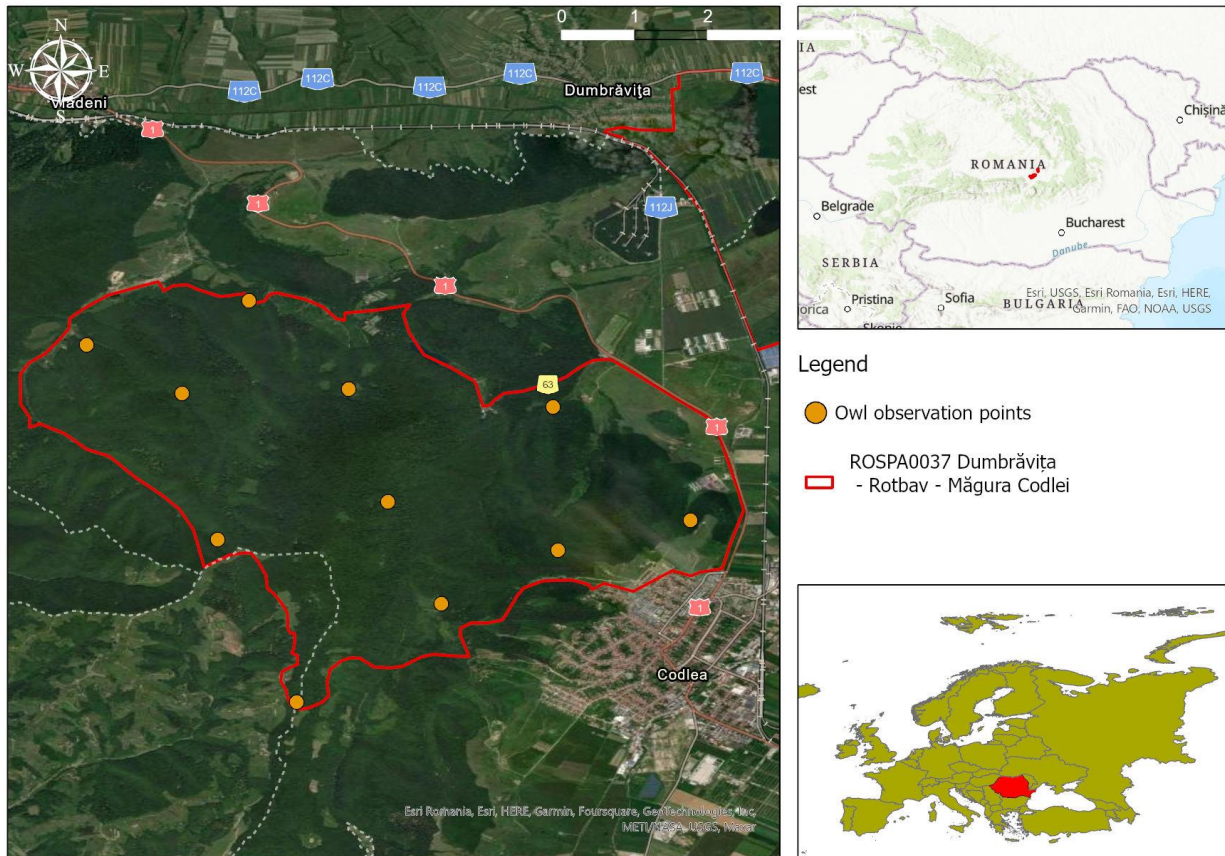


Fig. 3.1.1 Zona studiată și punctele de monitorizare ale huhurezilor în interiorul Sitului Natura 2000 ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei

În ce privește habitatul (Hodor et al. in press), pădurile de foioase ocupă întreaga suprafață forestieră, cu excepția câtorva plantații de rășinoase. Predomină făgetele, apoi pădurile mixte dintre fag și cvercinee și cvercineele pure (îndeosebi gorunete). În compoziția pădurii apar și alte specii de arbori, uneori dominanți, precum carpenul (*Carpinus betulus*), paltinul (*Acer platanoides*), frasinul (*Fraxinus excelsior*). Plantațiile de conifere sunt formate mai ales din pin silvestru (*Pinus sylvestris*) și pin negru (*Pinus nigra*). Legat de vârsta arboretelor, conform Amenajamentului silvic în vigoare (2014), predomină pădurile mature, de peste 80 de ani, cu 1167 ha (60 % din totalul suprafeței împădurite a Măgurii Codlea). Aproape 300 ha de pe versanții puternic înclinați și de pe culmea Măgurii Codlei, sunt păduri ce corespund criteriilor naționale privind încadrarea în categoria celor cvasi-virgine (IRISILVA 2022), în general fiind arborete pluriene cu vârste de până la 160-200 ani.

Pădurile studiate sunt atât supuse managementului forestier, conform amenajamentului silvic (2014), cât și fără intervenții (zona pădurilor de versant, cvasi-virgine). Cel mai frecvent

tartament silvic aplicat, este cel al tăierilor progresive, prin care se deschid ochiuri pentru regenerarea naturală. Pe versanții mai accesibili, se practică și tăierile de conservare, ce sunt asemănătoare ca tehnică și scop cu cele progresive, dar de intensitate mai scăzută. O parte a arboretelor este în prezent supusă unor restricții parțiale, fiind aplicate doar tăieri de igienă și eventual accidentale, în urma unor doborâturi/rupturi ale arborilor. Alte condiții și restricții privind tăierile, sunt formulate de planul de management al sitului (O.M. 999/2016), acestea vizând păstrarea a min. 10 arbori/ha din categoriile importante pentru biodiversitate (groși, scorburoși, iescari etc.).

### **Metodă de cercetare (protocolul de monitorizare și colectarea datelor despre huhurezi)**

Pentru inventarierea și monitorizarea speciilor vizate, a fost utilizat protocolul pentru cele două specii de huhurezi, descris în ghidurile standard de monitorizare a speciilor de păsări de interes comunitar din România, edițiile 2014, 2020, cu adaptări la suprafața și configurația terenului și ținând cont de scopul și obiectivele studiului. Metoda se bazează pe alegerea unor puncte fixe de monitorizare și pe utilizarea play-backului pentru atragerea/detectarea exemplarelor de huhurezi. Au fost selectate randomizat 11 puncte suprapuse peste pădurile zonei de studiu, toate în interiorul limitelor ROSPA0037 (figura 3.1). Samplingul a urmat metoda randomizat- stratificată, aplicată pentru protocolul național al speciilor de huhurezi. Toate cele 11 puncte se suprapun aleatoriu pe suprafața ROSPA0037, cu habitate forestiere variabile din punct de vedere al compoziției și vârstei (punctele au o distribuție proporționată privind vârsta arboretelor din sit). Așadar, întreaga pădure cu structurile sale de bază, a fost uniform acoperită de punctele de monitorizare. Densitățile calculate corespund astfel pădurii ca întreg, indiferent de structura ei și nu doar unor arborete preferate/optime pentru huhurezi (Hodor et al. in press).

Metoda s-a aplicat în anii 2020 și 2021, toate observațiile efectuându-se în lunile octombrie și noiembrie. Luând în considerare dificultatea accesării punctelor noaptea, dar și din considerente de siguranță a observatorilor, majoritatea punctelor au fost relocalate pe cele mai apropiate drumuri forestiere sau poteci turistice, la maximum 300 m față de poziția inițială a lor și la minimum 1000 m față de oricare punct din jur. Metoda s-a aplicat noaptea, începând cu crepusculul când aproape s-a întunecat complet și doar pe vreme favorabilă. S-a folosit play-back cu înregistrarea cântecelor teritoriale ale celor două specii, conform unei succesiuni standard aplicate la nivel național. Timpul petrecut în fiecare punct a fost de cca. 20 minute.

Pentru ca sunetele să fie percepute la distanțe de până la 800-1000 m, s-a utilizat întotdeauna o boxă standard sau boxele autoturismului. În formulare standard concepute pentru monitorizarea națională, la fiecare punct s-au trecut date diverse privind speciile țintă detectate (numărul exemplarelor, sexul, distanța și direcția de unde s-a detectat prima dată, cu ce voce a răspuns etc.), eventual și alte date relevante (Hodor et al. in press).

#### Calculul densităților

A fost folosită metoda DISTANCE pentru calculul densităților, ce utilizează calcularea densității pe baza distanței (Baltag Emanuel in verb.). Datele colectate în cadrul punctelor de observație, respectiv numărul de indivizi și distanțele perpendiculare până la aceștia au fost integrate în programul Distance 6.0. Acest program a fost special conceput pentru a calcula densitățile populaționale în cazul animalelor (Buckland et al. 1993).

### Rezultate

#### Apariția și frecvența de identificare a celor două specii

Pentru anul 2020, frecvența de identificare în punctele accesate a speciei *Strix aluco*, a fost de 78%, iar pentru *Strix uralensis*, de 58% (figura 3.1.2). Așadar, ambele specii s-au identificat în peste jumătate din puncte. Situația este modificată în anul 2021, când doar *Strix aluco* s-a detectat în peste jumătate din puncte (56%), iar *Strix uralensis* în puțin peste un sfert (27%) (figura 3.2). În anul 2020, ambele specii s-au identificat împreună în 3 puncte (33% din totalul punctelor), iar în 2021 în 2 puncte (18% din totalul punctelor). În 2020, numărul punctelor unde doar *Strix aluco* a fost identificat, a fost 4, iar a celor unde doar *Strix uralensis* s-a detectat, două (Hodor et al. in press).

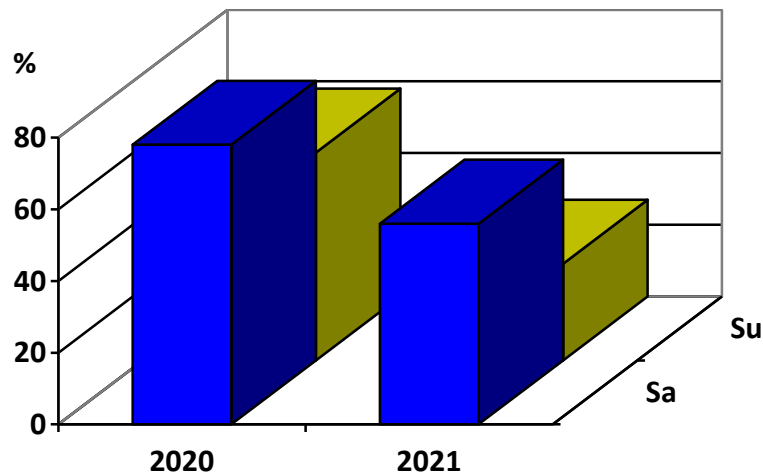


Fig. 3.1.2 Frecvența de identificare în puncte a celor două specii (%), pentru anii 2020 și 2021

(Sa-*Strix aluco*; Su – *Strix uralensis*)

Deși numărul punctelor de detectare a variat în limite largi (între 27% și 78% din totalul punctelor) pentru ambele specii, atât intra-, cât și inter-anual, distribuția spațială a fost relativ uniformă, neexistând pentru cei doi ani de monitorizare un pattern privind anumite preferințe ca poziție geografică în teren, altitudine etc. Se poate doar constata că *Strix aluco* a fost înregistrat și în păduri relativ tinere (cca. 50 ani), însă și *Strix uralensis* a fost determinat prin exemplare teritoriale, din ambele sexe, inclusiv în arborete aparent neoptime (70 ani). Din acest motiv, cu siguranță este necesară continuarea monitorizării celor două specii pe termen lung (minimum 10-15 ani).

Numărul indivizilor detectați, densitatea celor două specii și numărul perechilor cuibăritoare din interiorul Sitului Natura 2000

Cu toate că în anul 2020 doar 9 din 11 puncte au putut fi accesate, numărul total al exemplarelor detectate din ambele specii, a fost 24, aproape dublu față de cel din 2021 (17 indivizi) (Hodor et al. in press).

Numărul indivizilor detectați în 2020 a fost relativ similar pentru cele două specii (13 exemplare de *Strix aluco* și 11 de *Strix uralensis*), dar situația a fost complet diferită în 2021, când s-au identificat doar 3 exemplare de *Strix uralensis* și 14 de *Strix aluco*. Astfel, doar *Strix aluco* a rămas la un număr aproape identic de exemplare detectate în cei doi ani, iar pentru *Strix uralensis* au fost de aproape 4 ori mai puține exemplare în 2021 (Hodor et al. in press).

Repartizarea pe sexe a numărului de indivizi ce au reacționat în puncte, a fost foarte diferită pentru fiecare specie în parte, pe cei doi ani de monitorizare (tabel 3.1). Dacă în 2020 numărul masculilor și femelelor ce au reacționat la play-back a fost aproape identic, în cazul ambelor specii, pentru 2021 atât la *Strix aluco* cât și la *Strix uralensis* au reacționat mai mulți masculi.

Tabel 3.1.1 Repartizarea pe sexe a numărului de indivizi de *Strix aluco* și *Strix uralensis* ce au reacționat la aplicarea monitorizării în cei doi ani (2020, 2021)

Anul							
2020				2021			
<i>Strix aluco</i>		<i>Strix uralensis</i>		<i>Strix aluco</i>		<i>Strix uralensis</i>	
♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀
7	7	1	2	12	1	8	3

Cea mai abundentă specie în cei doi ani, a fost *Strix aluco*, iar numărul perechilor a fost dublu până la de 4 ori mai mare față de cel al speciei *Strix uralensis* (tabel 3.1.2).

Tabel 3.1.2 Densitatea și numărul perechilor cuibăritoare estimate pentru *Strix aluco* și *Strix uralensis* în aria studiată (după Hodor et al. in press)

Specia	Densitatea (nr. perechi /100 ha)	Nr. perechi (p) estimate în interiorul Sitului Natura 2000
<i>Strix aluco</i>	0.8-1.0 p/100 ha	16-20
<i>Strix uralensis</i>	0.2-0.5 p/100 ha	4-10

## Discuții

Apariția, frecvența de identificare și distribuția speciilor studiate

Există o diferență evidentă între numărul de puncte în care cele două specii au fost identificate în 2020 și cel din 2021 (Hodor et al. in press). Numărul de puncte de identificare în 2021, aproape de două ori mai mic decât în 2020 pentru *Strix uralensis*, poate avea mai multe



explicații. Aceste diferențe ar putea fi cauzate de accesibilitatea și abundența prăzilor (rozătoare mici), având în vedere că habitatele nu au suferit modificări esențiale în această perioadă sub acțiunea factorilor naturali sau antropici (Hodor et al. in press). Astfel, se știe că *Strix uralensis* poate avea variații mari ale populației în diferite perioade în funcție de prada disponibilă (Lundberg 1981, Saurola 1989). *Strix aluco* este de asemenea influențată de disponibilitatea prăzii, iar abundența și distribuția mamiferelor mici (de exemplu, șoarecii) sunt foarte importante în timpul iernii și primăvara devreme (Hagemeijer și Blair 1997). Având în vedere că studiul nostru acoperă o perioadă mică (doar 2 ani) nu putem spune că aceste specii sunt în declin (Hodor et al. in press). Pentru a avea o tendință adecvată a populației, avem nevoie de studii suplimentare pe termen lung. Putem doar specula că *Strix uralensis* ar fi suferit pierderi de efective în rândul adulților și a puilor din cuib, în iarna și primăvara 2020-2021, când au fost intervale cu strat consistent de zăpadă, ploi pe perioade îndelungate etc. Un acces dificil la pradă (rozătoare) în zona de cuibărit, din cauza stratului de zăpadă, ar fi putut duce la astfel de pierderi, cu consecințe asupra populațiilor reproducătoare din toamna următoare (octombrie-noiembrie 2021).

#### Densitatea celor două specii

În privința celor două specii, există puține studii asupra densității lor la nivelul României (Hodor et al. in press). Conform literaturii științifice disponibile, au fost publicate date asupra ambelor specii privind distribuția și abundența lor în partea de est a României, Moldova (Bolboacă et al. 2015, Bolboacă et al. 2018). Astfel, în estul Moldovei, pe o suprafață totală de pădure de 3185,5 km<sup>2</sup>, cele mai mari densități la *Strix aluco* s-au întâlnit în pădurile întinse mature/bătrâne (1,02 p/km<sup>2</sup>), iar cele mai mici densități, în luncile râurilor fragmentate (0,32 p/km<sup>2</sup>). Densitatea medie a fost de 0,83 p/km<sup>2</sup> (Bolboacă et al. 2015). Față de rezultatele noastre, densitățile sunt relativ similare, în cazul nostru valoarea minimă fiind mai mare decât cea minimă din Moldova (Hodor et al. in press). În aceeași regiune (Moldova) dar pe o suprafață mai mare (46123,36 km<sup>2</sup>) *Strix uralensis* a avut o densitate minimă pentru zona împădurită studiată de 0,24 indivizi/km<sup>2</sup>, similar cu rezultatele noastre (Bolboacă et al. 2018).

Numeroase studii s-au concentrat pe determinarea densităților hurezilor în Europa. Este însă dificil de comparat diversele densități calculate, chiar dacă tipul de habitat și managementul, dar și condițiile climatice sunt similare, datorită diferenței dintre metodele utilizate și acoperirea zonei de studiu. Cu toate acestea, vom încerca să comparăm datele

noastre, în principal cu unele dintre populațiile europene, unde structura pădurii și condițiile climatice sunt mai apropiate de cele din zona noastră de studiu (Hodor et al. in press).

Pentru *Strix aluco* au fost calculate diferite densități în Europa. În Alpii centrali-estici din Italia pe o suprafață de 55 km<sup>2</sup>, densitatea a fost de 0,12-0,6 p/km<sup>2</sup>, într-un interval altitudinal de 200-1560 m cu diferite tipuri de păduri (*Quercus-Tilia-Acer*; *Fagus-Abies*; *Picea*) (Marchesi et al. 2010). În Alpii Dinarici de Nord (290-1107 m) din centrul Sloveniei, au fost calculate densități de 0,4 p/km<sup>2</sup>, pe o suprafață de 140 km<sup>2</sup>, dominată de *Abies alba*, *Picea abies* și *Fagus sylvatica* (Vrezec 2003). În Peninsula Balcanică, zona centrală a Muntenegrului, într-un munte de mărime medie acoperit de păduri *Quercus* și *Fagus-Abies*, densitatea a fost de 0,6 p/km<sup>2</sup> (Vrezec și Saveljil 2006). Densități similare au fost raportate la poalele Carpaților (200-430 m) din sudul Poloniei, pe o suprafață totală de 490 km<sup>2</sup> cu pădure predominantă de *Pinus* și *Fagus*: 0,82-0,97 p/km<sup>2</sup> (Kajtoch et al. 2015). În habitatele primare, media teritoriului este de 0,10-0,12 km<sup>2</sup>, dar în habitatele mai sărace este de 0,60-0,70 km<sup>2</sup> (Hagemeyer și Blair 1997). Densitatea speciei caculată de noi, este asemănătoare cu cele din diferitele tipuri de păduri europene, cum ar fi pădurile de fag și unele de stejar (Hodor et al. in press).

Luând în considerare sud-estul, estul și centrul Europei, pentru *Strix uralensis* au fost înregistrate diferite densități. Pe o suprafață de 2325 ha din Parcul Național Muntele Pieniny (420-982 m), sudul Poloniei, unde pădurea este predominant formată din *Abies*, *Fagus* și *Picea*, a fost calculată o densitate de 0,09-0,17 p/km<sup>2</sup> (Ciach și Cziżowicz 2014). În habitatele optime ale făgetelor din estul Slovaciei (320-1100 m), densitatea a fost de 0,2 masculi/km<sup>2</sup>, dar cea mai mare densitate a fost de 1 sau uneori 3 p/km<sup>2</sup> (Krištín et al. 2007). Pădurile de câmpie formate din *Carpinus-Quercus*, *Quercus* și *Quercus-Pinus* de pe o suprafață de 7108 ha în vestul Ucrainei (zona Roztochchya, 300-350 m) suportă 0,17-0,2 p/km<sup>2</sup> (Bashta 2009). În Peninsula Balcanică, densitățile au fost similare în două zone diferite. Astfel, pe o suprafață de 140 km<sup>2</sup> din Alpii Dinarici de Nord (290-1107 m) din centrul Sloveniei, unde speciile dominante de arbori sunt: *Abies alba*, *Picea abies*, *Fagus sylvatica*, densitatea calculată a fost de 0,22 p/km<sup>2</sup> (Vrezec 2003). Într-o suprafață de 1070 km<sup>2</sup> din Croația, majoritatea populației speciei (80%) a fost găsită în pădurile de amestec de tipul *Fagus-Abies* din zona montană, cu densitate de 0,11-0,54 p/km<sup>2</sup> (Tutiš et al. 2022). După cum se poate observa, densitățile de *Strix uralensis* pe care le-am găsit, sunt comparabile cu multe dintre cele calculate în pădurile de foioase sau mixte din diferite zone din centrul, estul și sud-estul Europei (Hodor et al. in press). În același timp, în zona studiată de noi, densitățile speciei sugerează un teritoriu mediu de reproducere de 4 km<sup>2</sup>, așa

cum este descris de studiile relevante (Mikkola 1983, Bylicka et al. 2010, Cios și Grzywaczewski 2013 în Kajtoch et al. 2015).

## **Concluzii**

Densitățile celor două specii sunt similare cu cele întâlnite în alte zone ale Europei. Pădurile din zona studiată asigură condiții optime de reproducere pentru cele două specii (Hodor et al. in press). Este necesar însă un studiu pe termen lung și pe suprafețe mai mari pentru a cunoaște tendința populațiilor huhurezilor din tipuri diverse de păduri la nivel național. De asemenea, cauzele unor fluctuații populaționale semnificative, chiar de la un an la altul, trebuie în detaliu studiate, inclusiv în raport cu managementul forestier și cu cel al conservării naturii, aplicat în arii protejate. Cunoașterea distribuției și densităților acestor specii, reprezintă fundamentul măsurilor de management al pădurii și al conservării biodiversității.

## **3.2. Distribuția și abundența speciilor de ciocănitori din păduri de foioase din zona munților joși**

### **Introducere**

Studiile asupra ciocănitorelor caracteristice pădurilor României sunt foarte puține (ex. Dorresteijn et al. 2013, Damoc et al. 2014, Domokos și Cristea 2014) și au fost de obicei efectuate pe suprafețe mici. Majoritatea nu prezintă date despre densitatea speciilor sau despre relația lor cu gestionarea pădurilor. Doar una dintre cele trei publicații citate oferă date despre densitatea speciilor de ciocănitori în habitatele forestiere (Domokos și Cristea 2014).

Obiectivele acestui studiu au fost (Ionescu et al. in press):

- (1) investigarea apariției, distribuției și densității speciilor de ciocănitori într-o pădure de foioase dintr-o zonă montană joasă și mijlocie din centrul României;
- (2) calcularea populației cuibăritoare a speciilor studiate (în special a celor de interes comunitar) din cadrul Sitului Natura 2000 ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei;
- (3) evidențierea unor potențiale diferențe în densitatea și distribuția ciocănitorelor în funcție de gestionarea pădurilor
- (4) propunerea unor măsuri de management conservativ, în funcție de rezultatele studiului

Este important de subliniat că până în prezent, niciunul dintre studiile naționale despre ciocănitoare nu analizează relația dintre numărul ciocănitivilor și managementul forestier (Ionescu et al. in press).

### Zona de studiu

Zona de studiu se suprapune exact peste limitele considerate în cazul anteriori, pentru huhurezi (aria Măgura Codlei), cap. 3.1. La acesta se adaugă o pădure de la Dumbrăvița (Dumbrava), la o altitudine cuprinsă între 520-270 m, formată dintr-un stejăret pur matur (120-130 ani), cu o suprafață de 77,5 ha, precum și o pășune împădurită cu stejat (*Quercus robur*) cu vârsta probabilă de cca. 200 ani, de 8,5 ha. Cele două suprafețe însumează 87 ha. În stejăret se aplică tăieri progresive, prin rădirea densității arborilor și deschiderea de ochiuri pentru regenerare (figurile 3.2.1, 3.2.2).

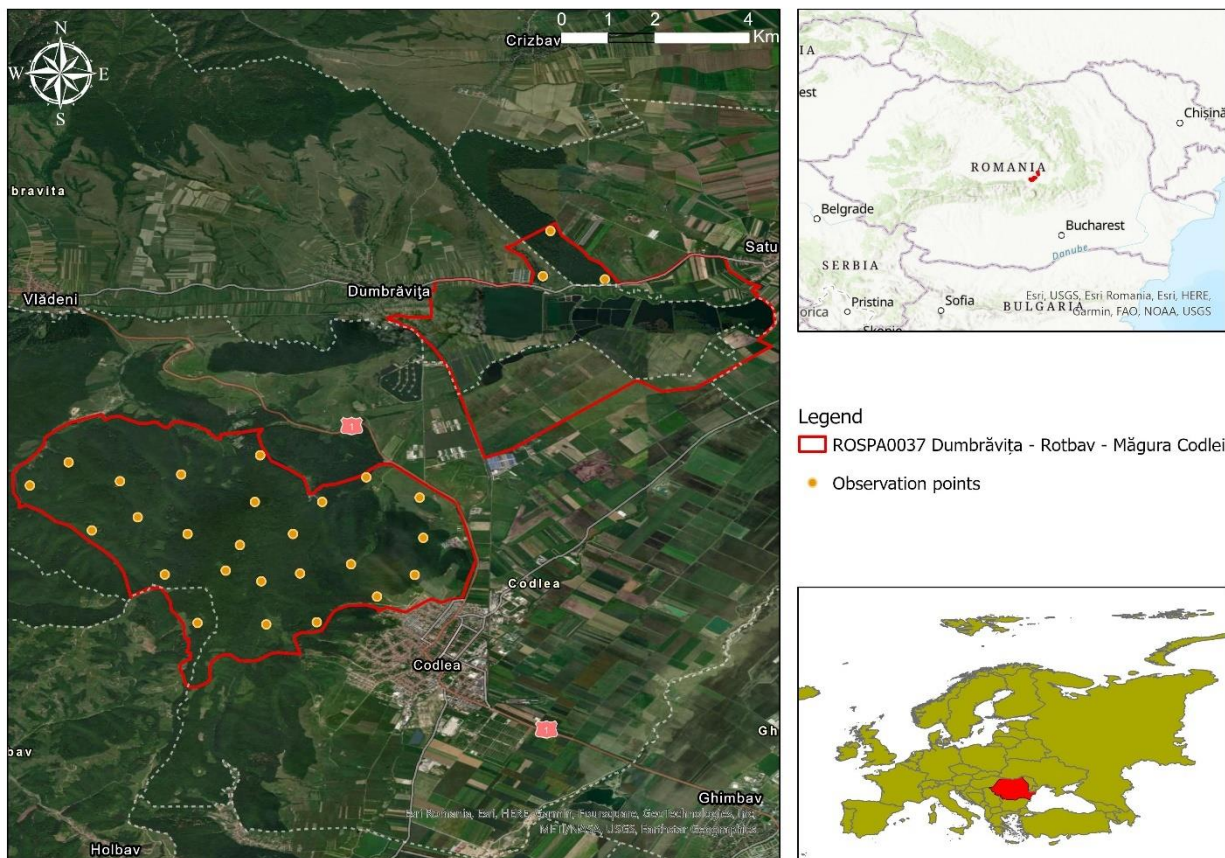


Fig. 3.2.1 Zona studiată și punctele de monitorizare ale ciocănitivilor în interiorul Sitului Natura 2000 ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei (linie roșie)

### Metodă de cercetare (protocolul de monitorizare și colectarea datelor despre huhurezi)

În vederea realizării obiectivelor propuse, s-a aplicat protocolul standard de monitorizare pentru ciocănitari, utilizat la scară națională și descris în ghidurile standard de monitorizare a speciilor de păsări de interes comunitar din România, edițiile 2014, 2020 cu unele modificări, adaptări și completări la situațiile concrete legate de configurația terenului și de perioadele de reacție teritorială a ciocănitărilor. Metoda se fundamentează pe puncte de monitorizare fixe, asemănător cazului precedent – speciile de huhurezi. Samplingul are la bază metoda randomizat-stratificată de alegere a punctelor, toate fiind obligatoriu suprapuse pe habitate forestiere. Inițial, s-a utilizat ca și la scară națională, gruparea punctelor în pătrate de 2x2 km, câte 5 puncte/pătrat. Au rezultat 5 pătrate, fiecare cu 5 puncte, deci un total de 25 puncte pe aria Măgura Codlei, toate în interiorul ROSPA0037 (figura 3.2.1). Ulterior, prin stratificare, s-a obținut samplingul final, care a ținut cont de o regulă de bază: distanța dintre puncte să fie de minimum 500 m. A doua zonă de cercetare cuprinsă în același sit, este pădurea Dumbrava, unde datorită suprafeței restrânse, s-au selectat 3 puncte fixe, două în pădure și unul în pășunea împădurită (figura 3.2.1.). Metoda de sampling a permis o distribuție uniformă a punctelor pe toată pădurea analizată, acestea suprapunându-se în mod proporțional cu toate tipurile de structuri privind compoziția și vârsta arboretelor (Ionescu et al. in press).



Fig. 3.2.2 Samplingul din aria Măgura Codlei (pătratele și punctele pentru monitorizarea ciocănitărilor)

Pentru analiza relației dintre prezența/absența ciocănitărilor și managementul forestier aplicat, am considerat o rază de 250 m în jurul fiecărui punct de monitorizare drept limită maximă generală de detecție a ciocănitărilor în timpul aplicării metodei (Ionescu și Hodor obs.

pers.). Aceeași rază corespunde în general și unei limite maxime de reacție a ciocănilor cu manifestări teritoriale, rază suficientă pentru evitarea dublei numărări în puncte (Atlas 2015). Așadar, punctul se află în totalitate sau pe cea mai mare suprafață în teritoriul de reproducere a unei perechi. În acest sens, am împărțit punctele în funcție de tipul de gospodărire a pădurilor în două mari categorii (datele provin din Amenajamentul silvic, 2014 și din validarea lor pe teren):

- a. fără management sau doar cu tăieri de intensitate redusă (de exemplu, tăieri de igienă sau tăieri accidentale)
- b. cu management (tăieri principale: progresive, de conservare sau rărituri)

Astfel, în zona superioară a Măgurii Codlei sunt doar 2 puncte suprapuse în totalitate cu arborete neparcurse, deci fără management (cvasivirgine). Alte 11 puncte sunt situate în pădure în care predominant (> 50-100% din suprafața cercului descris de raza de 250 m) s-au făcut tăieturi de intensitate redusă în ultimele decenii (igienă sau accidentale). În restul punctelor (14), pădurea a fost parțial (peste 50% din suprafața cercului) sau total acoperită cu tăieri principale, precum: progresive, tăieri de conservare și rărituri, în funcție de compoziția pădurii, vârstă, accesibilitate, scopul principal etc.

Metoda s-a aplicat în doi ani consecutivi: 2021 și 2022, pentru fiecare sezon de cuibărit efectuându-se o singură observație/punct. Toate observațiile au fost realizate în lunile martie-aprilie. Doar în cazul anului 2022, datorită condițiilor meteo nefavorabile (mai ales ninsori și strat consistent de zăpadă, inclusiv în aprilie), pentru punctele situate la peste 1100 m, monitorizarea s-a făcut la începutul lunii mai. În cazul unor condiții dificile de acces la punct, acestea s-au relocat la maximum 400 m față de poziția inițială, cu păstrarea condiției de bază – minimumul 500 m față de oricare alt punct. Observațiile s-au făcut în timpul dimineților, începând cu ora 6 și finalizate la prânz (ora 12), doar în condiții bune de vreme. S-a utilizat play-backul, prin redarea timp de cca. 20 minute a înregistrării sunetelor (call-uri) specifice și/sau a așa-numitei darabane sau toboșerit (drumming), conform unei succesiuni standard aplicate la nivel național, ce cuprinde toate speciile vizate. Pentru ca sunetele să fie percepute de ciocănilor de la minimum 150 – 250 de metri în pădure, s-a utilizat o boxă standard (figura 3.2.3).



Fig. 3.2.3 Utilizarea boxei standard pentru redarea sunetelor în timpul monitorizării ciocănitivilor

Opt specii de ciocănitivi au fost investigate: ciocănitivul pestriț mic – **DMI** (*Dryobates minor*), ciocănitivul de stejar – **LM** (*Leiopicus medius*), ciocănitivul pestriț mare – **DMA** (*Dendrocopos major*), ciocănitivul cu spate alb - **DL** (*Dendrocopos leucotos*), ciocănitivul neagră - **DRM** (*Dryocopus martius*), ciocănitivul de munte - **PT** (*Picoides tridactylus*), ghionoaia sură - **GS** (*Picus canus*), ghionoaia verde - **GV** (*Picus viridis*).

Pentru fiecare individ am înregistrat pe formulare standard și în aplicație electronică, vârstă, sexul (dacă a fost posibil), timpul de observare, poziția inițială a păsării, distanța de la punctul inițial de detectare la observator și comportamentul. De asemenea, s-au notat și alte date relevante, dacă a fost cazul (ex. deranj/impacturi asupra habitatului). Toate observațiile au fost integrate într-o bază de date ArcGIS, folosind locația marcată pentru fiecare ciocănitiv (Ionescu et al. in press).

Diferențele între numărul ciocănitivilor înregistrate în pădurile cu și fără management forestier, au fost analizate folosind testul Mann-Whitney U în software-ul statistic R v.4.1 (R Core Team, 2022).

## Rezultate

În timpul monitorizărilor au fost identificate șapte specii țintă de ciocănitori. Ciocănitorea de munte este singura specie care nu a fost identificată în nici un punct.

#### Apariția și distribuția speciilor de ciocănitori în aria de studiu

Pentru ambii ani în aria Măgura Codlei, numărul maxim de puncte de identificare și frecvența maximă de identificare (%) au fost raportate la DMA, cu un total de 18 puncte în care a fost identificată specia și o frecvență de identificare de 50% pentru 2021 și 32 % pentru 2022. Aceasta este urmată de LM cu un total de 16 puncte de identificare și o frecvență de 30% pentru 2021 și 40% pentru 2022 (tabelul 3.2.1). Pentru 2022, DL a avut o frecvență mare de identificare - 40% (tabelul 3.2.1). În ceea ce privește aria Dumbrăvița (tabelul 3.2.1), în toate cele 3 puncte a fost identificată doar DMA, urmată de LM, cu 66% pentru 2022. Raportat la altitudinea punctelor de observare (aria Măgura Codlei), ciocănitorele au fost identificate de la 570 m până la 1230 m, ca cel mai înalt punct de observare (tabelul 3.2.1) (Ionescu et al. in press).

Tabel 3.2.1. Apariția și frecvența de identificare a speciilor de ciocănitori în relație cu date de bază asupra pădurii în puncte (aria Măgura Codlei – MC și pădurea Dumbrav - PD), după Ionescu et al. in press

An (MC)	Specia	Nr. puncte unde s-a identificat	Frecvența de dectție (%)*	Date de bază asupra habitatului (unități amenajistice) în puncte**		
				Altitudinea – media și interval (m)	Tipul pădurii	Vârsta arboretului - media și interval (ani)
2021	DMI	1	5	660	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> )	110
	LM	6	30	715 (570-900)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), păduri de amestec de foioase ( <i>Quercus + Fagus + Carpinus</i> ), făget pur ( <i>Fagus sylvatica</i> )	127 (65-170)
	DMA	10	50	702 (570-800)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), păduri de amestec de foioase ( <i>Quercus + Fagus + Carpinus</i> ), făget pur ( <i>Fagus sylvatica</i> )	110 (55-150)
	DL	2	10	750 (600-900)	Arborete de fag aproape pure ( <i>Fagus + Carpinus + Acer pseudoplatanus</i> )	140 (110-170)
	DRM	2	10	750 (725-775)	Arborete dominante de fag cu <i>Quercus</i>	130 (120-140)
	GS	4	20	775 (700-900)	Arborete aproape pure sau dominante	124 (65-170)



				de fag cu <i>Quercus</i> + <i>Carpinus</i>		
	GV	1	5	700	Arborete de fag aproape pure <i>Fagus</i>	65
2022	DMI	3	12	760 (660-900)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), făget pur ( <i>Fagus sylvatica</i> ), Arborete de foioase de amestec ( <i>Quercus</i> + <i>Fagus</i> )	127 (120-140)
	LM	10	40	767 (570-1100)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), făget pur ( <i>Fagus sylvatica</i> ), păduri de amestec de foioase ( <i>Quercus</i> + <i>Fagus</i> + <i>Carpinus</i> )	122 (70-140)
	DMA	8	32	725 (570-900)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), făget pur ( <i>Fagus sylvatica</i> ), păduri de amestec de foioase ( <i>Quercus</i> + <i>Fagus</i> + <i>Carpinus</i> )	120 (70-150)
	DL	10	40	860 (625-1230)	Făget pur ( <i>Fagus sylvatica</i> ), arborete de fag aproape pure ( <i>Fagus</i> + <i>Carpinus</i> + <i>Acer pseudoplatanus</i> )	100 (55-170)
	DRM	3	12	725 (700-775)	Păduri de amestec de foioase ( <i>Quercus</i> + <i>Fagus</i> + <i>Carpinus</i> )	108 (60-140)
	GS	7	28	770 (600-990)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), păduri de amestec de foioase ( <i>Quercus</i> + <i>Fagus</i> + <i>Carpinus</i> ), făget pur ( <i>Fagus sylvatica</i> )	98 (5-140)
	Anul (PD)	Specia	Nr. puncte unde s-a identificat	Frecvența de detecție (%)*	Date de bază asupra habitatului (unități amenajistice) în puncte** Altitudinea – media și interval (m)	Tipul pădurii
2021	DMI	1	33	565	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> )	120
	LM	1	33	540	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> )	130
	DMA	3	100	548 (540-565)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), pășune împădurită cu stejar ( <i>Quercus robur</i> )	133 (120-150)
	GS	1	33	540	Pășune împădurită cu stejar ( <i>Quercus robur</i> )	150
	GV	1	33	540	Pășune împădurită cu stejar pedunculat ( <i>Quercus robur</i> )	150
2022	LM	2	66.6	553 (540-565)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> )	125 (120-130)
	DMA	3	100	548 (540-565)	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> ), pășune împădurită cu stejar ( <i>Quercus robur</i> )	133 (120-150)

GS	1	33	565	Stejăret pur ( <i>Quercus robur</i> )	120
GV	1	33	540	Pășune împădurită cu stejar ( <i>Quercus robur</i> )	150

\* - raportul dintre numărul de puncte în care a fost observată specia și numărul total de puncte accesate în acel an

\*\* - date preluate din Amenajamentul silvic (2014) și validate în teren

#### Densitatea ciocănilor și numărul perechilor la nivelul Sitului Natura 2000

Pentru aria Măgura Codlei, cea mai abundentă specie a fost DMA, urmată de LM. În același timp, DL și GS au densități relativ egale (Ionescu et al. in press).

Pentru ambii ani, din numărul total de exemplare identificate, 36,21% aparțineau DMA; 24,14% LM; 13,79% DL; 12,93% GS; 6,03% DRM; 4,31% DMI și 2,59% GV (figura 3.2.4) (Ionescu et al. in press).

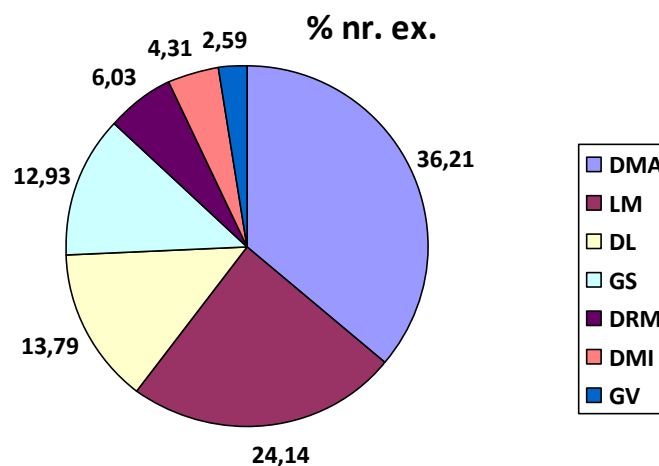


Fig. 3.2.4 Repartizarea procentuală (%) a numărului de exemplare identificate pe specie, considerând toate punctele de monitorizare pe cei doi ani (prescurtările speciilor, pag. 44)

Considerând anul 2022, când am avut un inventar complet în toate cele 28 de puncte, cel mai mare număr de exemplare a aparținut tot speciei DMA (29,58%), urmată de LM (28,17%) și DL (18,31%). Speciile: DRM (5,63%), DMI (4,23%) și GV (1,41%) au avut cel mai mic număr de indivizi (figura 3.2.5) (Ionescu et al. in press).

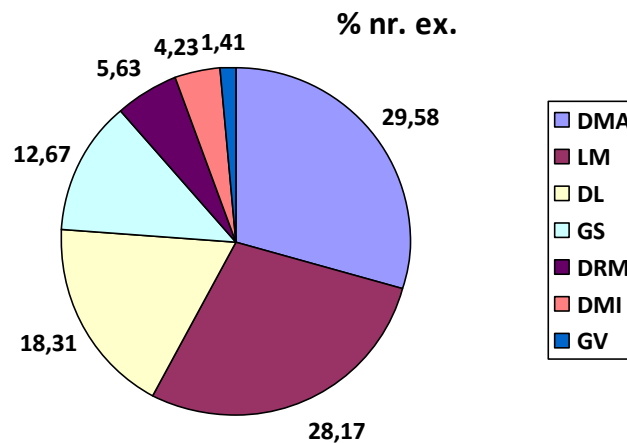


Fig. 3.2.5 Repartizarea procentuală (%) a numărului de exemplare identificate pe specie, considerând toate punctele de monitorizare din anul 2022 (prescurtările speciilor, pag. 44)

Densitatea a putut fi calculată pentru patru specii (tabelul 3.2.2), în funcție de care a rezultat numărul de perechi reproducătoare (p) din situl Natura 2000. Pentru celelalte specii nu a putut fi calculată densitatea prin programul Distance, datorită unui număr insuficient de puncte de identificare corelate cu o foarte mică densitate a speciilor respective, ce nu a permis programului procesarea, dar densitatea simplă se poate aprecia:

- DRM: 3-6 p
- DMI: 5-8 p
- GV: 1-3 p

Tabel 3.2.2 Densitatea și numărul perechilor cuibăritoare (p) pentru patru specii de ciocănituri în zona de studiu (după Ionescu et al. in press).

Specia	Densitatea (nr. perechi/unitate de suprafață, de ex. /10 ha, /100 ha) *	Nr. perechi (p) din interiorul Sitului Natura 2000
DMA	0.6-0.8 p/10 ha	122-163 p
LM	0.4-0.7 p/10 ha	81-142 p

DL	1-3 p/100 ha	20-61 p
GS	2-3 p/100 ha	41-61 p

\* - suprafața de raportare depinde de specie

### Numărul de ciocănitori în funcție de managementul forestier

Având în vedere sistemul de gospodărire a pădurilor, pe parcursul studiilor de teren au fost înregistrate mai multe exemplare în arborete fără management sau cu intervenții silviculturale reduse, față de cele în care s-au practicat diverse tipuri de tăieri. Este cazul a trei dintre speciile de interes comunitar: LM, DL și GS. Există însă și o specie pentru care numărul de exemplare identificate în cele două tipuri de management este aproape același - DMA (tabelul 44) (Ionescu et al. in press).

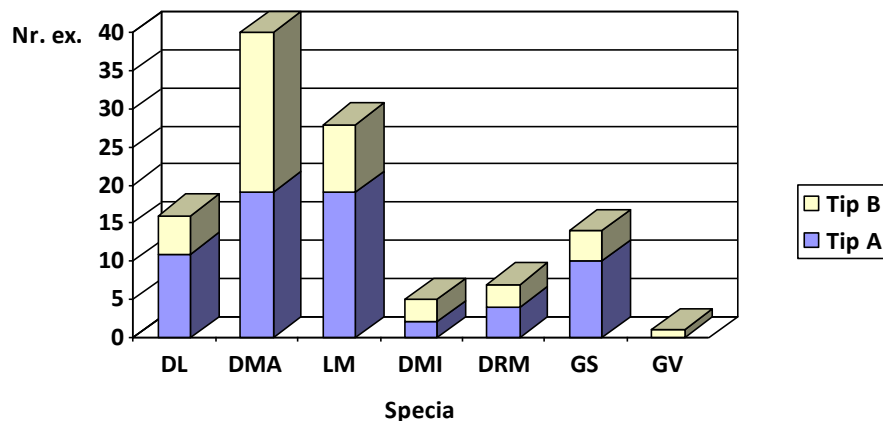


Fig. 3.2.6 Relația între numărul ciocănilor și tipul managementului silvic (prescurtările speciilor, pag. 44); Tip A – arborete fără management sau cu intervenții silviculturale reduse, Tip B – arborete cu management forestier (tăieri principale diverse: progresive, de conservare, rărituri)

Cu toate acestea, utilizând testul Mann-Whitney, nu s-a găsit nicio diferență semnificativă statistic între numărul însumat al ciocănilor din cele două tipuri distincte privind managementul forestier ( $Z = 1,0807$ ,  $P = 0,2814$ ). Analizând prezența fiecărei specii de ciocănilor în pădurile cu și fără management, nu s-a depistat nicio diferență semnificativă (pentru toate speciile  $P > 0,05$ ) (Ionescu et al. in pres).

## Discuții

### Apariția și distribuția ciocănilor în zona de studiu

În perioada monitorizărilor au fost identificate 7 specii de ciocănilor. O singură specie a fost absentă – ciocăniloarea de munte, lipsa sa fiind normală datorită inexistenței habitatului caracteristic - pădurile bătrâne de molid de la altitudine (Hagemeijer et al. 1997). În zona de studiu se află un mic arboret cu molid bătrân și lemn mort din această specie (aproximativ 1,5 ha), la altitudinea de peste 1200 m. Având în vedere observațiile noastre, aceste arborete nu sunt suficiente pentru reproducerea sau hrănirea ciocănilor de munte (Ionescu et al. in pres).

Ciocănilorile au fost răspândite în principalele tipuri de păduri de foioase, atât pure, cât și mixte. În ceea ce privește vârsta pădurii, preferințele au fost așa cum era de așteptat, pentru arboretele mature/bătrâne. Unele exemplare de DL, DRM și GS au reacționat din arboretele mai tinere, aparent necaracteristice ca habitat de reproducere pentru ele. Aceste reacții au venit de la exemplare a căror poziție inițială se afla în arborete mult mai bătrâne, adiacente. Astfel, compoziția și vârsta arboretelor (conform tabelului 3.2.1) nu trebuie corelate cu habitatul de reproducere al speciilor analizate. Structura habitatului și preferințele speciilor pentru diferitele elemente ale pădurii din această zonă vor face obiectul unui alt studiu (Ionescu et al. in pres).

În pădurea Dumbrava s-a constatat că trei dintre speciile de ciocănilor (DMA, GS și GV) au fost identificate atât în pădurea de stejar, cât și în pășunea împădurită din vecinătate, compusă de asemenea din arbori bătrâni de stejar pedunculat. Alte două specii (DMI și LM) au fost detectate doar în pădure (Ionescu et al. in pres). Într-un studiu asupra ansamblului a șase specii de ciocănilor din sudul Transilvaniei, România (Dorresteijn et al. 2013), nu a fost găsită nicio diferență în numărul de specii între păduri și pășunile împădurite. În același timp, GV a avut o preferință pentru pășuni, iar DMI pentru pădure.

În ceea ce privește altitudinea în punctele de monitorizare, altitudinea maximă de identificare a LM (1100 m) este oarecum surprinzătoare. În mod normal, aceasta se reproduce la altitudini de 300-600 m (Hagemeijer et al. 1997) sau între 200-600 m (Atlasul păsărilor clocitoare din România 2015), dar uneori și la altitudini mai mari (Danko et al. 2002), ca în cazul Slovaciei (700-950 m). În același timp, toate punctele în care exemplarele de LM au fost detectate la altitudini de minimum 900 m, sunt răspândite în fâgete pure sau în păduri unde fagul este dominant în > 90% din compoziția arboretului. Pe lângă LM, DL a fost identificată în

două puncte la peste 1100 și 1200 m, altitudini unde specia se reproduce în mod normal (Hagemeijer et al. 1997). În partea inferioară a pădurii, DL nu a coborât sub 600 m (Ionescu et al. in pres).

Distribuția speciilor de ciocănitori poate avea importanță locală conservativă, prin eventuala propunere a unor măsuri de management forestier, dacă este cazul, chiar și la nivelul arboretelor/unităților amenajistice unde anumite specii de interes comunitar cuibăresc.

#### Densitatea ciocănilor

Comparând densitățile calculate de noi cu cele raportate pentru România, în valea Nirajului, din partea centrală a țării (Podișul Transilvaniei) suprapuse peste trupuri de pădure, predominant de foioase din asociațiile *Carpino-Quercetum petraea* (Domokos & Cristea 2014), există diferențe, dar și unele asemănări. Astfel, în cazul DMA, densitățile noastre sunt de 10 ori mai mari decât cele din valea Nirajului. La fel, pentru DL, valoarea minimă în zona studiată de noi este de 10 ori mai mare decât cea găsită în valea Nirajului. Explicația pentru DL poate consta în diferența considerabilă dintre suprafețele/procentele arboretelor de fag din cele două zone, DL fiind avantajată în zona noastră datorită predominanței fîgetelor. Pentru GS, densitatea obținută de noi este de peste 5 ori mai mare decât cea din valea Nirajului. Aproape aceleași valori au fost calculate doar în cazul LM. Aceste asemănări pot fi parțial explicate prin existența unor tipuri comparabile de păduri. Suprafața arboretelor de stejar sau a arboretelor mixte cu stejar este însă evident mai mică în cazul nostru decât în valea Nirajului. Mai mult, LM ocupă și făgete pure în zona Măgurii Codlea, așa cum arătam anterior (Ionescu et al. in pres).

Numeroase studii s-au concentrat pe determinarea densităților speciilor de ciocănitori la nivel european. Cu toate acestea, este dificil de comparat densitățile păsărilor în întreaga Europă, chiar dacă tipul de habitat și managementul forestier, dar și condițiile climatice sunt similare. Aceasta, din cauza diferențelor privind aplicarea metodelor de monitorizare și acoperirii zonei de studiu, îndeosebi din punct de vedere al raportării la suprafața habitatului (ex. habitat optim, pădurea ca întreg, indiferent de structura ei). Pot rezulta astfel, diverse tipuri de densități, ce pot fi totuși comparate dacă sunt corect și detaliat explicate. Astfel, vom încerca să comparăm datele noastre cu populațiile din Europa Centrală, unde structura pădurii și condițiile climatice sunt mai apropiate de cele din zona cercetată sau din alte regiuni de pe continent (Ionescu et al. in pres).

Pentru **DMA** noi am găsit o densitate de 0,6-0,8 p/10 ha. Aceasta este similară cu densitățile europene pentru această specie, dar în general la limitele inferioare pentru arboretele forestiere asemănătoare cel puțin ca tip, cu zona noastră de studiu (figura 3.2.7). Într-o sinteză a statutului european al speciei, Hagemeyer și Blair (1997) arată că densitatea variază între 0,1-6,6 p/10 ha, cu o medie de 1,1 (maximum 5,5) în păduri de foioase din asociațiile *Carpinus betulus* - *Quercus* și o medie de 2,0 (maximum 5,3) în păduri de amestec cvercinee-fag și în făgete din zonele joase ale Germaniei. Pentru vestul Poloniei, densitatea a fost de 1,4-3,3 p/10 ha în 186 ha de arborete formate din *Quercus-Fraxinus-Ulmus* și *Quercus-Carpinus* cu 64% vârste de peste 80 de ani (Kosiński et al. 2018). Densități mai scăzute s-au raportat în diferite tipuri de păduri, în special din zonele montane ale Austriei (Werner și Norbert 2015). Astfel, în pădurile de munte din Alpii calcaroși nordici din Austria Superioară și Stiria, densitatea acesteia a fost de 0,13-0,15 p/10 ha când calculul s-a făcut pe toate parcelele (7656 ha), dar valoarea a fost de 0,14-0,17 p/10 ha numai pentru parcelele în care a fost găsită specia. Pentru Slovacia (Danko et al. 2002), ca sinteză la nivelul acestei țări, densitatea sa a variat între 0,3-5 p/10 ha, în funcție de habitat (Ionescu et al. in pres).

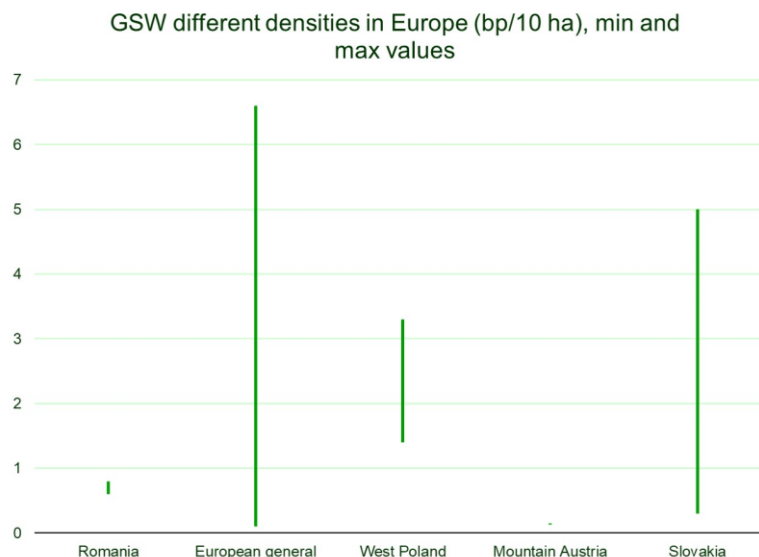


Fig. 3.2.7 Compararea densităților (perechi/10 ha) speciei *Dendrocopos major* calculate de noi pentru zona de studiu (Romania) cu densitățile din diverse regiuni europene (valori minime și maxime)

Pentru **LM** am găsit o densitate de 0,4-0,7 p/10 ha. Conform atlasului păsărilor reproducătoare europene, densitatea acesteia este cuprinsă între 0,3-2,4 p/10 ha în Europa centrală, iar în majoritatea arboretelor de stejari, media este de aproximativ 1 p/10 ha

(Hagemeyer și Blair 1997). De asemenea, ca sinteză la nivel european, specia are densități variabile între 0,01-3,9 p/10 ha (Passineli 2003). Pentru vestul Poloniei, densitatea a fost de 1,6-2,0 p/10 ha în 186 ha de arborete *Quercus-Fraxinus-Ulmus* și *Quercus-Carpinus* cu 64% vârstă de peste 80 de ani (Kosiński et al. 2018). Într-un alt studiu din Polonia pe o suprafață împădurită de 222,6 ha, formată din fragmente de pădure seminaturală a câmpiei inundabile (*Quercus-Fraxinus-Ulmus* și *Quercus-Carpinus*), densitatea a fost de 1,6-2,5 p/10 ha, iar pentru 630,8 ha dintr-un arboret izolat de *Quercus robur*, de 0,8-2,0 p/10 (Kosiński & Walczak 2020). Într-o sinteză pentru Slovacia (Danko et al. 2002) se prezintă o densitate în pădurile naturale intacte de stejar de 2,0-2,9 p/10 ha, în timp ce în majoritatea arboretelor de stejar are valori de 0,2-1 p/10 ha. Densitatea noastră are valori asemănătoare cu unele dintre pădurile europene, dar în general la limitele inferioare (figura 3.2.8). Aceste valori, sub 1 p/10 ha, par să arate că habitatele analizate de noi sunt evident inferioare multor arborete de cvercinee europene, în special parte a pădurilor naturale fără management și intacte din diferite zone ale Europei (Ionescu et al. in pres).

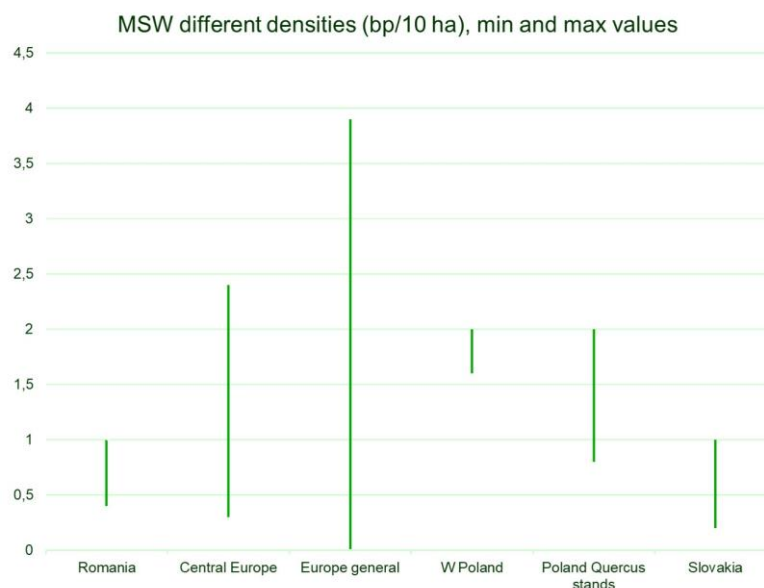


Fig. 3.2.8 Compararea densităților (perechi/10 ha) speciei *Leipicus medius* calculate de noi pentru zona de studiu (Romania) cu densitățile din diverse regiuni europene (valori minime și maxime)

Pentru DL am găsit o densitate de 1-3 p/100 ha. În pădurile optime de foioase din nordul și centrul Europei, densitatea sa este de 1 p/100 ha (Hagemeyer și Blair 1997). În făgetele din Pirineii de vest ai Spaniei, densitatea a fost de 0,3-0,5 p/100 ha pe o suprafață



totală de 3200 ha (Garmendia et al. 2006). În diferite tipuri de păduri (în special arborete de foioase și mixte), unele dintre ele păduri primare sau incluse în parcuri naționale din Austria, densitatea a fost de 0,1-2,6 p/100 ha (Werner & Norbert 2015). Densități mai mari de 0,6 până la 0,7 p/100 ha au fost găsite pe 7656 ha în Alpii calcaroși din Austria Superioară și Stiria (Werner & Norbert 2015). În vechile arborete mixte din Parcul Național Kalkalpen (3242 ha), densitatea sa a fost de 1-1,1 p/100 ha, iar în această zonă protejată, densitatea maximă a fost de 1,9-2,3 p/10 ha în 309 ha (Werner & Norbert 2015). Într-o teză de doctorat din Austria, Frank (2001) a studiat WBW în pădurile mixte montane din Alpii calcaroși nordici (Austria Inferioară). Acesta a raportat o densitate de 1,38 p/100 ha într-o suprafață de 5094 ha, iar pe subparcele optime din pădurea primară Rothwald 1,35-2,57 p/100 ha (Frank 2001). Densități mici (0,12 teritorii/100 ha) au fost calculate și în Karwendel tirolian, pe aproape 4800 ha (Oberwalde et al. 2014). În Slovacia, densitatea în arborele favorabile a fost de 3-10 p/100 ha (Danko et al. 2002). În cazul nostru, specia are o densitate comparabilă cu cele întâlnite în habitatele sale favorabile și optime la nivel european (figura 3.2.9). Prin urmare, în general, pădurea din zona Măgurii Codlei poate fi considerată favorabilă sau optimă pentru reproducerea acestei specii (Ionescu et al. in pres).

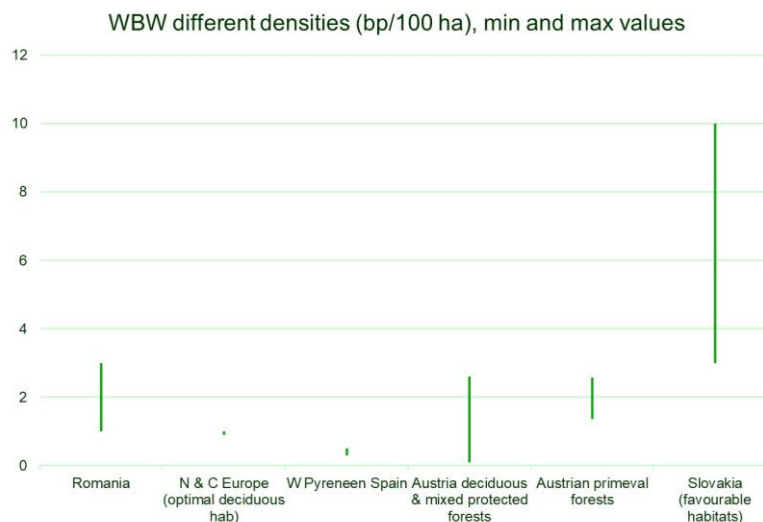


Fig. 3.2.9 Compararea densităților (perechi/100 ha) speciei *Dendrocopos leucotos* calculate de noi pentru zona de studiu (Romania) cu densitățile din diverse regiuni europene (valori minime și maxime)

Pentru **GS** am găsit o densitate de 2-3 p/100 ha. În atlasul european, Hagemeyer și Blair (1997) au raportat 1 p/100 ha ca o densitate tipică central europeană pe 215 km<sup>2</sup> și de asemenea, 2,5 p/100 ha pe 200 km<sup>2</sup>. În Alpii Calcaroși nordici ai Austriei Superioare și Stiria, densitățile au fost evaluate la 0,5-0,6 p/100 ha pe o suprafață mare (7656 ha) în diferite tipuri de păduri, unele dintre ele în Parcuri Naționale sau rezervații (Werner și Norbert 2015). Oberwalder et al. (2014) au calculat o densitate medie de 0,69-0,82 p/100 ha pentru Karwendel tirolian pe 4800 ha. S-au găsit densități mari în vestul Austriei-Klostertal: 2,0 p/100 ha (Werner și Norbert 2015). În Slovacia, cele mai mari densități în diferite tipuri de pădure (cvercinee, făgete, amestecuri cu molid) au fost 1-3,3 p/100 ha (Danko și et al. 2002). Și în cazul acestei specii, densitățile calculate de noi sunt printre cele mai mari la nivel european (figura 3.2.10). În acest sens, se sugerează că habitatele sale din zona Măgurii Codlei sunt în general favorabile pentru reproducerea GS (Ionescu et al. in pres).

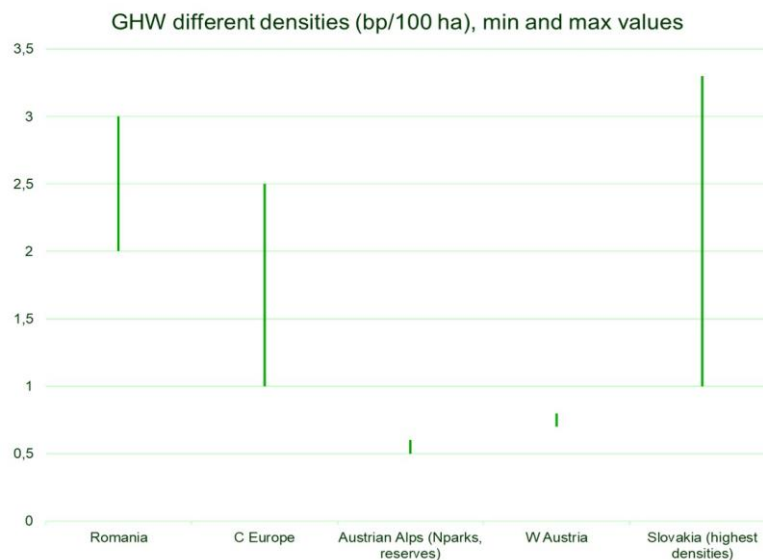


Fig. 3.2.10 Compararea densităților (perechi/100 ha) speciei *Picus canus* calculate de noi pentru zona de studiu (Romania) cu densitățile din diverse regiuni europene (valori minime și maxime)

#### Numărul de ciocănitori în funcție de managementul forestier

Prezența sau existența unui număr mai mare de ciocănitori era de așteptat în arboretele unde în ultimele decenii s-au făcut tăieri cu intensitate redusă sau fără intervenții. Structura arboretelor din cele fără tăieri sau cu intervenții silviculturale de intensitate redusă, păstrează mai bine și probabil în cantități mai mari elementele esențiale pentru ciocănitori (arbori mari și groși, lemn mort - iescari și doborât etc.). Dimpotrivă, tăierile principale conduc de obicei la

modificări structurale semnificative ale consistenței, vârstei, uneori a compoziției arboretului, diametrului și înălțimii arborilor, cantității de lemn mort etc. (Cárcamo și Schwendtner 2016, Czeszczewik și Walankiewicz 2006, Kosinski și colab. 2018). Pentru trei dintre speciile de interes comunitar (LM, DL și GS), am înregistrat mai mulți indivizi în arborete fără management sau cu intervenții de intensitate redusă, deși se întâlnesc și în păduri în care s-au aplicat în cea mai mare parte diferite tăieri de intensitate mai mare. Un exemplu este cel al LM, care se reproduce prin mai multe perechi în pădurea de stejar din pădurea Dumbrava, unde în iarna anterioară monitorizării și aproape până la data aplicării metodei, au fost tăiați mai mulți arbori din acel arboret (tăieri progresive). Nu am observat însă o diferență semnificativă statistic între cele două tipuri și în acest sens nu putem trage o concluzie (Ionescu et al. in pres).

### **Concluzii și implicații practice ale managementului silvic și conservativ**

Studiul nostru completează cercetările publicate, foarte puține și disparate, privind distribuția și densitatea ciocănilor din pădurile României și este prima contribuție asupra relației dintre numărul ciocănilor și managementul silvic la nivel național.

Cu excepția câtorva puncte de monitorizare unde nu s-a identificat nici o specie de ciocănitore (în general păduri tinere, necaracteristice ca habitat de cuibărit), s-a dovedit că restul pădurii, inclusiv a arboretelor cu diverse intervenții silviculturale, deține diverse specii de ciocănitore.

Densitățile speciilor țintă sunt parțial similare cu cele întâlnite în alte zone ale Europei, iar pentru unele dintre ele se situează în limitele maxime, inclusiv la specii de interes comunitar: ciocănitorea de stejar, ciocănitorea cu spate alb, ghionoaia sură. În acest sens, pădurile din zona studiată asigură condiții optime de reproducere pentru acestea.

Luând în considerare toate obiectivele studiului, considerăm că este necesară continuarea unor cercetări detaliate a structurii habitatului și a preferințelor speciilor de ciocănitore față de diferite arborete sau elemente esențiale ale habitatului (ex. lemn mort, densitatea arborilor groși, consistența etc.), atât prin prezența-absența acestora, cât și la nivelul densităților.

Pentru a menține populațiile actuale, mai ales a speciilor de ciocănitore de interes comunitar și pentru a avea o stare de conservare favorabilă, sunt necesare mai multe măsuri. Una dintre cele mai importante măsuri este menținerea modului actual de gospodărire a pădurii, management care și prin cercetările noastre s-a dovedit a fi apropiat de natură ("close

to nature management”) și integrat, care să aibe în vedere mai ales păstrarea procentelor actuale de păduri mature și bătrâne, de peste 80-100 de ani. În arboretele unde s-au identificat specii de păsări interes comunitar sau cu densități mai mari ale unora dintre acestea, propunem în primul rând conservarea arboretelor cvasivirgine (circa 250 ha) fără intervenții. Pentru pădurile cu management, unde se aplică tăieri progresive și de conservare, ar fi necesară renunțarea la astfel de tratamente pe suprafața unor arborete mature care dețin populație locală importantă a speciilor de interes comunitar (de exemplu, ciocănitori, bufnițe, muscari - *Ficedula albicollis*, *Ficedula parva*). În aceste parcele ar fi permise numai tăierile de igienă controlate (volum minime de extras pe decade/ha) sau tăierile accidentale (dacă rezultă arbori doborâți din cauze naturale - vânt, zăpadă sau ploaie înghețată). Astfel, pentru pădurile studiate, am identificat cca. 183 ha aparținând a 15 unități amenajistice, pe care le-am propus a avea o structură continuă de pădure matură, pe termen lung. Totodată, este necesară aplicarea prevederilor Planului de management al Sitului Natura 2000, cum este conservarea unui volum de lemn mort (în principal iescari) și a altor categorii de arbori groși, scorburoși etc. Totodată, pentru a avea un statut favorabil de conservare la nivel de sit sau național, trebuie găsite modalități de conservare a unei cantități minime de lemn mort în toate pădurile cu distribuție a speciilor de interes. Pentru a cunoaște aceste cantități sunt necesare studii privind impactul iescarilor asupra diferitelor specii de ciocănitori și nu numai (Ionescu et al. in pres).

## Capitolul 4. Identificarea și distribuția unor mamifere carnivore semi-acvatice în România

### Introducere generală

Unele dintre cele mai dificil de studiat mamifere, datorită modului lor de viață (specii de regulă nocturne și a căror viață se desfășoară parțial sub apă) și uneori a habitatelor greu accesibile, sunt carnivorele semi-acvatice. Dacă la dificultatea studierii lor adăugăm statutul de protecție sau dimpotrivă impactul pentru biodiversitatea locală sau asupra intereselor socio-economice, putem afirma că cercetările privind astfel de specii sunt absolut necesare și prioritare, inclusiv prin implicațiile practice, conservative sau din cadrul relației specie-om. În acest sens, două specii au fost studiate:

- Nurca americană (*Neovison vison*), specie alohtonă, invazivă și cu impact potențial major asupra biodiversității acvatice și ripariene
- Vidra (*Lutra lutra*), specie de interes comunitar și conservativ național și cu impact potențial asupra intereselor socio-economice legate de pescuitul sportiv și piscicultură.

### 4.1. Distribuția în centrul României a nureii americane (*Neovison vison*), specie de mamifer alohtonă, invazivă și aplicarea schemei de monitorizare

#### Introducere

Nurca americană este o specie neautohtonă (alohtonă) invazivă, introdusă în Europa în special prin fermele de creștere destinate producerii de blană (Bonesi și Palazon 2007) și are acum populații sălbatice în țările Europei Centrale, de Nord și de Vest, cum ar fi: Polonia, Spania, Franța, Marea Britanie etc. (Bonesi și Palazon 2007, Reid și Helgen 2008).

Există o varietate de studii cu privire la statutul, raza de acțiune, naturalizarea, biologia, ecologia, impactul și controlul acestuia în Europa și a fost efectuată o evaluare recentă a riscurilor (EU Non-native organism risk assessment scheme: *Neovison vison* 2016), unde am fost implicat în calitate de co-autor.

Impactul său asupra speciilor native a fost bine studiat. Astfel, specia ar putea avea un impact semnificativ în special asupra vertebratelor, precum păsările care cuibăresc pe sol, rozătoarele, amfibienii și mustelidele (Bonesi și Palazon 2007) dar și asupra crustaceelor, precum *Austropotamobius torrentium* (Fischer et al. 2009) . Păsările de apă sunt cele mai

afectate de prădarea nurcii americane (Bartoszewicz & Zalewski 2003). Poate cel mai important impact din punct de vedere al conservării este asupra nurcii europene (*Mustela lutreola*), o specie pe cale de dispariție, critic amenințată global. Nurca americană afectează nurca europeană prin competiție, hibridizare, avort și blocarea reproducerii pentru femelele de nură europeană (Maran și Henttonen 1995).

În ceea ce privește România, mai multe ferme de nură americană au fost construite în perioada comunismului, dar după 1990 multe dintre ele s-au închis, datorită problemelor financiare. Au fost înființate noi ferme în ultimii ani și poate că numărul acestora va crește din cauza legii permissive din România în comparație cu alte țări europene. Nu există dovezi oficiale ale existenței nurcii americane în mediul sălbatic și nici despre fermele de blană la nivel național, deși am încercat să obținem informații de la autorități (Ministerul mediului, Ministerul Agriculturii, ANSVSA etc.). Principala problemă la nivel național este lipsa de reglementare în ceea ce privește creșterea animalelor din specii neindigene sau invazive cu potențial de scăpare în mediul natural. De exemplu, nu există un act normativ tehnic privind biosecuritatea fermelor de blană (Ionescu et al. 2019).

Cât privește datele publicate, în România există doar câteva informații referitoare la apariția unor exemplare în habitatele sălbatice. O singură publicație sintetizează observațiile vechi și recente din România (Hegyeli și Kecskes 2014), care prezintă locațiile sau regiunile în care specia a fost semnalată. Autorii menționează observații publicate din Delta Dunării și din partea de est a României. Ei au colectat toate datele despre această specie în zona predilectă de studiu din centrul țării (râul Mureș, județul Mureș) unde activitatea de creștere prin ferme de blană a fost bine reprezentată din perioada comunistă. În lucrare au fost prezentate un total de 21 de înregistrări ale nurcii, în perioada 1986-2009. Nu există date mai noi publicate.

Scopul principal al lucrării este de a sintetiza datele preliminare despre apariția și răspândirea nurcii americane din județul Brașov, scăpate dintr-o fermă de blană din comuna Feldioara. Pentru a îmbunătăți aceste cunoștințe, a fost aplicată o schemă de monitorizare în zonă pentru a studia răspândirea, abundența, selecția habitatului și poate structura presupusă a populației sălbatice pe sex și vârstă (Ionescu et al. 2019).

### **Zona de studiu**

Zona de studiu este situată în Depresiunea Brașov și împrejurimile acesteia ca parte a județului Brașov (figura 4.1.1). Aceasta este o depresiune tipică intracarpatică din Transilvania,

de la curbura internă a Munților Carpați. De asemenea, face parte din bazinul râului Olt care are câțiva afluenți principali, precum: Ghimbășel, Bârsa, Vulcănița, Homorod Ciucaș, Crizbav. În cadrul depresiunii se află și două zone umede de importanță semnificativă pentru biodiversitate (zonele umede Dumbrăvița și Rotbav, parte a ROSPA0037, descrise la cap. 2). Ferma de nurci este situată la 1500 m de Feldioara (figurile 4.1.1, 4.1.2) și o capacitate de peste 40000 de nurci pe o suprafață de 8,5 ha (Drugă 2016).

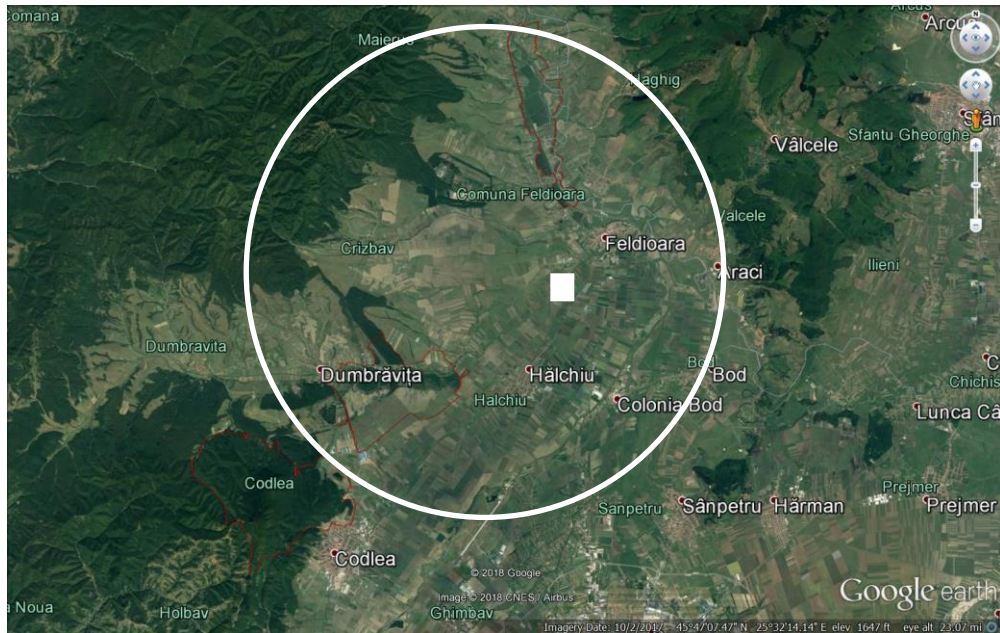


Fig. 4.1.1 Zona de studiu (cerc alb), ferma de nurci (punct alb) și limitele ariei protejate ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei (linie roșie)

### Material și metodă

Datele despre prezența nureii americane în zona de studiu au fost colectate în perioada 2015-2018, după prima noastră identificare a speciei în natură (fotografie surprinsă de o camera capcană în septembrie 2015). În această perioadă au avut loc discuții permanente despre prezența nureii americane în sălbăticie cu toți factorii reprezentativi din zona de studiu, precum: administratori piscicoli, asociații de vânatoare, vânători individuali, biologi de teren, primării etc. Numai identificările verificate, dovedite prin fotografii și filme, s-au luat în considerare. Unele fotografii și filme au fost surprinse folosind camera Trapping (12 camere au funcționat între septembrie 2015 și până în prezent în interiorul Sitului Ramsar și Natura 2000 ROSPA0037, aria Dumbrăvița). A fost folosit un model de cameră Bushnell, prin care s-au

acoperit habitate de zone umede, precum: pâraie, stufărișuri, canale, mlaștini din această arie (Ionescu et al. 2019).

În cadrul unei scheme de monitorizare ulterioară, metoda capcanelor vii a fost utilizată în zonele umede Rotbav și Dumbrăvița începând cu anul 2017 (în intervalele februarie-aprilie și septembrie-octombrie), fig. 4.1.2, 4.1.3, 4.1.4 (Drugă 2016). Un expert biolog a lucrat prin această metodă folosind capcane clasice pentru mustelide. Toate capcanele au fost amplasate în habitate caracteristice nurcii americane, precum: de-a lungul barajelor sau canalelor, malurilor râurilor, stufurilor și au fost acoperite cu vegetație și pământ pentru o bună camuflare. Orice capcană conținea momeală (un aliment specific de tip amestec, utilizat la creșterea nurcii în fermă, conserve de pește sau niște atractanți proveniți din glande). Schema utilizată la metoda capcanelor au fost transecte de 1-1,25 km. Capcanele au fost amplasate la 250 m una de cealaltă de-a lungul transectelor și au fost verificate în fiecare dimineață (Drugă 2016). Fiecare schemă este modificată ca poziție la anumite intervale de timp stabilite. Din motive de reglementare în domeniul protecției mediului, această schemă și activitatea de monitorizare a speciei s-a finalizat în anul 2018 (Ionescu et al. 2019).

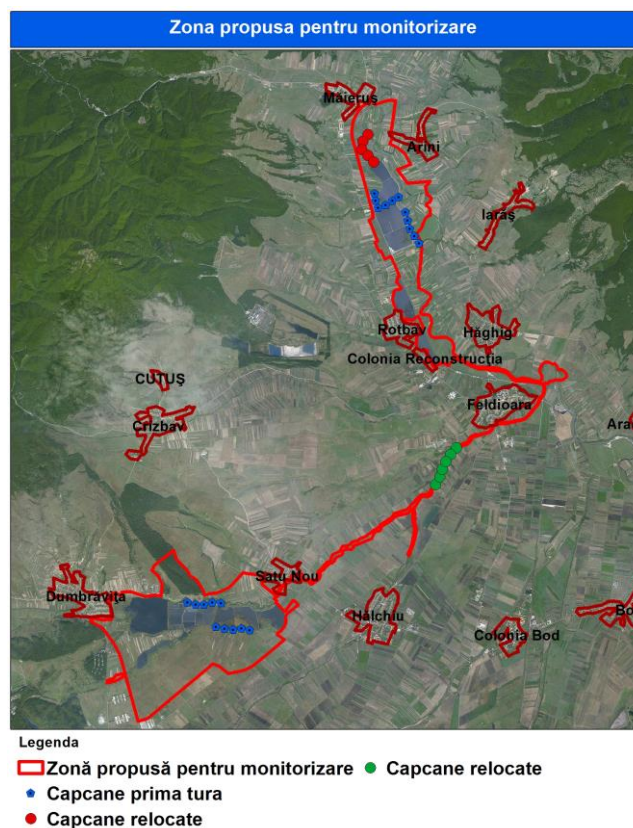




Fig. 4.1.2 Zona de monitorizare prin metoda capcanelor cu momeală, schema generală propusă  
(după Drugă 2016)

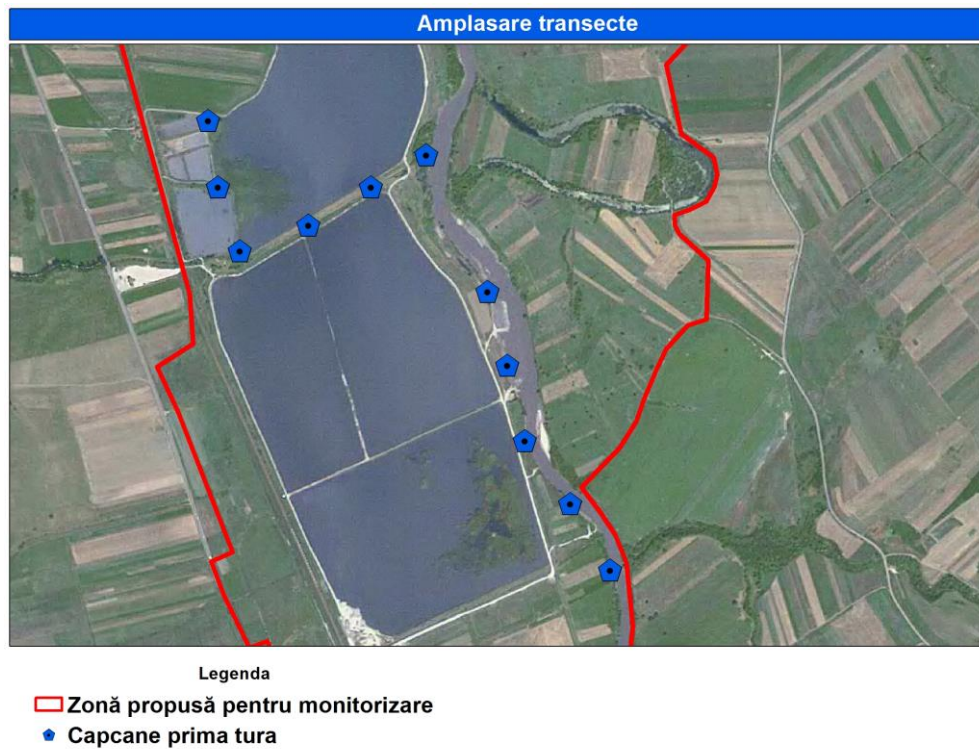


Fig. 4.1.3 Zona de monitorizare prin metoda capcanelor cu momeală cu amplasarea inițială a  
fiecărei capcane, detaliu din ferma piscicolă Rotbav – Vadu Roșu și malul stâng al Oltului (după  
Drugă 2016)



Fig. 4.1.4 Zona de monitorizare prin metoda capcanelor cu momeală, cu amplasarea relocată a fiecărei capcane, detaliu de pe pârâul adiacent fermei de nurci (după Drugă 2016)

## Rezultate

Deținem un total de 13 înregistrări valide privind apariția nuscii americane în zona studiată (tabel 4.1.1, figura 4.1.2). Majoritatea semnalărilor au avut loc în septembrie 2015 (30% din totalul identificărilor) și între septembrie-decembrie 2015 (mai mult de 60% din totalul identificărilor). În ceea ce privește locațiile identificate, a existat o răspândire a acestei specii în toate punctele cardinale și în mai multe direcții de la fermă. Distanța liniară maximă de la ferma de blană a fost mai mare de 9 km. Peste 60% din înregistrări au fost situate între 7 și 9 km de la fermă. În ceea ce privește habitatul, majoritatea locațiilor se aflau în zone umede (canal, pârâu, râu, malul lacului, balastieră), dar și în apropierea așezărilor umane. Exemplarele identificate aveau o culoare diferită a blănii de la alb la negricios (figurile 4.1.6, 4.1.7) (Ionescu et al. 2019).

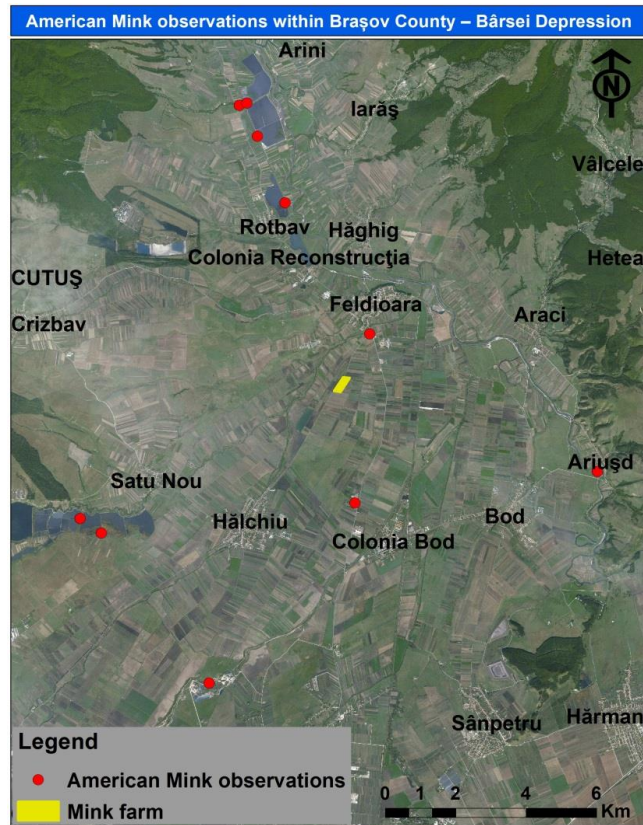


Fig. 4.1.5 Punctele de semnalare ale nureii americane în județul Brașov, perioada 2015-2017 (galben – ferma de nureci; locațiile de semnalare a nurecilor – puncte roșii)

Tabel 4.1.1 Sinteza observațiilor de nură americană în ecosisteme naturale, Depresiunea Brașov (jud. Brașov), 2015-2017 (după Ionescu et al. 2019)

No.	Locația	Coordonate	Data	Culoarea blănii	Nr. ind.	Observații privind activitatea exemplarelor / alte date	Distanța de la ferma de creștere
1	Râul Olt, lângă satul Ariușd	N 45 46 29.19 E 25 40 28.46	03. 2015	Albă	1	Pe mal și în apă	7400 m
2	Dumbrăvița, ferma piscicolă	N 45 45 49.15 E 25 29 07.42	09. 2015	Gri-brună	1	Cameră capcană, alergare pe mal canal	8120 m
3	Dumbrăvița, ferma piscicolă	N 45 45 49.15 E 25 29 07.42	09. 2015	Brună	1	Cameră capcană, deplasare pe mal canal	8120 m
4	Vadu Roșu, Rotbav, parcare	N 45 52 09.82 E 25 32 40.70	09. 2015	Gri-brună	1	Lângă autoturisme, mușcă un cablu	8310 m

5	Vadu Roșu, Rotbav, mal heleşteu	N 45 52 11.83 E 25 32 50.71	09. 2015	Alb	1	Hrană cu peștii capturați de pescari	8300 m
6	Lângă periferia localității Feldioara (curte particulară)	N 45 48 37.92 E 25 35 30.34	10. 2015	Alb, gri	2	Omorâte de câine lângă casă	1390 m
7	Fermă lângă comuna Feldioara	N 45 46 01.94 E 25 35 09.14	10. 2015	Negricioasă	1	Omorâtă de fermier	3000 m
8	Dumbrăvița, ferma piscicolă	N 45 45 35.67 E 25 29 35.40	11. 2015	Brună-negricioasă	1	Cameră capcană, alergare pe mal canal	7750 m
9	Crizbav stream	?	12. 2015	Albă	1	Deplasându-se în lungul malului unui pârâu, în habitat forestier	?
10	Dumbrăvița, ferma piscicolă	N 45 45 35.67 E 25 29 35.40	01. 2016	Brună	1	Cameră capcană, deplasându-se în zăpadă, de-a lungul unui canal	7750 m
11	Stupini balastieră, lacuri	N 45 43 16.40 E 25 31 55.70	08. 2016	Brună	1	Vânează o lișiță, se ascunde în moloz	9400 m
12	Vadu Roșu, Rotbav ferma piscicolă	N 45 51 41.31 E 25 33 04.92	04. 2017	Gri	1	Capturată cu capcană instalată în cadrul monitorizării speciei	7400 m
13	Rotbav, lacuri pescuit sportiv	N 45 50 39.54 E 25 33 40.27	09. 2017	Gri	1	Idem no. 12	5370 m



Fig. 4.1.6 Exemplar de nurcă americană, de culoare gri-brună, Rotbav-Vadu Roșu parcare restaurant (foto Cristian Barbu, 2015)



Fig. 4.1.7 Exemplar de nurcă americană, de culoare gri, capturat cu capcană standard în cadrul schemei de monitorizare aplicată în aria Rotbav-Vadu Roșu (foto Marius Drugă, 2017)

## Discuții

Ferma de nurci din Feldioara și-a început activitatea în 2014, conform unor comunicate de presă. Un accident în interiorul fermei cu o mașină care a transportat nurci, în septembrie 2015, ar putea fi responsabil pentru o evadare în masă a speciei. Poate aceasta este explicația numărului de înregistrări din toamna lui 2015, la care se adaugă alte date necondirmate. După acest posibil incident și în urma unor controale și decizii ale autorităților de protecția mediului, ferma a îmbunătățit biosecuritatea printr-un gard dublu și alte măsuri de prevenire a evadării animalelor (manipularea cuștilor, instructaje cu personalul etc.). Totuși, alte înregistrări ale nureii americane în sălbăticie au fost dovedite în anii 2016 și 2017. Astfel, un exemplar viu a fost găsit într-un habitat de balastieră în august 2016 la mai mult de 9 km de fermă (distanța maximă cunoscută față de fermă). Cele mai recente înregistrări sunt două exemplare capturate în cadrul schemei de monitorizare cu capcane în zona umedă Rotbav, în primăvara și toamna anului 2017. Cel puțin exemplarele capturate în 2017 ar putea sugera că o populație sălbatică (ferală) sau numai indivizi solitari s-au stabilit în sălbăticie. O altă ipoteză este că biosecuritatea fermei este în continuare necorespunzătoare pentru a preveni scăparea

animalelor. Așadar, oricare ar fi ipoteza reală, este necesară aplicarea câtorva măsuri importante (Ionescu et al. 2019):

1. Implementarea unei scheme de monitorizare permanentă a nurcii americane, în special în interiorul ariilor protejate și zonelor umede importante din vecinătatea fermelor sau de pe o anumită rază (ex. 10 km)
2. Îmbunătățirea măsurilor de biosecuritate în cadrul fermei, nu numai în ceea ce privește gardul ci și manipularea animalelor, securitatea cuștilor, funcționarea porților etc.
3. Sporirea controlului din partea autorităților de mediu competente și efectuarea unor analize de risc în cazul scăpării exemplarelor în sălbăticie
4. Este absolut necesar să existe reglementări oficiale privind biosecuritatea fermelor de blană, ținând cont de lipsa acestor reguli în România, dar și de Regulamentul UE nr. 1143/2014 privind speciile exotice invazive

Cu toate acestea, pe baza observațiilor și monitorizărilor noastre asupra speciilor de păsări din ariile protejate adiacente (până în anul 2023, inclusiv, în cadrul unui proiect POIM: „Implementarea de măsuri active pentru conservarea biodiversității în baza Planului de management al sitului Natura 2000 ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei”, cod SMIS 155021), nu a fost găsită nicio dovadă a impactului nurcii americane asupra avifaunei locale din Depresiunea Brașov sau a altor componente ale biodiversității locale (Ionescu et al. 2019, Ionescu et al. 2020). Cu toate acestea, este necesară o monitorizare și, de asemenea, observații permanente în special asupra agregărilor de păsări, precum coloniile de cuibărit existente (Ionescu et al. 2020) în raport cu prădătorii. Astfel, în cadrul Sitului Natura 2000 și Sitului Ramsar descris din zonă, există câteva colonii de reproducere ale unor păsări de apă (Ionescu et al. 2020), prezentate în cap. 2. Pe un lac din Rotbav și apoi în mlaștină, dar și la Dumbrăvița, se reproduce anual o mare colonie de pescăruși cu cap negru (*Chroicocephalus ridibundus*), iar în anumiți ani și una mică de chirighiță cu obraz alb (*Chlidonias hybridus*). Colonia de pescăruși a fost amplasată inițial la Rotbav (balta 3) la doar 80 m de cel mai apropiat loc de înregistrare al nurcii. Cât privește colonia mixtă de cormoran mic (*Microcarbo pygmeus*), stârci (*Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*) și egrete (*Egretta garzetta*, *Ardea alba*) descrise la cap. 2 (Ionescu et al. 2020) se află la 350 m de cel mai apropiat punct de înregistrare a nurcii americane de la Dumbrăvița. De asemenea, alte grupuri de animale sălbatice (raci, unele scoici, chițcani, șobolan de apă etc.) ca potențiale prăzi ale nurcii americane ar trebui să fie luate în considerare

(unele dintre ele cu implicații conservative) în toată Depresiunea Brașovului (Ionescu et al. 2019).

Nu trebuie neglijată situația fermelor de nurci americane la nivel național și a potențialului risc de scăpare a exemplarelor, inclusiv cu efecte asupra celor mai semnificative arii de conservare a speciilor pradă (ex. Delta Dunării), ce trebuie analizate în detaliu de către autoritățile publice centrale care răspund de protecția mediului și vânătoare și de administrațiile ariilor protejate.

### **Concluzii**

Cel puțin 13 înregistrări dovedite privind prezența nureii americane în sălbăticie au fost documentate până în prezent în Depresiunea Brașov, centrul Tomâniei, Transilvania. Aceste exemplare au scăpat dintr-o fermă mare pentru blană aflată în zona de studiu. Pe baza datelor noastre, nurca americană s-a răspândit în toate punctele cardinale, considerând ferma ca centru, mai ales în zone umede și habitate deschise, unele dintre puncte la mai mult de 8-9 km de fermă. Această situație reprezintă o potențială amenințare reală pentru multe specii native dacă o populație sălbatică de nurcă americană s-a stabilit în zonă. Amenințările pentru aceste specii ar putea exista și dacă doar unii indivizi ar scăpa definitiv din fermă. Indiferent de situație, ar trebui aplicată o schemă de monitorizare permanentă, iar în același timp, orice fermă de blană cu specii alohtone ar trebui să creeze un sistem de biosecuritate foarte eficient pentru a evita evadările animalelor respective (Ionescu et al. 2019).

Chiar dacă studiul nostru aparent se concentrează pe o suprafață restrânsă la nivel local, este al doilea la nivel național asupra prezenței și răspândirii acestei specii (a doua lucrare publicată despre nurca americană scăpată în sălbăticie) și din acest motiv are o evidentă importanță națională, ținând cont și de riscul foarte crescut al impactului speciei pentru fauna sălbatică nativă. Mai mult, se propune o schemă de monitorizare cu ajutorul capcanelor cu momeală (Drugă 2016), descrisă pentru prima dată în România.

### **4.2. Distribuția și activitatea vidrei (*Lutra lutra*), specie de mamifer de interes comunitar, prin monitorizarea cu ajutorul camerelor capcană**

#### **Introducere**

Vidra este un alt mamifer carnivor (răpitor) semi-acvatic, ce duce o viață ascunsă, în principal nocturnă, în habitate de zone umede, cum sunt cele ripariene, lacustre etc. În același timp, este o specie de interes comunitar (parte a anexei II a Directivei Habitare) și conservativ național, dar și cu impact potențial asupra intereselor socio-economice legate de pescuitul sportiv și piscicultură.

Activitatea zilnică a vidrei a fost studiată la nivel european, iar rezultatele sugerează patternuri diferite, însă multe dintre cercetări au demonstrat activitatea preponderent nocturnă a sa (Chanin 1985, Mason și Macdonald 1986, Kruuk 1995, Kruuk 2006, Chanin 2013), însă nici un astfel de studiu nu a detaliat această activitate. Unele studii au demonstrat că vidra este în principal nocturnă folosind radio-telemetria (Green și Jefferies, 1984) sau sistemele de supraveghere în infraroșu (Garcia de Leaniz et al. 2006) numai în Marea Britanie, în restul zonei de distribuție astfel de dovezi lipsind. Unele vidre au o activitate diurnă intensă, cum s-a demonstrat la vidrele din Shetland (Kruuk 1995). Acolo, vidrele au arătat un vârf evident al activității chiar înainte de amiază în timpul iernii, dar vara activități precum: înotul și hrana au fost observate pe tot parcursul orelor de lumină, cu un vârf principal dimineața devreme și unul mai mic la sfârșitul după-amiezii (Kruuk 2006). Această activitate diurnă este în contrast cu cea nocturnă a vidrelor din alte zone, cum precizam anterior (Chanin 1985, Kruuk 1995, Mason și Macdonald, 1986). Cea mai potrivită explicație pentru aceasta constă în activitatea principalelor specii de pradă a vidrelor: peștii (Bouroș et al. 2019).

În România, vidra intră în categoria speciilor relativ puțin cunoscute în ce privește biologia și ecologia. Practic, la nivel național există doar publicații privind descrierea generală a speciei și a vieții sale și doar câteva prezentări la diferite conferințe/simpozioane ori lucrări publicate, privind unele observații și monitorizări mai recente (Georgescu 1989, Cotta și Bodea 1969, Manolache și Dissescu 1977, Murariu și Munteanu 2005, Bouroș 2014, Bouroș 2016). Nici una dintre aceste publicații nu a tratat în detaliu activitatea vidrei și cu atât mai puțin în trei arii diferite de studiu, din două regiuni geografice: estică și centrală (Bouroș et al. 2019).

Considerând cunoștințele existente în România, dar și în Europa, despre viața vidrei, un astfel de studiu a fost absolut necesar, inclusiv din motive de conservare, deoarece în multe regiuni ale României și nu numai, populația locală nu este conștientă de prezența vidrelor, din cauza comportamentului lor nocturn fiind foarte rar observat. Necunoscându-se astfel existența vidrelor în anumite zone, nu se iau măsuri de conservare pentru această specie atunci când se dezvoltă proiecte de infrastructură sau de alt tip, ce pot afecta habitatele acvatice sau hrana sa.



În plus, fără asemenea rezultate științifice nu pot fi fundamentate măsuri adecvate de conservare. Folosind tehnologia capcanelor cameră (camera trapping) a fost posibilă studierea activității zilnice a vidrelor din România prin analiza datei și orei de captare a imaginilor și videoclipurilor capturate de acestea (Bouroș et al. 2019).

Cele mai multe cunoștințe despre această specie sunt obținute prin intermediul semnelor particulare (indirecte), cum ar fi urmele și excrementele. În timp ce majoritatea tiparelor comportamentale și de activitate sunt greu de înțeles doar cu ajutorul observației directe/indirecte, folosirea capcanelor cameră oferă o altă perspectivă.

Tehnicile utilizate în acest studiu au implicat o intruziune ne semnificativă în habitatul vidrelor și nicio perturbare a exemplarelor. Prin urmare, datele generate în mod non-intruziv de capcanele camerelor cu infraroșu reprezintă o metodă îmbunătățită față de altele prin observare directă sau care se bazează pe captarea și microciparea indivizilor sau pe îndepărtarea periodică a momelilor de la capcane (Kruuk et al., 1986), utilizate pentru marcarea teritorială (Kruuk, 1992). Mai mult, deoarece datele sunt culese și stocate de la distanță, cu o supraveghere umană redusă, sistemele de captură de imagini oferă o alternativă viabilă și rentabilă pentru observarea activității vidrelor în zone îndepărtate, unde alte tehnici ar putea fi nepotrivite sau prea costisitoare (Bouroș et al. 2019).

Obiectivele studiului au la bază câteva întrebări, la care s-au căutat răspunsuri în urma analizării datelor, dare pentru unele dintre ele sunt necesare cercetări viitoare riguroase:

- Care este activitatea zilnică a vidrelor, sunt animale nocturne sau active în timpul zilei?
- Există diferențe privind activitatea vidrelor în diverse regiuni sau tipuri de habitate ori pe sezoane/anotimpuri ?
- Ce factori contribuie la un anumit tip de activitate zilnică a vidrei ?

### **Zona de studiu**

Studiul a fost realizat în trei arii protejate Situri Natura 2000 din centrul și estul României: Situl de Importanță comunitară ROSCI 0162 Lunca Siretului inferior, Parcul Natural Putna Vrancea și Situl Ramsar Complexul Piscicol Dumbravița, figura 4.2.1 (Bouroș et al. 2019).

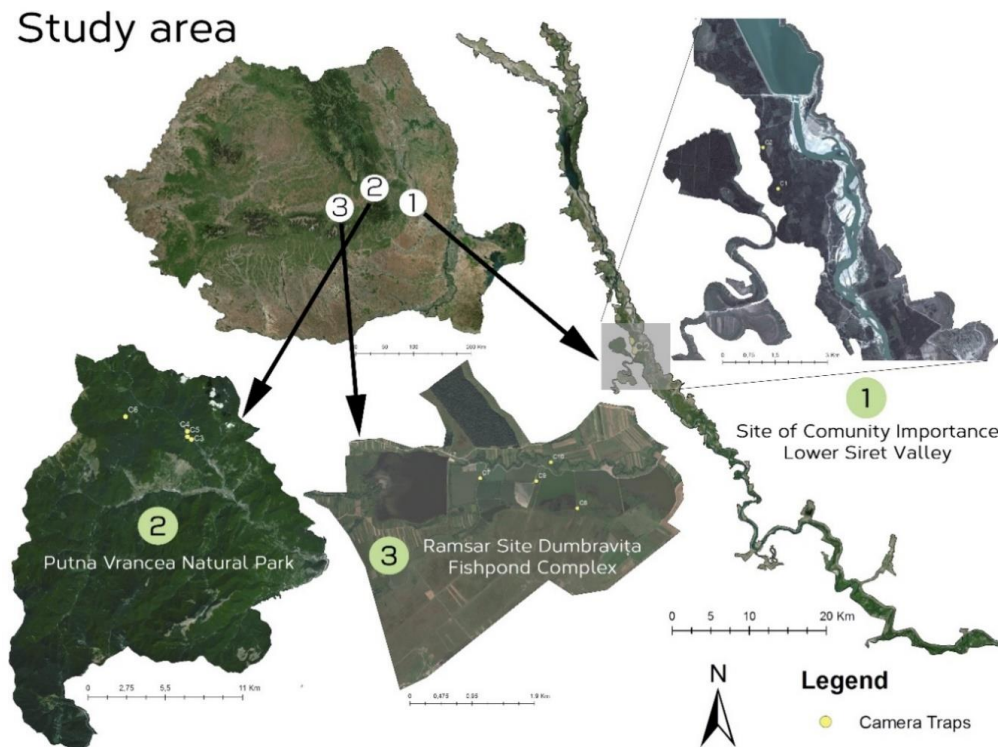


Fig. 4.2.1 Cele trei zone de studiu și localizarea camerelor capcană (după Bouroș et al. 2019)

Situl Natura 2000 Lunca Inferioară a Siretului, este situat în nord-estul Câmpiei Române (Long. E 27.342499, Lat. N 45.772777), în sectorul inferior al râului Siretul. Suprafața sa este de 250,81 km<sup>2</sup>, cu o altitudine variind între 0 m și 302 m. Râul Siret are o lungime de 706 km (596 km în România și 110 km în Ucraina) și debitul mediu de 250 m<sup>3</sup>/s. Camerele capcană au fost instalate pe un mic afluent al râului Siret, cu o lungime de 12 km. În interiorul acestuia, cele mai importante habitate ripariene, sunt: păduri aluviale cu *Alnus glutinosa* și *Fraxinus excelsior*, sălcete și plopișuri cu *Salix alba* și *Populus alba*, păduri mixte ripariene cu *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* or *Fraxinus angustifolia* (Bouroș et al. 2019). Situl deține o foarte bogată ihtiofaună, aici întâlnindu-se specii de pești, precum: *Abramis brama*, *A. sapa*, *Acipenser ruthenus*, *Alburnus alburnus*, *Anguilla anguilla*, *Aspius aspius*, *Barbus barbus*, *B. petenyi*, *Carassius carassius*, *C. gibelio*, *Cobitis taenia*, *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Idus idus*, *Leucaspis delineatus*, *Lota lota*, *Misgurnus fossilis*, *Pelecus cultratus*, *Perca fluviatilis*, *Phoxinus phoxinus*, *Pseudorasbora parva*, *Rhodeus sericeus amarus*, *Romanogobio kessleri*, *Sabanejewia aurata*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Silurus glanis*, *Tinca tinca*, *Zingel streber* etc. (Battes et al. 2005).

Parcul Natural Putna Vrancea se găsește în estul României (Long. E 26.503436 Lat. N 45.921461) și se întinde pe o suprafață de 382,13 km<sup>2</sup>, cu altitudinea cuprinsă între 435 m în valea râului Putna până la peste 1785 m în Vârful Goru. Habitatele ripariene constau în principal din păduri de anin (*Alnus glutinosa*, *Alnus incana*). Camerele capcană au fost amplasate pe râul Lepșa, afluent al râului Putna care are o lungime de 16 km și un debit mediu mai mic de 1 m<sup>3</sup>/s. Ihtiofauna este mai slab reprezentată, mai ales prin specii, precum: *Salmo trutta fario*, *Cottus gobio*, *Eudontomyzon danfordi*, *Phoxinus phoxinus*, *Thymallus thymallus*, *Barbus meridionalis petenyi*, *Gobio uranoscopus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Lota lota* (Bouroș et al. 2019).

Situl Ramsar Complexul Piscicol Dumbrăvița, parte a Sitului Natura 2000 ROSPA0037, a fost descris în cap. 2. Toate camerele capcană au fost amplasate în interiorul fermei piscicole.

### Material și metodă

Au fost selectate zece locuri de observare prin amplasare de camere, considerând toate cele trei arii protejate, obținând un timp total de 1356 de zile și nopți, în perioada martie 2011-aprilie 2016. Camerele capcană (Moultrie Game Spy I45 Infrared Digital Game Camera 4.0 MP și Bushnell 8MP Trophy Cam Standard Edition) cu infraroșu (IR-Flash) au fost amplasate în locurile frecventate sau potențial favorabile ale vidrelor. Fiecare cameră a fost fixată stabil pe diverși suportți, cum ar fi tulpini de arbori și cioate din habitatul vidrei, la aproximativ 0,5 metri deasupra solului (Bouroș et al. 2019).

Două camere au fost instalate în Situl Natura 2000 Lunca Siretului Inferior (C1 și C2) la o distanță maximă între ele de 3 km, patru camere au fost amplasate în Parcul Natural Putna Vrancea (C3, C4, C5, C6) la o distanță maximă între ele de 6 km și alte patru în Situl Ramsar Complexul Piscicol Dumbrăvița (C7, C8, C9, C10) la o distanță maximă între ele de 1,5 km (figura 4.2.1) (Bouroș et al. 2019).

Camerele au fost camuflate și ascunse în condiții cât mai bune, lăsând suficient loc pentru obiectiv, senzor de mișcare și proiector cu infraroșu.

Locațiile de amplasare a camerelor au fost de regulă locurile de marcare ale vidrelor sau potecile lor de trecere, care sunt de obicei frecventate de indivizi care au o graniță comună a teritoriului (home range).

Pentru studiu nu s-au folosit atracțanți sau orice alt fel de momeală, pentru a nu modifica sau influența comportamentul și activitatea vidrei.

Camerele au fost de asemenea, setate să înregistreze data și ora corecte și pentru fiecare fotografie, informațiile despre dată și oră au fost înregistrate în zona de jos a fiecărei imagini sau videoclip (Bouroș et al. 2019).

Modelul de cameră utilizat în acest studiu are un declanșator cu infraroșu pasiv (PIR), ce constă dintr-un senzor care declanșează camera atunci când este detectată o diferență de radiație termică. Studiile efectuate în Italia au înregistrat un număr mic de vidre cu camera cu senzor PIR. Autorii italieni consideră că motivul este apropierea temperaturii dintre corpul vidrei și mediul înconjurător – apa. În ciuda poziționării corecte a capcanelor în ceea ce privește unghiul de fixare și a tranzitului constat al vidrelor la fața locului, dovedit de prezența marcajelor de miros proaspăt, după un total de 150 de zile/capcană, aceștia nu au obținut niciun film sau fotografie cu vidre. (Lerone e. al. 2011). Cu toate acestea, noi am înregistrat mai multe imagini (videoclipuri) când vidrele ieșeau direct din apă. Astfel, am reușit să surprindem 222 de vizite ale vidrelor, la toate cele 10 locuri de observare, pentru un total de 1356 zile/capcană. Mai mult, și în cazul altui mamifer semiacvatic (castorul – *Castor fiber*) am obținut prin aceeași metodă și cu aceleași tipuri de camere, sute de imagini (foto și videoclipuri) cu exemplare înotând sau ieșind din apă, în Situl Ramsar de la Dumbrăvița. Confirmăm totuși că nu toate vizitele vidrelor la locațiile camerelor au putut fi înregistrate, chiar dacă au fost confirmate de fecale proaspete și urme. Cauza este probabil ineficiența senzorului PIR, deoarece temperatura corpului vidrei care iese din apă este prea scăzută pentru a fi activat acest senzor (Bouroș et al. 2019).

Înregistrarea unei vidre a fost definită ca fiind detectarea unui exemplar de către o cameră. Informațiile de la fiecare cameră au fost analizate pentru a identifica modele de detecție temporală. Scopul principal al studiului a fost de a identifica activitatea zilnică a vidrelor care trăiesc în centrul și estul României (Bouroș et al. 2019).

## Rezultate

Camerele capcană au înregistrat un total de 222 de vizite ale vidrelor, considerând toate cele 10 locații de observare (Bouroș et al. 2019).

Camerele au fost funcționale pentru 97,2% din perioada de studiu. Perioadele de nefuncționare s-au datorat problemelor tehnice legate cardul de memorie și baterie. Rata generală de succes a camerelor a fost de 14,6% din capturile totale zilnice (diel capture), dar unele dintre camere au avut un succes mai mare, cum au fost: C5 (33,3% DC), C2 (32,1% DC), C9

(21,9% DC), C1 (17,9% DC), urmat de camere cu succes de captură mai scăzut: C4 (13,3% DC), C6 (12,5% DC), C10 (12,3% DC), C8 (6,7% DC), C3 (4,7% DC) și C7 (1,7% DC) (tabelul 4.2.1).

Teb. 4.2.1 Rata generală de succes a camerelor (după Bouroș et al. 2019)

Camera	Perioadele de operare	Nr. zilelor (24 h)	Nr. capturilor de vidă	Nr. zilelor cu disfuncționalități	Nr. zilelor cu capturi de vidă	Rata de succes (%)
C1	25.11.2014-23.04.2016	515	101	0	92	17.9
C2	08.01.2016-23.04.2016	106	40	0	34	32.1
C3	30.04.2015-28.09.2015	151	7	2	7	4.7
C4	05.03.2011-10.03.2011/ 12.08.2011-20.08.2011	15	2	0	2	13.3
C5	01.11.2013-03.11.2013	3	1	0	1	33.3
C6	26.01.2013 - 10.03.2013	43	1	35	1	12.5
C7	25.10.2015 – 20.02.2016	118	2	0	2	1.7
C8	11.10.2015 – 12.04.2016	193	13	0	13	6.7
C9	18.10.2015 – 21.03.2016	155	47	0	34	21.9
C10	12.02.2016 – 09.04.2016	57	7	0	7	12.3
TOTAL		1356	221	37	193	14.6

Majoritatea înregistrărilor cu vidre au provenit de la cele două camere amplasate în Lunca Siretului Inferior (64%), urmate de capcanele instalate în Complexul Piscicol Dumbravița (31%) și Putna Vrancea (5%).

Vidrele au avut o activitate nocturnă semnificativă (majoritar preponderentă) și puține (2,7%) vidre au fost înregistrate după 07:30 sau înainte de 17:30 GMT+2. Majoritatea vidrelor au fost înregistrate în timpul nopții (86,5%) și doar 6,3% dintre vidre traversau locurile de observare în timpul zilei. Față de timpul zilei, vidrele au fost mai active în timpul amurgului/crepusculului Civil Twilight (7,2%), iar din acesta, mai active în timpul amurgului (5%) decât în timpul răsăritului (2,3%). (figurile 4.2.2, 4.2.3).

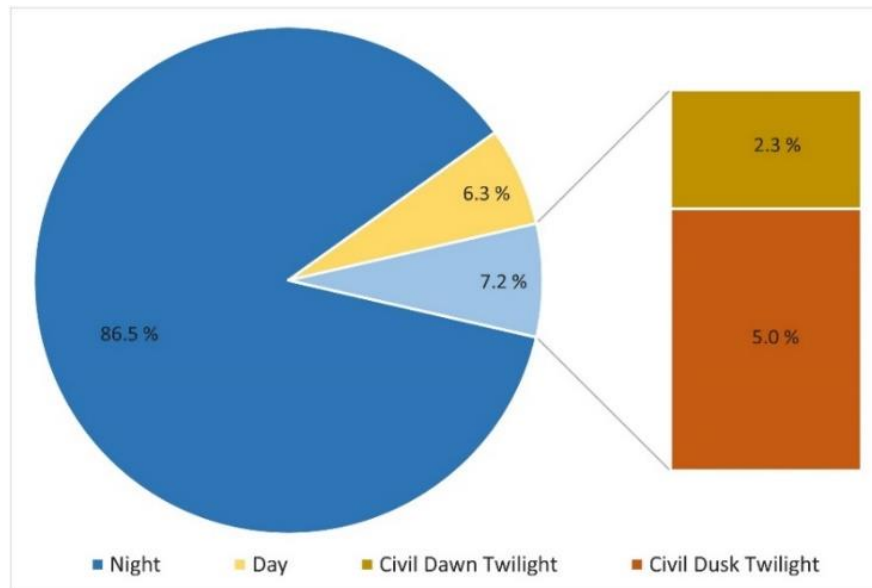


Fig. 4.2.2 Activitatea generală a vidrelor în aria studiată (după Bouroș et al. 2019)

Au existat asemănări în ceea ce privește orele de activitate zilnică a vidrelor între cele trei zone de studiu și au fost identificate trei vârfuri evidente de activitate: unul care a avut loc chiar înainte de zori/răsărit (între orele 04:00 și 06:30), al doilea imediat după amurg/crepuscul (între orele 18:30 și 22:00) și al treilea la miezul nopții (între 00:30 și 01:30). Perioada în care inactivitatea vidrelor a fost mai pregnantă, s-a situat între orele 09:00–16:00 (figura 4.2.3).

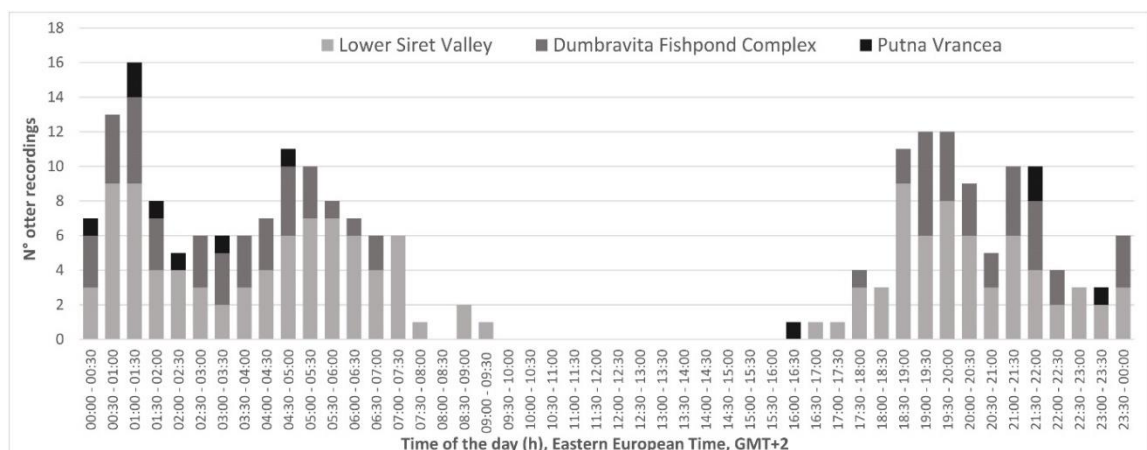


Fig. 4.2.3. Modelul activității vidrei în cele trei arii protejate, pe baza numărului de înregistrări ale speciei la locurile de observare, în perioada martie 2011 - aprilie 2016 (după Bouroș et al. 2019)

În ce privește activitatea vidrelor raportată la sezon/anotimp, acestea au fost mai diurne la sfârșitul iernii (februarie) și la începutul primăverii (martie și începutul lunii aprilie) decât vara sau toamna. 78,6% din înregistrările activității diurne ale vidrelor au avut loc din februarie până în aprilie (figura 4.2.4).

Perioada de activitate principală a vidrei a fost variabilă în funcție de anotimp și s-a corelat puternic cu perioada întunericului: primăvara (18:30 – 07:00), vara (20:00 – 06:00), toamna (18:30 – 06:30), iarna (16:30 – 07:30), aceste rezultate indicând că vidrele au avut un comportament evident nocturn (figura 4.2.4).

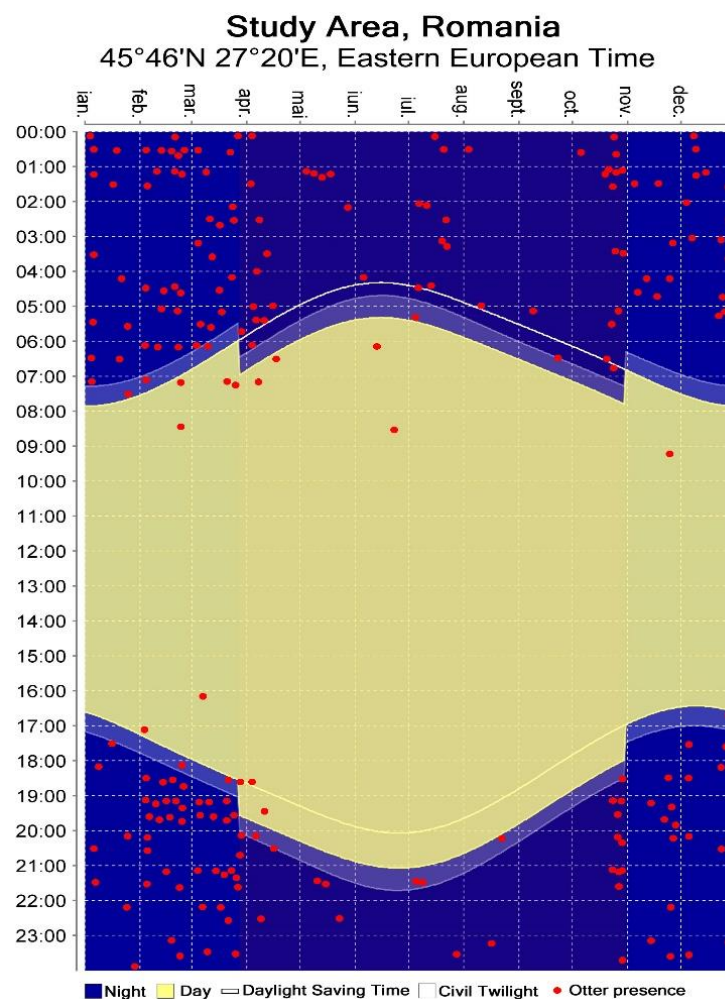


Fig. 4.2.4 Înregistrări de vidre corelate cu ora locală și graficul zi-noapte pentru fiecare lună din an (după Bouroș et al. 2019)

Din punct de vedere sezonier, vidrele au fost mai active iarna (39,6%) și progresiv mai puțin active primăvara (31,5%), vara (9%), apoi își intensifică din nou activitatea toamna (19,8%)

(figura 4.2.5). Activitatea scăzută a vidrelor detectată de camere în timpul verii și toamna, este cauzată de diferența mică dintre temperatura corpului vidrei umede și mediul înconjurător și astfel în sezonul cald performanța sensorului PIR este mai slabă decât în sezonul rece (iarna și primăvara) când există diferențe mai mari între temperatura corpului vidrei și temperatura mediului (Kuhn și Meyer 2009).

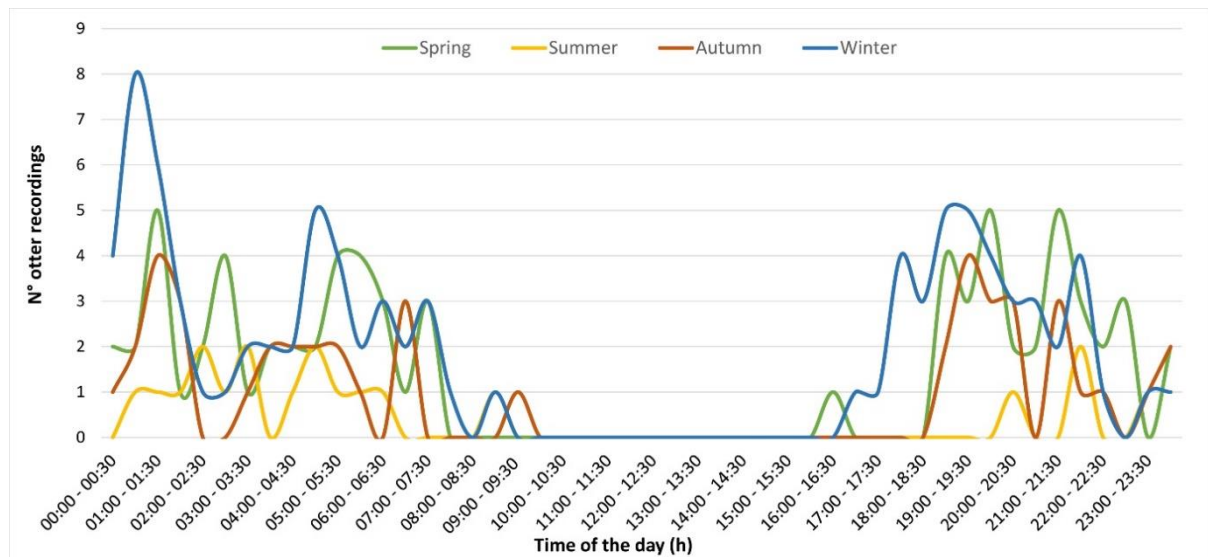


Fig. 4.2.5 Variația sezonieră a activității zilnice a vidrei în zona de studiu, în perioada martie 2011-aprilie 2016 (după Bouroș et al. 2019)

Analiza tiparelor de activitate nocturnă a vidrei (figura 4.2.6) grupate la intervale lunare, a indicat o tendință sezonieră puternică în cele trei arii protejate. Cea mai mare parte a activității vidrelor a fost concentrată în februarie (19,8%) și martie (19,3%), iar cea mai scăzută activitate s-a înregistrat în septembrie (0,9%) și iunie (1,3%). Din mai până în septembrie, în timpul sezonului cald, activitatea vidrelor este foarte scăzută în zona locurilor de observare și este în creștere de la începutul sezonului rece (octombrie). În timpul perioadei calde, temperatura corpului umedă a vidrei este aproape aceeași cu cea a mediului, iar sensorul PIR nu reușește adesea să detecteze prezența vidrei, cum precizăm anterior. Acest fapt este confirmat de prezența unor semne de vidră (proaspete și urme) la locurile de observație în timpul sezonului cald, dar fără nicio înregistrare nouă pe camere.



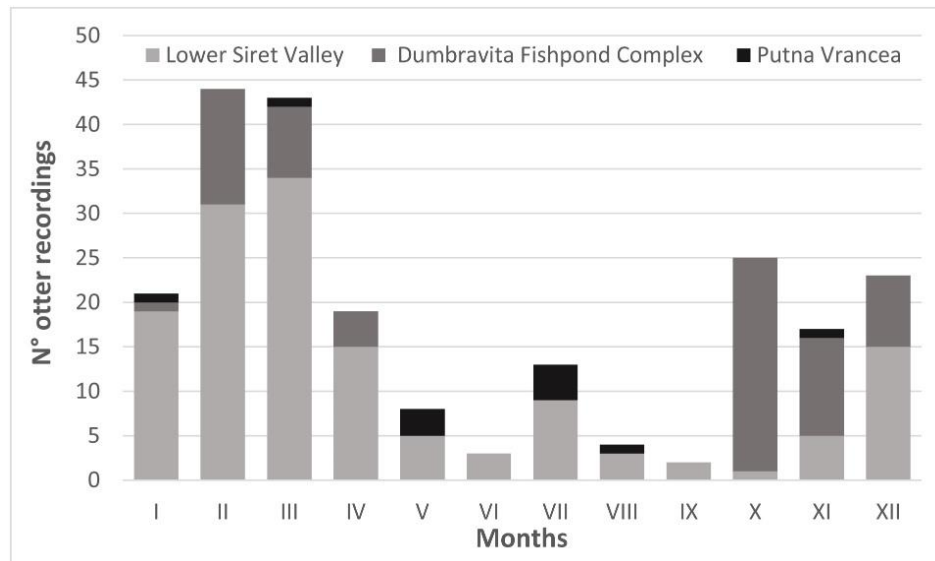


Fig. 4.2.6 Tiparele de activitate sezonieră a vidrei în zona de studiu, bazate pe numărul de traversări ale speciei prin locurile de observare (după Bouroș et al. 2019)

### Discuții și concluzii

Activitatea nocturnă pare să fie cea mai frecventă pentru majoritatea mustelidelor, ordin sistematic din care face parte și vidra, urmată de activitatea crepusculară și apoi diurnă, care este mult mai puțin frecventă (Gittleman, 1986). Multe specii de carnivore din Europa prezintă un comportament nocturn și carnivore semi-acvatice precum vidrele se numără printre ele. Vidrele au fost descrise ca fiind nocturne (Macdonald și Mason 1983, Chanin 1985), în timp ce în alte zone pot fi diurne, de exemplu cele de pe coasta Shetland (Kruuk 1995).

Cercetările efectuate asupra vidrelor din mediul cu apă dulce din Marea Britanie, au arătat că acestea sunt într-adevăr în principal nocturne sau crepusculare. Majoritatea studiilor au înregistrat că cele mai lungi perioade de activitate nocturnă a vidrei au început la apusul soarelui și au durat trei până la cinci ore (Green et al. 1984, Carss et al. 1990, Garcia de Leaniz et al. 2006).

Există câțiva factori care influențează tiparele de activitate ale mamiferelor carnivore, cum sunt: variația temperaturii din timpul zilei (Schmidt-Nielsen 1983), interferența cu concurenții (Carothers și Jaksic 1984), riscul de prădare (King 1975), comportamentul social (Gittleman, 1986), termoreglarea comportamentală (Chappell 1980). Cu toate acestea, ceea ce face carnivorele unice este faptul că hrana lor, spre deosebire de cea a ierbivorelor, are propriile cicluri circadiene de activitate și vulnerabilitate (Curio 1976, Zielinski 1986). Alte variații ale tiparelor de activitate ale carnivorelor sunt în mare măsură influențate de numeroși

alți factori, cum ar fi periodicitatea rezultată din schimbările fiziologice (Sollberger, 1965), sincronizarea activității zilnice între prădător și prada lor (Melquist & Hornocker, 1983), condițiile climatice ale zonei, tipurile de habitate în care trăiesc și gradul de interferență umană etc. Oricare dintre acești factori poate să fi avut un efect primordial asupra activității vidrelor (Melquist și Hornocker 1983). Totuși, în acest studiu, s-a observat că vidrele au prezentat o activitate nocturnă pronunțată pe tot parcursul anului, care a fost mai intensă iarna și primăvara decât vara și toamna (Bouroș et al. 2019). Mai multe studii au sugerat că în cea mai mare parte a zonei de distribuție a vidrelor, activitatea lor este inclusiv limitată de perturbarea și persecuția din partea oamenilor și de aceea vidrele au preponderent o viață nocturnă (Mason și Macdonald 1986). O altă explicație importantă, este aceea că comportamentul nocturn al vidrei este legat în primul rând de accesibilitatea la speciile de pradă (Kruuk și Moorhouse 1990, Carss et al. 1990). Comportamentul și activitatea peștilor, ca pradă principală a vidrei, este puternic influențat și constrâns de durata unei zile, cu schimbările care au loc datorită alternanței zi-noapte, existența răsăritului și apusului (Helfman, 1986). Spre exemplu, salmonidele și mulți alți pești de apă dulce sunt adesea inactivi în timpul nopții, așteptând nemișcați pe fundul apei (Westin și Aneer 1987) și se presupune că sunt mai vulnerabili la prădarea vidrei (Kruuk și Moorhouse 1990). O temă de bază comună mai multor studii ihtiologice în diferite tipuri de habitat, discutate de Helfman (1986) este riscul prădării peștilor în timpul crepusculului. „Perioada de liniște” (Hobson, 1972), când nici peștii diurni, nici cei nocturni nu sunt cu adevărat activi, este o perioadă de activitate majoră pentru peștii răpitori (Hobson, 1968, Major, 1977). Conform rezultatelor studiului nostru, 7.2. % din înregistrările de vidre au avut loc în amurg (Bouroș et al. 2019). În plus, faptul că vidrele de apă dulce își prind peștele mai ales noaptea, sugerează că vederea are o importanță secundară. În sprijinul acestei idei, Hans Kruuk a capturat într-o capcană cutie dintr-un mic râu din Scoția o vidră de sex masculin, adulă, de mari dimensiuni, care era complet oarbă (ochi albi opaci) și într-o condiție fizică excelentă, demonstrând că dizabilitatea sa a avut un efect redus asupra succesului său în căutarea hranei, folosind stimuli tactili. Cu toate acestea, există puține cunoștințe despre acuitatea vizuală a vidrelor sub apă, care pare a fi mai scăzută decât în mediul terestru – în aer (Kruuk 2006).

Activitatea sezonieră a vidrelor din acest studiu este foarte asemănătoare cu rezultatele altor studii din habitatele de apă dulce din Marea Britanie, bazate pe tehnologia de monitorizare a vidrelor cu infraroșu (Garcia de Leaniz et al. 2006) și în funcție de intensitatea

depunerilor de excremente (Kruuk 1995), toate aceste studii arătând o activitate care de obicei atinge vârful în sezonul rece (toamna târziu, iarna și primăvara devreme) și scăzând ulterior (Bouroș et al. 2019).

Unii autori au observat o dependență sezonieră puternică între vidrele din Marea Britanie și salmonide, care pare să atingă un vârf în timpul toamnei (Mason și Macdonald 1986, Kruuk 1995), când reproducătorii de salmonide pot fi deosebit de vulnerabili și au asociat acest vârf de activitate a vidrelor cu depunerea icrelor (perioada de boiște) (Garcia de Leaniz et al. 2006). Aceeași situație poate apărea și în România cu multe specii de pești, dar pentru a face astfel de corelații sunt necesare cercetări ample asupra comportamentului speciilor pradă, care pare să influențeze comportamentul prădătorilor principali (Bouroș et al. 2019).

Legat de activitatea umană și de potențialul impact al său supra activității vidrei, subliniem că cel puțin în aria protejată de la Dumbrăvița, există activități umane cvasi-permenente, mai ales de piscicultură și pescuit sportiv. Așadar, considerăm conform discuțiilor anterioare, că activitatea sa a fost semnificativ influențată de existența și accesibilitatea hranei, inclusiv din punct de vedere al momentului circadian sau sezonier.

## Capitolul 5. Cercetări privind hrana speciilor de păsări răpitoare de interes comunitar

### Introducere generală

Cunoașterea hranei speciilor de animale sălbatice oferă multiple informații științifice, atât la nivel fundamental, cât și al ecologiei aplicate și al conservării biodiversității.

Toate speciile de păsări răpitoare diurne sau nocturne sunt protejate de legislația națională (legea vânătorii, OUG 57/2007), iar o mare parte dintre ele de cea comunitară (în primul rând speciile din anexa I a Directivei Păsări).

Relațiile trofice și spectrul trofic au importanță conservativă atât pentru speciile prădătoare analizate, cât și pentru unele dintre cele pradă de interes comunitar sau conservativ (ex. *Cricetus cricetus*, mai multe specii de păsări de interes comunitar etc.). Astfel, tipul hranei la nivel istoric sau actual și relațiile trofice au în cazul nostru semnificații ecologice de bază, pentru stabilirea unor potențiale decizii de management, existând următoarele situații:

- a. Pentru specii de interes care au revenit în mod natural pe teritoriile vechi de cuibărit, după perioade de decenii când au fost afectate de activitatea antropică – cazul șoimului călător, măsuri de conservare ce privesc și asigurarea unei prăzi suficiente, calitativ și cantitativ. În același mod, spectrul trofic are importanță și în cazul unor programe de reintroducere a speciilor dispărute (ex. același șoim călător în unele state europene);
- b. Pentru specii de interes care au dispărut de pe anumite teritorii sau care au fluctuații populaționale semnificative, inclusiv cu dispariția temporară (ex. buha mare), aceleași comentarii ca la pct. a
- c. Pentru specii de interes care se concentrează în afara perioadelor de reproducere (ex. ciuful de câmp), măsuri de management al habitatului de concentrare / hrănire, inclusiv prin declararea unor noi Situri Natura 2000 (SPA)

Pentru studierea hranei am ales trei specii de păsări răpitoare, protejate și utilizate ca și criterii de desemnare a ariilor de protecție specială avifaunistică (SPA). Nu doar importanța conservativă a justificat selectarea lor, ci și încadrarea fenologică, distribuția actuală și istoricul răspândirii, precum și consecințele impactului antropic (toate acestea au suferit pierderi de populații și restrângeri de teritorii din cadrul arealului european și național). În plus,

preocupările actuale privind studierea hranei lor în România, sunt fie extrem de puține la nivelul publicațiilor de specialitate, cum este cazul speciei *Bubo bubo* (Sándor și Ionescu 2009), fie inexistente, ca în cazul *Asio flammeus* (Ionescu et al. 2017) și *Falco peregrinus* (Sándor și Ionescu 2006).

### 5.1. Spectrul trofic al buhăi mari (*Bubo bubo*) în locul de cuibărit

#### Introducere

Buha mare (buha) este cea mai mare bufniță din lume (1500-3500 g) ce are o largă distribuție în Europa, Asia și Africa de Nord (Mikkola 1983). Trăiește într-o varietate de habitate, atât naturale cât și antropice/antropizate (Penteriani și Delgado 2019), la de la păduri boreale până la tufărișurile mediteraneene, de la stepe la chei stâncoase și pereți de loess de pe malul râurilor sau deșerturi nisipoase (Sándor și Ionescu 2009). De obicei, este un vânător de peisaj deschis (Sándor și Ionescu 2009), a cărei pradă potențială este orice specie de mamifer de la talie mică la medie, orice specie de pasăre, reptilă, amfibian, pește și o gamă largă de nevertebrate (Penteriani și Delgado 2019). Dieta sa și selecția hranei au fost intens studiate în arealul său de distribuție, rezultatele studiilor trofice arătând o varietate mare a hranei în diverse tipuri de habitate și regiuni (Sándor și Ionescu 2009, Penteriani și Delgado 2019). Deși specia se reproduce în România și se cunosc anumite locații de cuibărit, unele vechi de câteva decenii (Ionescu 1968, Pașchovschi 1975), hrana sa a fost puțin descrisă, de obicei doar sub formă de note scurte (Csíki 1908, Greschik 1910, Szemere 1920, ANON 1957). Există doar două studii detaliate care tratează în detaliu dieta în România (Popescu și Sin 1966, Lengyel 1992). Popescu și Sin (1966) au oferit câteva detalii despre regimul de hrană bazat pe ingluvii colectate în trei situri diferite din Dobrogea, oferind un tabel rezumativ al apariției principalelor grupuri de pradă. Celălalt studiu a fost realizat într-un habitat de pădure de deal, în Maramureș, detaliind hrana după resturile prăzii dintr-un loc de cuibărit (Lengyel 1992). Astfel, hrana buhăi este practic necunoscută în Bazinul Transilvaniei și într-o foarte mică măsură pentru restul țării.

Buha are în România o distribuție largă, dar extrem de punctiformă, fiind după ultima evaluare națională, cert cuibăritoare doar în 36 păstrate de 10x10 km, din Transilvania, Moldova, Dobrogea, Maramureș, Banat și lanțul Carpatic, având o populație cuibăritoare estimată la doar 100-300 perechi (Atlas ed. II 2022).

Există doar informații limitate la nivel național, privind selecția habitatului, habitatele de cuibărit, densitatea sau dinamica populației, majoritatea lucrărilor raportând semnalări ale exemplarelor (Weber 1983).

Din punct de vedere conservativ, buha este o specie protejată la nivel național (legea vânătorii, OUG 57/2007) și de interes comunitar (anexa I a Directivei Păsări). Deși așa cum arătam, hrana buhăi este extrem de puțin cunoscută în România, aceasta face încă obiectul braconării și persecuției, fiind „acuzată” de scăderea efectivelor unor specii de vânat. Din acest motiv, considerăm că printr-o cunoaștere detaliată a regimului său alimentar și a obiceiurilor de vânătoare, această credință populară poate fi schimbată, oferind astfel nu numai protecția legală necesară, ci și sprijinul public în favoarea conservării sale (Sándor și Ionescu 2009).

### Zona de studiu

Spectrul trofic al buhăi a fost studiat pe baza resturilor de hrană și ingluviilor colectate în două locații diferite din zona peri-urbană a Municipiului Brașov (figura 5.1.1), astfel:

- A. Într-o carieră de calcar abandonată (punctul A, Cariera Răsăritu), care a fost activă până în anul 2002, când o pereche a cuibărit, dar cantitatea oaselor găsite indică o mai îndelungată utilizare a zonei pentru cuibărit (Ionescu pers. obs.).
- B. Un șir de stânci calcaroase în interiorul unei păduri (punctul B, Pietrele lui Solomon, limita cartierului Schei). Aici o pereche a cuibărit între 2001 și 2003, dar cantitatea oaselor colectate din cele 3 cuiburi vechi identificate, indică o prezență de minimum câteva decenii de utilizare a zonei ca loc de reproducere al speciei (Ionescu pers. obs.).

Cele două locații se află la o distanță de 2,9 km unul de celălalt. Regiunea are o climă continentală, cu ierni reci și relativ uscate, cu o temperatură medie anuală de 8,5 °C și cu o medie anuală a precipitațiilor de 833,4 mm. Cea mai rece și uscată lună este ianuarie (-2,7 °C și respectiv 36,6,8 mm), iar cea mai caldă și cea mai umedă este iunie (19,7 °C și respectiv 107,8 mm). Habitatul din jurul cuiburilor este un amestec de zone rezidențiale suburbane, trupuri de pădure ori păduri compacte, parcuri, terenuri de sport și agrement, câmpuri agricole utilizate pentru diverse culturi, situri industriale, zone miniere și de extracție. Pădurile sunt de dimensiuni și compoziții diferite, arboretele în general mature și bătrâne, aflate între zone rezidențiale și industriale. Arboretele de foioase sunt dominate de fag (*Fagus sylvatica*), cu carpen (*Carpinus betulus*), gorun (*Quercus petraea*), cu consistențe până la 70-90%. Pădurile de

conifere sunt plantate, formate din pin silvestru (*Pinus sylvestris*), pin negru (*P. nigra*), molid (*Picea abies*) și larice (*Larix decidua*). Zonele agricole sunt utilizate pe scară largă (în cea mai mare parte cu culturi de porumb, grâu, rapiță etc.) intercalate cu mici pășuni și terenuri cultivate abandonate (Sándor și Ionescu 2009).

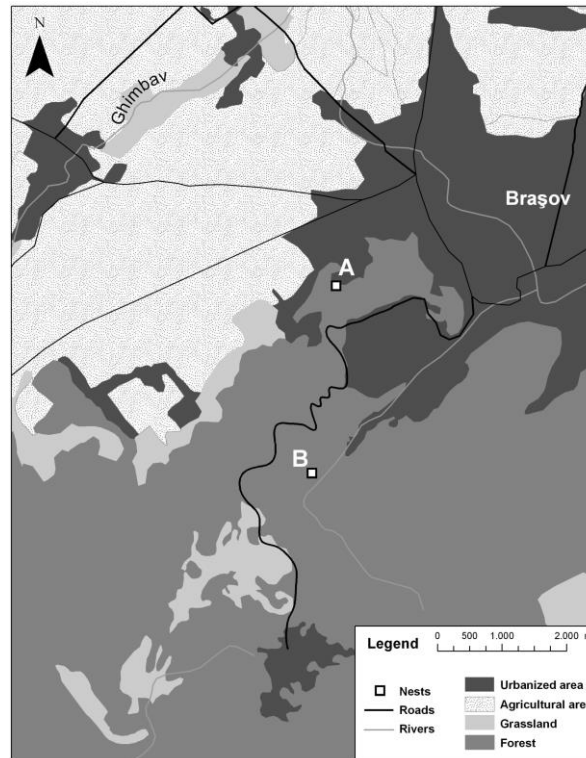


Fig. 5.1.1 Locurile de cuibărit și colectare a materialului, în cadrul tipurilor majore de habitat, după CORINE (Sándor și Ionescu 2009)

### Material și metodă

Resturile de hrană (oase, carcase, pene) și ingluviile au fost colectate în martie 2003, sub crăpăturile stâncilor folosite pentru reproducere, dar și direct din vechile cuiburi (platformele de stâncă), din locurile de odihnă, de consum sau de împărțire a hranei etc. Tot materialul a fost colectat, apoi a fost separat cu ajutorul unei site, oasele de vertebrate și resturile de exoschelet chitinizat ale artropodelor au fost selectate individual pentru analiză. În unele cazuri, oasele au fost colectate și din sol, până la o adâncime de 5-10 cm, sub cuiburile folosite probabil mult timp. Pentru identificarea speciilor de pradă s-au folosit craniile și mandibulele, humerusurile și tibii pentru mamifere, humerusurile și tarsometatarsurile pentru păsări și chelicere și elitre pentru artropode. Resturile de mamifere și păsări au fost comparate cu colecția de referință a A. S.

Sándor, iar pentru ajutorul suplimentar în identificarea speciilor de păsări s-au folosit ca reterințe Újhelyi (1992) și Cuisin (1989). Elementele pereche ale fiecărui taxon au fost separate și cel mai mare număr de elemente a fost considerat numărul minim de indivizi (minimum number of individuals - MNI) recuperați din fiecare probă. Pentru calcularea MNI în cazul lipsei craniului la păsări și la unele mamifere (doar în cazul *Rattus sp.*, *Cricetus cricetus* și *Erinaceus concolor*) a fost utilizat numărul de humeruși și tibii. Biomasa (B) a fost calculat prin înmulțirea numărului de indivizi din fiecare specie cu masa corporală medie (greutatea) provenită din literatură.

Am analizat selecția hranei, folosind:

1. Greutatea medie a prăzii (mean prey weight - MPW) a fost calculată însumând produsul dintre numărul prăzii și greutatea corporală medie și împărțită la numărul exemplarelor pradă;
2. Pentru calculul diversității speciilor de pradă (H) am folosit indicele Shannon-Wiener:  $H = -\sum p_i \ln p_i$  - unde  $p_i$  este proporția indivizilor speciei  $i$  de pradă din totalul prăzii (Levins 1968, Bayle 1996);
3. Uniformitatea (E), raportul dintre diversitatea observată și diversitatea maximă. A fost calculată folosind formula  $E = H/\ln N$ , unde H este indicele Shannon și N este numărul total de specii de pradă. E are valori între 0 și 1; 1 reprezintă situația în care toate speciile sunt la fel de abundente (Penteriani et al. 2002).

Datorită eterogenității și fragmentării ridicate a resturilor, rezultatele pot fi subestimarea în privința prăzilor mici (chițcani, păsărele, insecte etc.). Deși, presupunem că această influență (bias) este mai mică ținând cont de importanța scăzută în ceea ce privește biomasa acestor categorii și de utilizarea speciilor din aceste gategorii, în mod normal puțin frecvente în dieta buhăi (Marchesi et al. 2002).

## Rezultate

Rezultatele analizei sunt prezentate în tabelul 5.1.1. Au fost identificate în total 1784 de rămășițe individuale ale prăzii, reprezentând 985 de indivizi din primul sit (punctul A, Cariera Răsaritu) și 799 din al doilea (punctul B., Pietrele lui Solomon).

Tabel 5.1.1 Spectrul trofic al buhăi din zona de studiu, bazat pe analiza resturilor de pradă din zona de cuibărit (după Sándor și Ionescu 2009)

Nr. crt.	Specia	MNI	% MNI	% Biom
----------	--------	-----	-------	--------



1	<i>Vespertilio murinus</i>	1	0.06	0.00
2	<i>Erinaceus concolor</i>	76	4.26	13.65
3	<i>Talpa europaea</i>	12	0.67	0.09
4	<i>Sorex araneus</i>	2	0.11	0.00
5	<i>Mus musculus</i>	5	0.28	0.02
6	<i>Apodemus agrarius</i>	4	0.22	0.01
7	<i>Apodemus spp.</i>	126	7.06	0.39
8	<i>Rattus spp.</i>	682	38.23	35.01
9	<i>Cricetus cricetus</i>	295	16.54	22.72
10	<i>Microtus arvalis</i>	149	8.35	0.92
11	<i>Arvicola terrestris</i>	66	3.70	1.02
12	<i>Clethrionomys glareolus</i>	3	0.17	0.02
13	Microtinae spp.	10	0.56	0.06
14	<i>Sciurus vulgaris</i>	4	0.22	0.05
15	<i>Muscardinus avellanarius</i>	1	0.06	0.00
16	<i>Glis glis</i>	3	0.17	0.06
17	<i>Mustela nivalis</i>	4	0.22	0.05
18	<i>Mustella putorius</i>	4	0.22	0.12
19	<i>Martes spp.</i>	14	0.78	0.72
20	<i>Lepus europaeus</i>	33	1.85	8.47
	<b>Mamifere</b>	<b>1494</b>	<b>83.74</b>	<b>83.40</b>
1	<i>Podiceps ruficollis</i>	3	0.17	0.09
2	<i>Podiceps cristatus</i>	1	0.06	0.08
3	<i>Anas platyrhynchos</i>	4	0.22	1.03
4	<i>Anas crecca/querquedula</i>	8	0.45	0.82
5	<i>Buteo buteo</i>	2	0.11	0.31
6	<i>Accipiter nisus</i>	2	0.11	0.21
7	<i>Falco tinnunculus</i>	1	0.06	0.04
8	<i>Perdix perdix</i>	9	0.50	0.69
9	<i>Coturnix coturnix</i>	5	0.28	0.14
10	<i>Phasianus colchicus</i>	1	0.06	0.15
11	<i>Porzana porzana</i>	2	0.11	0.05
12	<i>Gallinula chloropus</i>	1	0.06	0.08
13	<i>Crex crex</i>	1	0.06	0.08
14	<i>Athene noctua</i>	4	0.22	0.14
15	<i>Asio otus</i>	28	1.57	1.80
16	<i>Strix aluco</i>	11	0.62	1.13
17	<i>Strix uralensis</i>	3	0.17	0.46
18	<i>Columba palumbus</i>	7	0.39	1.08
19	<i>Columba livia domestica</i>	41	2.30	4.74
20	<i>Streptopelia decaocto</i>	13	0.73	0.67
21	<i>Streptopelia turtur</i>	17	0.95	0.70
22	<i>Picus viridis</i>	3	0.17	0.06
23	<i>Dendrocopus major</i>	5	0.28	0.14
24	<i>Galerida cristata</i>	2	0.11	0.01
25	<i>Prunella modularis</i>	2	0.11	0.01
26	<i>Turdus merula</i>	20	1.12	0.41
27	<i>Turdus philomelos</i>	9	0.50	0.14
28	<i>Parus caeruleus</i>	1	0.06	0.00
29	<i>Sylviidae spp.</i>	2	0.11	0.01
30	<i>Garrulus glandarius</i>	6	0.34	0.12
31	<i>Pica pica</i>	7	0.39	0.16

32	<i>Corvus frugilegus/cornix</i>	12	0.67	0.62
33	<i>Sturnus vulgaris</i>	8	0.45	0.14
34	<i>Passer domesticus</i>	3	0.17	0.02
35	<i>Passer montanus</i>	1	0.06	0.01
36	<i>Fringilla spp.</i>	1	0.06	0.01
37	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	1	0.06	0.01
38	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	3	0.17	0.05
	Undet. <i>Passeriformes spp.</i>	31	1.74	0.16
	<b>Păsări</b>	<b>280</b>	<b>15.75</b>	<b>16.54</b>
	<i>Podarcis/Lacerta spp.</i>	1	0.06	0.00
	<i>Rana spp.</i>	2	0.11	0.01
	<i>Bufo bufo</i>	2	0.11	0.01
	<i>Coleoptera</i>	2	0.11	0.00
	<b>TOTAL</b>	<b>1784</b>		

Dieta are o diversitate mare de specii ( $H = 2,19$ ), cu un număr total de cel puțin 62 de specii, reprezentând 20 de specii de mamifere, 38 de păsări, cel puțin 1 reptilă și 2 amfibieni și unele specii de artropode. Mamiferele au cuprins 83,7 % din dietă, păsările (281 indivizi aparținând la 9 ordine) 15,9 %, amfibienii și reptile 0,3 % și artropodele (specii de coleoptere neidentificate) 0,1 % din număr (uniformitatea este  $E = 0,53$ ). Șobolanii sunt prada cea mai frecventă din punct de vedere al numărului și al biomasei. Ambele specii de șobolani (șobolanul cenușiu *Rattus norvegicus* și cel negru *Rattus rattus*) au fost identificate în eșantion, dar sunt tratate împreună din cauza problemelor de identificare cauzate de fragmentarea majorității resturilor de pradă. Acest grup este urmat de hamster (*Cricetus cricetus*), șoarecele de câmp (*Microtus arvalis*) și grupul de șoareci din genul *Apodemus* (Sándor și Ionescu 2009). Dintre mamifere, grupul rozătoarelor este cel mai important ca pradă, urmat de insectivore. Rozătoarele reprezintă ca procent din totalul mamiferelor (MNI) 89,7%, dar din punct de vedere al biomasei doar 60,17% raportat la biomasa totală (figurile 5.1.2, 5.1.3).

### % nr. ex. mamifere (MNI)

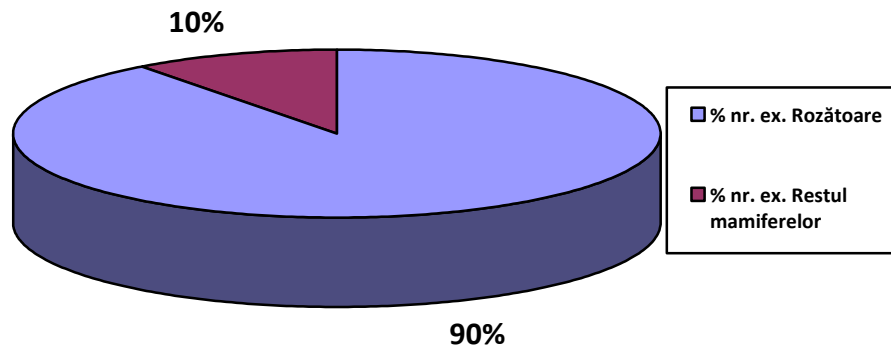


Fig. 5.1.2 Rapartizarea procentuală a numărului de exemplare (MNI) de mamifere rozătoare față de totalul numărului de exemplare de mamifere

### % biomasă mamifere

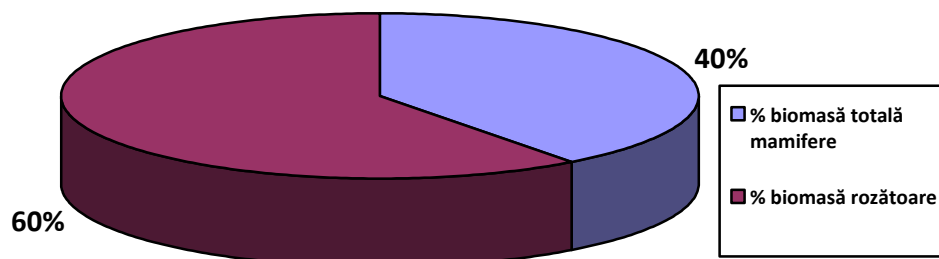


Fig. 5.1.3 Rapartizarea procentuală a biomaselor mamiferelor rozătoare față de biomasă totală a mamiferelor

Păsările sunt utilizate în mare măsură ca hrană de către buhă, clasificate în cinci grupuri ecologice diferite: păsări de apă, terenuri deschise (pășuni/zone agricole), pădure, răpitoare și specii antropice/urbane). Astfel, cel mai important grup ca număr de specii (14) și frecvență (5,6 %) este cel al păsărilor de pădure, deși acesta este cel mai puțin important din punct de

vedere al biomasei (1,4 %). Cea mai importantă grupă din punct de vedere al biomasei consumate (5,4 %) este grupa speciilor urbane: porumbeii, guguștiucii și vrăbiile. Un alt grup cu număr mare de specii, frecvență și cotă de biomasă este cel al răpitoarelor diurne și nocturne. După cum se observă, buha a consumat cel puțin 7 specii de păsări răpitoare, dintre care 3 specii diurne și 4 specii nocturne, inclusiv unele de talie mare, cum este șorecarul comun și huhurezul mare. Dintre răpitoare predomină în hrana sa, ciuful de pădure (figura 5.1.4) (Sándor și Ionescu 2009). Procentul numărului de exemplare prădate (MNI) pe cele 5 grupuri ecologice amintite, arată o dominanță a păsărilor din habitate urbane, cu peste 41%, iar al celor de apă este cel mai puțin numeros (7,6%) (figura 5.1.5).

### % nr. ex. (MNI) păsări răpitoare

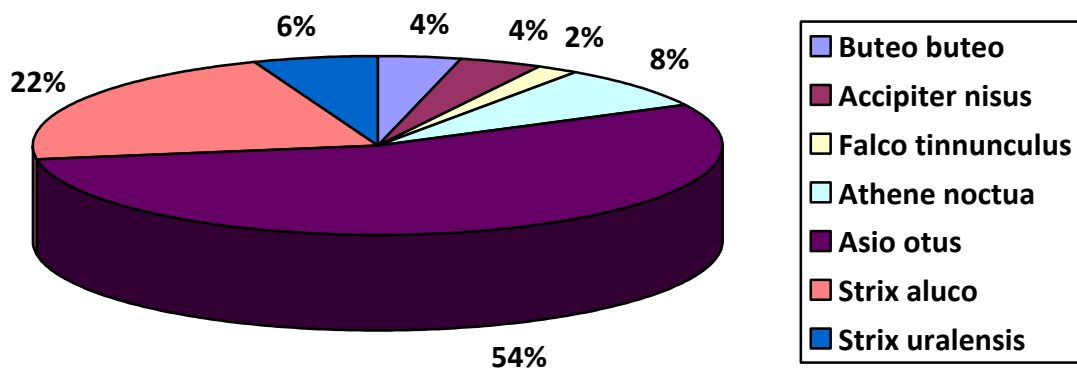


Fig. 5.1.4 Rapartizarea procentuală a numărului de exemplare (MNI) din specii de păsări răpitoare din totalul acestora

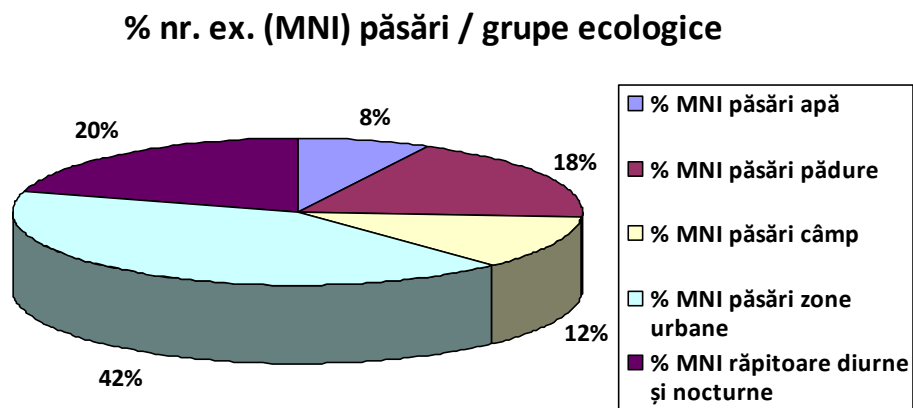


Fig. 5.1.5 Rapartizarea procentuală a numărului de exemplare (MNI) de păsări pe grupe ecologice

Grupul prăzii de talie medie spre mare, are o pondere importantă în dietă. Astfel, ponderea aricilor, a șobolanilor de apă (*Arvicola terrestris*), a porumbeilor (*Columba livia domestica*), a iepurilor de câmp (*Lepus europaeus*) și a mierlei (*Turdus merula*) este peste 1 %. Toate celelalte categorii au fost reprezentate de mai puțin de 20 de indivizi și au cuprins mai puțin de 1 % din dietă. Din punct de vedere al biomasei, mamiferele au reprezentat 83,4 %, urmate de păsări 16,54 %, în timp ce amfibienii, reptilele și artropodele au cuprins mai puțin de 0,06 % din total (Sándor și Ionescu 2009).

Ordinea importanței în funcție de biomasă este similară cu procentul de apariție a MNI, astfel cel mai important grup fiind șobolani, urmat de hamster, dar ponderea de biomasă a aricilor și iepurilor de câmp este mai mare decât a grupurilor mai numeroase precum șobolanii și șoarecii. În afară de șobolanul de apă, doar patru specii de păsări au un procent de biomasă de peste 1 %: ciuful de pădure (*Asio otus*), huhurezul mic (*Strix aluco*), porumbelul (*Columba livia domestica*) și rața mare (*Anas platyrhynchos*). Grupurile menționate însumează mai mult de 90% din biomasa totală consumată (Sándor și Ionescu 2009).

Masa prăzii a variat de la 1 g (gândaci – ord. Coleoptera) sau 5 g (șopârle, broaște) până la 1500 g (iepure de câmp, jder și rața mare), deși prada de sub 50 g reprezenta mai puțin de 20% din dietă. Greutatea medie a prăzii este de  $215,6 \pm 20,0$  g, similară cu greutatea medie a

unui șobolan cenușiu adult, cea mai comună pradă din eșantionul colectat (Sándor și Ionescu 2009).

### Discuții și concluzii

*Bubo bubo* este una dintre cele mai studiate specii în privința hranei și ecologiei hrănirii, informația la nivel mondial fiind în acest sens extrem de mare, existând puține specii de animale prădătoare cu o asemenea informație completă legată de aspectul trofic (Penteriani și Delgado 2019). Cu toate acestea, studiul nostru este primul de acest fel din partea centrală a României (Transilvania) și cu siguranță cel mai complex la nivel național, de până în prezent (Sándor și Ionescu 2009). Acesta este un studiu bazat pe hrana speciei într-o perioadă de cel puțin mai multe decenii (o evaluare istorică a spectrului trofic), fiind în acest fel mai degrabă o cercetare asupra selecției prăzii, decât o prezentare a statutului actual al prăzii locale (Sándor și Ionescu 2009).

Deși rozătoarele domină dieta generală, cele mai importante grupuri de pradă sunt speciile de talie medie și mare. Cele două specii de șobolani formează cea mai mare parte a prăzii, împreună cu hamsterul. Apariția ambelor specii de șobolani (cenușiu și negru) este o situație unică, care este posibilă datorită eterogenității ridicate a habitatului și a proximității zonelor urbanizate, ce favorizează apariția ambelor specii (Sándor și Ionescu 2009). Necunoscând însă datarea eșantionului general și mai ales a perioadelor de capturare a unei prăzi sau alteia, nu putem concluziona că ambele specii de șobolani au fost prădate în același timp, cu frecvențe asemănătoare ale ratei de capturare. Dieta cunoscută a buhăi este în principal dominată de una, două sau câteva specii pradă. Cea mai specializată hrană a sa pare a fi în partea sudică a Europei, unde prada de bază este formată din iepuri de vizuină (*Oryctolagus cuniculus*), în timp ce șobolanul, ariciul și iepurele de câmp sunt de regulă hrană alternativă în arealele cu abundență scăzută a iepurelui de vizuină (Penteriani și Delgado 2019). Cu toate acestea, la nivelul arealului său, șobolanii sunt specii de pradă tipice ale buhăi, iar apariția lor este corelată negativ cu cea a unor prăzi mai mari, cum ar fi iepurii de câmp sau iepurii de vizuină (Bayle 1996, Serrano 2000). Importanța locală sau regională a șobolanilor este în creștere în studiile de dietă în ultimele decenii în multe zone (Suchy 1990, Dahlbeck 1996). Acesta poate fi un efect al apropierii bufnițelor de zonele urbanizate, mai ales din cauza scăderii presiunii antropice, prin persecuție (Shochat 2004) și extinderii urbane (Marchesi *et al.* 2002).

Dependența strictă de o singură specie pradă, poate fi categoric în detrimentul prădătorului, dacă abundența prăzii respective scade brusc sau chiar dispare (Penteriani și Delgado 2019).

Proporția hamsterului comun în dietă este mai mare decât în orice alt studiu efectuat la populațiile vestice și sudice, dar constatări similare au fost înregistrate numai în Ungaria (Haraszty 1984), stepele rusești de SE (Jánossy și Schmidt 1970) și Turcia (Obuch 1994). În toate aceste cazuri însă, populațiile de buhă trăiesc în habitate total diferite de cele de la noi (de obicei stepe). Cauza numărului mare de hamsteri ca pradă de la noi, poate fi abundența sa locală sau regională (Sándor și Ionescu 2009). Hamsterul este o rozătoare larg răspândită în România, Depresiunea Brașovului fiind cunoscută pentru abundența mare raportată (Bielz 1888, Ionescu 1968, Schnapp 1963, Ionescu, Hodor și Gridan pers. obs., care au identificat specia în ultimii 20 de ani, prin exemplare ce traversează drumurile din apropierea sau periferia Brașovului, numeroase victime ale traficului auto, chiar și vizuini săpate într-un sens giratoriu la intrarea în Mun. Brașov). Deși specia are o creștere ciclică a populației în Europa centrală și de est, culminând cu ani de vârf la fiecare 4-5 ani în Europa centrală și de est, populația din regiune este una mult mai stabilă, cu fluctuații doar la scară mică (Nechay 2000, Schnapp 1963). În acest fel, hamsterul comun oferă o pradă abundentă constantă în Brașov, similară ca mărime cu greutatea medie a prăzii buhăi (Bayle 1996, Serrano 2000, Donazar 1987).

O altă componentă importantă a dietei este ariciul, specie a cărui inamic natural cel mai important este buha. Importanța aricilor în alimentație este mai mare în populațiile din centrul și sud-estul Europei decât pentru cele vestice sau de sud-vest și nord (Dahlbeck 2003). Procentul de 4,6 din MNI și 13,6% din biomasă se numără printre cele mai mari raportate, cifre similare fiind calculate în nordul Franței, Republica Cehă, Bulgaria și Germania (Jánossy & Schmidt 1970, Simeonov et al. 1988, Suchy 1990, Dahlbeck 2003).

Iepurii de câmp și de vizuină sunt cel mai important grup de pradă din regiunea mediteraneană și, de asemenea, se observă o apariție mare în Europa Centrală și de Vest (Cramp 1985). Singurul leporid din regiunea cercetată, este iepurele de câmp, comun în zona Brașovului. Prezența sa este scăzută în alimentație, reprezentând doar 1,85%, deși ponderea speciei ca biomasă consumată este mai mare, ajungând la 8,5%. Procentul scăzut de iepuri în hrana buhăi poate fi cauzat de compoziția habitatului de hrănire, întrucât habitatele primare ale iepurilor (peisaje deschise, pajiști, gard viu) sunt punctiforme în zonele înconjurătoare ale cuiburilor (Sándor și Ionescu 2009).

Dintre mamiferele de talie mică până la mijlocie, doar șobolanul de apă (*Arvicola terrestris*) are un procent de biomasă care depășește 1%. Deși este rară în toată țara (Schanpp 1963, Ionescu 1968), este o specie care se găsește de-a lungul zonelor umede și cursurilor de apă cu vegetație naturală. Alte grupe de mamifere prezente în eșantion au o importanță mai mică pentru alimentație, fie pentru că sunt specii cu corp mic (șoareci, chițcani etc.), fie pentru că apariția lor este redusă (veverița *Sciurus vulgaris*, pârșul mare *Glis glis* și mustelidele mici). Grupul de mamifere de dimensiuni medii care trăiesc în pădure reprezintă de obicei doar surse de hrană importante la nivel local, rareori depășind câteva procente (Jánossy și Schmidt 1970, Dahlbeck 2003), deși importanța lor este mare în sud-estul Europei (Simeonov et al. 1988, Mihelic 2002). Micile carnivore sunt o pradă importantă în anumite situații, dar prezența lor este de obicei scăzută, similară cu nivelurile înregistrate în regiunea Brașov (Korpimaki și Norrdahl 1989).

Păsările constituie o componentă importantă în hrana buhăi, în special în populațiile ce se reproduc în pădurile nord-europene. Mai mult, apariția lor în alimentație se poate corela cu dinamica populației bufnițelor (Korpimaki et al. 1990, Dahlbeck 2003). Cele mai importante grupuri în hrana buhăi sunt columbiformele (porumbeii) de dimensiuni medii până la mari, galliformele, păsările de apă, răpitoarele nocturni și păsărelele din ord. Passeriformes, de dimensiuni mari (Corvidae și Turdidae). În cele mai multe cazuri, unul sau două dintre grupurile de mai sus constituie păsările pradă dominantă a buhăi. În cazul nostru două grupuri, porumbeii și guguștiucii, precum și bufnițele au o pondere mai mare în dietă. Cei mai importanți reprezentanți ai grupului sunt cele două specii urbanizate (porumbelul *Columba livia domestica* și guguștiucul), care împreună reprezintă până la 5,4 % din biomasă consumată. Procentul mare de apariție este consecința apropierea de habitate urbanizate (cariera activă, ansambluri de locuințe, suburbii etc.). Strigiformele sunt hrana complementară pentru buhă, deși unul dintre cei mai importanți prădători ai populațiilor de ciufi de pădure (*Asio otus*) este buha. În eșantionul analizat se găsesc patru specii de bufnițe, cu o incidență ridicată remarcându-se ciuful de pădure (1,5 % din MNI și 1,08 % din biomasă) și huhurezul mic (*Strix aluco*) (0,6 % din MNI și 1,13 % din biomasă). Ambele specii sunt păsări reproducătoare comune în regiune (Ionescu pers. obs). Apariția huhurezului mare (*Strix uralensis*) merită remarcată, deoarece aceasta este una dintre cele mai mari prăzi ale buhăi. Există două ipoteze majore lansate pentru rata mare de prădare a buhăi asupra păsărilor răpitoare (Sándor și Ionescu 2009). Astfel, Hakkarainen și Korpimaki (1996) au sugerat fie competiția de interferență, fie exploatarea



prădătorilor. În ambele cazuri, scăderea temporară a prăzii principale s-a dovedit a fi cea mai plauzibilă explicație. Restul păsărilor-pradă sunt de obicei de o importanță mai mică, fie din cauza dimensiunii mici (păsărele), fie din cauza răspândirii punctiforme/rarității.

Buha a avut o dietă variată în zona Brașovului, indicele de diversitate calculat fiind foarte mare în comparație cu studii similare, indicând o diversitate ridicată a speciilor pradă. Diversitatea prăzilor (indicele Shannon) plasează acest eșantion undeva între populațiile mai puțin diverse sudice ("dependente de iepure") și estice ("dependente de arvicolide") și populațiile mult diverse nordice ("dependente de păsări"), indicând astfel utilizarea unei game variate de microhabitate de hrănire. Uniformitatea arată că buha din populația brașoveană nu se bazează pe unul sau două tipuri de hrană abundentă ca în populațiile mediteraneene, ci folosesc un grup de 7-8 tipuri diferite de pradă de dimensiuni medii până la mari. Perioada lungă de timp a făcut posibilă strângerea unei cantități mari de resturi de pradă, dar fără a putea analiza hrana în funcție de sezon sau pe anumite perioade de timp, care să surprindă de exemplu, modificări ale populațiilor locale de specii pradă în timp (Sándor și Ionescu 2009).

## 5.2. Spectrul trofic al ciufului de câmp (*Asio flammeus*) în arealul de iernare

### Introducere

Ciuful de câmp (*Asio flammeus*) este o specie de bufniță cu o răspândire largă, prezentă pe cinci continente. Este în primul rând o specie de pajiști, de la semi-deșerturi până la tundră. Ocupă mai ales partea nordică a Europei, cu o distribuție mai neregulată în zonele centrale și sudice ale continentului (Cramp 1985). Este protejată prin legislația comunitară, ca parte a anexei I a Directivei Păsări, statele membre ale UE având responsabilitatea de a desemna Situri Natura 2000 pentru menținerea populațiilor sale naționale (Papp și Sándor 2007). Cu toate acestea, ecologia sa este puțin cunoscută în Europa de est și lipsa de informații împiedică luarea unor măsuri de management pentru asigurarea unei stări de conservare favorabilă speciei. Este o pasăre rar cuibăritoare în România, cu foarte puține locații cunoscute în acest sens (Papp și Sándor 2007). În același timp, este un oaspete de iarnă obișnuit, care poate apărea în număr mai mare în anii în care populațiile nordice nomade vizitează țara (Calladine et al. 2012, Cramp 1985). Conform cunoștințelor noastre, nu există date publicate cu privire la selecția hranei sale

în pajiștile din sud-estul României, doar două note anecdotice publicate în urmă cu aproape un secol din partea de vest a țării (Linția 1929, 1936).

Scopul acestui studiu este de a prezenta dieta unui grup de ciufi de câmp, care au iernat în Dobrogea, extremitatea sud-estică a României, pe baza analizei ingluviilor.

### Zona de studiu, material și metodă

Ingluviile au fost colectate în zilele de 22-23 ianuarie și 11 martie 2014, dintr-o pășune folosită ca pășunat extensiv a turmelor de oi, în apropiere de localitatea Cotu Văii, județul Constanța (43.797715N; 28.348933E). La momentul colectării, pe amplasament erau prezente 15 exemplare (distribuite pe o suprafață de cca. 17,6 ha) și toate ingluviile au fost colectate de pe sol, direct din locația de odihnă (roost). Au fost colectate în total 67 de ingluvii, practic toate ingluviile găsite la datele de colectare, prin căutare cu atenție pe transecte paralele, de către două persoane.

Ingluviile s-au analizat individual la microscop stereo. Conținutul fiecărei ingluvii a fost separat dacă a fost posibil, dar câteva dintre ele au fost fragmentate și astfel numărul de indivizi/ingluvie nu a fost calculat pentru toate ingluviile. Speciile pradă au fost identificate conform metodologiei descrise la cap. 5.1. (Sándor și Ionescu 2009), pe baza oaselor, penelor sau elitrelor găsite. Elementele pereche ale fiecărui taxon au fost separate și cel mai mare număr de elemente a fost considerat numărul minim de indivizi (minimum number of individuals - MNI) recuperați din fiecare probă. Nișa alimentară (NB) a fost calculată folosind ecuația lui Levins (Levins 1968):  $NB = (1/\sum P_i^2) - 1$ , unde  $P_i$  este proporția prăzii din diferite categorii (în principal pe specii).

### Rezultate

Un total de 167 de resturi de pradă au fost identificate din ingluvii (o medie de 2,52 prăzi/ingluvie,  $n = 54$  ingluvii analizate), totalizând patru specii de vertebrate identificate (tabelul 5.2.1).

Tabelul 5.2.1. Spectrul trofic al ciufului de câmp ce a iernat în zona de studiu, pe baza analizei ingluviilor (după Ionescu et al. 2017)

Specia	MNI	% MNI
--------	-----	-------

<i>Microtus arvalis/levis</i>	160	95,81
<i>Mus spicilegus</i>	5	2,99
<i>Crocidura suaveolens</i>	1	0,60
<i>Melanocorypha calandra</i>	1	0,60
TOTAL	167	

Cele mai multe resturi de pradă au aparținut mamiferelor (99,4%). Șoarecele de câmp (*Microtus arvalis*) a reprezentat aproape 96% din pradă, urmat de șoarecele de mișună (*Mus spicilegus*). Chițcanul de grădină (*Crocidura suaveolens*) și o specie de pasăre – ciocârlia de Bărăgan (*Melanocorypha calandra*) au reprezentat sub 1% fiecare din totalul prăzii. Toate aceste specii habitează în mod obișnuit în zonă. Diversitatea prăzii a fost  $NB = 1,09$ , iar greutatea medie a prăzii de 23,6 g ( $SD \pm 4,17$ ,  $n = 167$ ) (Ionescu et al. 2017). Considerând doar mamiferele din dieta sa identificată pe baza ingluviilor, ponderea lor de participare nu se modifică decât nesemnificativ față de situația raportării la toate prăzile determinate (figura 5.2.1).

### % participare specii mamifere

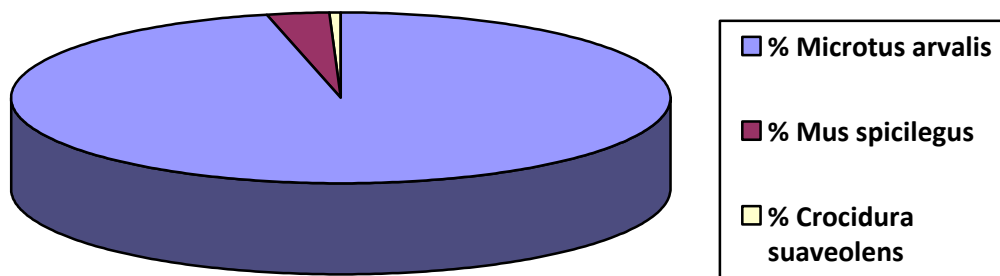


Fig. 5.2.1 Repartizarea procentuală a numărului de exemplare (MNI) de mamifere ca pradă a ciufului de câmp

## Discuții

Dieta de iarnă a ciufului de câmp în Dobrogea românească este dominată de șoarecele de câmp, restul prăzii consumate compunând mai puțin de 5% din hrana lui (Ionescu et al. 2017). Această specie de rozătoare are o răspândire largă și este comună în majoritatea habitatelor arabile și pajiștilor deschise (Popescu și Murariu 2001). Mai mult, anul 2014 a fost anul de vârf al populației pentru șoarecele de câmp în România, cu cifre ridicate ale populației în toată țara (Sándor unpubl.). Aceste rezultate sunt similare cu majoritatea studiilor care se referă la selecția prăzii ciufului de câmp (Ionescu et al. 2017). Cea mai mare parte a diferitelor spectre trofice înregistrate în Europa este alcătuită din șoarece de câmp în majoritatea țărilor, cu prezența ocazională a altor specii comune la nivel local, cum ar fi *Arvicola terrestris* (Michelat și Giradoux 2000) sau din specii ale genului *Microtus* (Holt 1993). O dietă similară dominată de șoarecii de câmp a fost înregistrată pentru perioada de iarnă în Ungaria (Jánoska 1993, Mészáros et al. 2003), fosta Iugoslavie (Schmidt și Szilivka 1968), Polonia (Szymanski et al. 2010), Franța (Michelat și Giradoux 2000), Bulgaria (Simeonov 1983), sau în perioada de reproducere în Orkney, hrana lor este, de asemenea, alcătuită în principal din aceeași specie (Reynolds și Gorman 1999). De asemenea, în nota din 1934 despre hrănirea speciei în România din sud-vest (Banat) (Linția 1936) se menționa șoarecele de câmp.

Ciufii de câmp sunt vânători de teren deschis, adaptați capturării rozătoarelor de talie mică, în special rozătoare (Rodentia, Cricetidae), cu o nișă alimentară bine definită și îngustă (Holt 1993, Korpimaki și Marti 1995). Lățimea nișei alimentare a speciei este îngustă în comparație cu a altor bufnițe, cele mai mici cifre fiind înregistrate pentru populațiile din Europa centrală și de sud (Herrera și Hiraldo 1976). Adaptarea sa la vânătoria de șoareci de talie medie din genul *Microtus* este explicată de obiceiul de a-și sincroniza orele de vânătoare cu activitatea maximă a prăzii (Reynolds și Gorman 1999). Mai mult, s-a dovedit că ciuful de câmp (împreună cu alți prădători ce fac deplasări de tip nomad) sunt capabili chiar să modeleze evoluția ciclurilor populației de mamifere ciclice mici, de tipul rozătoarelor (Norrdhal și Korpimaki 1996), prezentând astfel adaptări multiple pentru a le prăda.

Cu toate că studiul nostru acoperă un eșantion mic privind prada ciufului de câmp și înregistrează doar un instantaneu a vieții speciei ca oaspete de iarnă la noi, se raportează pentru prima dată dieta sa din pajiștile aflate în sud-estul României, oferind o perspectivă asupra selecției alimentare a acestui specii de bufnițe puțin studiată și dependentă de conservare. Din acest punct de vedere, cunoașterea dietei și a locurilor de concentrare pentru

hrănire și odihnă/înnoptare (roost) oferă o bază absolut necesară în luarea unor decizii de management al habitatului și speciei, mai ales la nivelul ariilor protejate de tipul Siturilor Natura 2000.

### 5.3. Spectrul trofic al al șoimului călător (*Falco peregrinus*) în locul de cuibărit

#### Introducere

Șoimul călător (*Falco peregrinus*) este o specie de pasăre prădătoare diurnă, amenințată în cea mai mare parte a arealului său de cuibărit. Populațiile sale europene și nord-americane au început să intre în declin începând cu anii 1930, datorită persecuțiilor (braconajului) și luarea ouălor din cuiburi (pentru creșterea în vederea șoimăritului). Mai târziu, declinul său a fost accentuat de creșterea utilizării pesticidelor, mai ales a compușilor organoclorurați (dieldrin, DDT), concomitent cu continuarea sau accentuarea acțiunilor directe asupra speciei, cum este braconajul (Lifjeld et al. 2002, Ratcliff 1980).

Populația sa cuibăritoare europeană, actuală, este cuprinsă între 14900-28800 perechi, reprezentând 13% din populația globală a speciei. Cea națională a fost estimată la 270-500 perechi, cu o răspândire mai ales de-a lungul lanțului carpatic (Atlas 2022). Cu toate acestea, populația sa a crescut în multe țări, între 1970-2000 și multe teritorii vechi sunt recucerite în prezent (Lifjeld et al. 2002, Ratcliff 1980), având acum un statut de conservare: Sigur (Lifjeld et al. 2002). Și în România se observă o recucerire a vechilor teritorii de pe care dispăruse (Komáromi 2006, Sándor pers. obs, Ionescu pers. obs.).

Din punct de vedere conservativ, șoimul călător a fost considerat o specie neconcentrată în Europa, dar cu un statut de conservare nefavorabil (SPEC, categoria 3) și rară (R) conform Statutului European de Amenințare (European Threat Status) (Tucker și Evans 1997). Începând cu anul 2004, statutul său de conservare devine Favorabil, atât la nivelul UE, cât și la cel pan-european (BirdLife International 2004). Este de asemenea inclus în anexa I a Directivei Păsări, deci specie de interes comunitar, ce face obiectul măsurilor speciale de conservare a habitatului său.

Situația din România a distribuției foarte punctiforme și a populației mici a șoimului călător, conduce la necesitatea studierii sale din punct de vedere al răspândirii, selecției habitatelor de cuibărit și hrănire, spectrului trofic și amenințărilor. Informațiile despre hrana sa ar fi foarte utile pentru a înțelege aspecte privind selecția dietei locale și lanțului său trofic,

toate acestea într-o posibilă legătură cu dispariția sa de pe anumite teritorii, sau dimpotrivă, reapariția acestei specii (Sándor și Ionescu 2006).

Scopul acestui studiu este cunoașterea dietei șoimului călător într-un vechi loc de cuibărit din centrul țării, neutilizat de specie la data observațiilor și colectării materialului, pe baza analizei resturilor de oase (Sándor și Ionescu 2006).

### **Zona de studiu, material și metodă**

Locul de cuibărit al șoimului călător, de unde s-a colectat materialul se află în centrul României, Transilvania, Munții Perșani (jud. Brașov). Este o aglomerare de stânci calcaroase, sub formă de șir, dispuse în principal pe direcția nord-sud a versantului vestic a abruptului denumit Măgura Codlei (45.421608N; 25.240856E). Stâncile se află într-un făget matur (cca. 120 ani), în care diseminat apar și alte specii de arbori, precum: *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides*. Habitatul din zona de cuibărit mai cuprinde în partea vestică: pajiști, trupuri de pădure intercalate cu pajiști, mici terenuri cultivate, case risipite. Cuibul vechi identificat, din care s-a colectat materialul, se află poziționat pe una dintre stâncile cu expoziție vestică, la cca. 8 m de sol. La data colectării materialului, cuibul era abandonat probabil de câțiva ani, din cauze necunoscute. Toate oasele accesibile din cuib, de pe stânci și de sub acesta, precum și din sol (adâncimea de 2-5 cm) au fost colectate cu atenție. Speciile pradă au fost identificate conform metodologiei descrise la cap. 5.1. (Sándor și Ionescu 2009), pe baza oaselor găsite. Elementele pereche ale fiecărui taxon au fost separate și cel mai mare număr de elemente a fost considerat numărul minim de indivizi (minimum number of individuals - MNI) recuperați din fiecare probă (Sándor și Ionescu 2006).

### **Rezultate și discuții**

Un total de cel puțin 74 de resturi de pradă au fost identificate din oase, toate aparținând păsărilor (tabelul 5.3.1). Dintre acestea, 16 specii sunt păsări sălbatice și una ferală (porumbelul sălbătic *Columba livia domestica*), iar alte 4 resturi au fost identificate doar la nivel de grup sistematic (păsărele – ord. Passeriformes) (Sándor și Ionescu 2006).

Tabelul 5.2.1. Spectrul trofic al șoimului călător din zona de cuibărit, pe baza analizei oaselor  
prăzii

Nr. crt.	Specia	MNI	% MNI*
1	<i>Podiceps nigricollis</i>	3	4,28
2	<i>Columba palumbus</i>	2	2,86
3	<i>Columba livia domestica</i>	29	41,43
4	<i>Streptopelia turtur</i>	5	7,14
5	<i>Coloeus monedula</i>	11	15,71
6	<i>Picus canus</i>	1	1,43
7	<i>Turdus merula</i>	3	4,28
8	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1	1,43
9	<i>Vanellus vanellus</i>	3	4,28
10	<i>Anas querquedula/crecca</i>	2	2,86
11	<i>Corvus frugilegus</i>	1	1,43
12	<i>Corvus cornix</i>	1	1,43
13	<i>Pica pica</i>	3	4,28
14	<i>Rallus aquaticus</i>	1	1,43
15	<i>Fringilla coelebs</i>	2	2,86
16	<i>Turdus philomelos</i>	1	1,43
17	<i>Delichon urbica</i>	1	1,43
	<i>Passerif sp. (neid.)</i>	4	
	TOTAL	74	

\* % s-a calculat din totalul celor 70 ex. (fără cele 4 ex. de păsările neidentificate)

Se constată că șoimul călător a folosit o gamă relativ variată de specii pradă, cele 16 specii identificate aparținând la 7 ordine sistematice. Notăm de asemenea, o variație a greutatei prăzii și a tipurilor de habitate majore caracteristice acestora. Majoritatea speciilor pradă sunt păsări cu abilități bune de zbor, comune în zonă, dar există și păsări specializate în anumite habitate, cum sunt cele de apă (acestea aparțin ordinelor Podicipediformes, Anseriformes, Ralliformes și Charadriiformes) (Sándor și Ionescu 2006).

Dacă luăm în considerare numărul prăzilor, pe primul loc se situează porumbeii, iar în funcție de numărul speciilor, cele mai multe sunt păsărelele (ord. Passeriformes), cu 53% din totalul speciilor pradă (Sándor și Ionescu 2006).

Talia prăzii este variabilă de la specie la specie. Astfel, în categoria celor mai mici prăzi se situează *Delichon urbicum*: 12,5-13 cm, apoi *Fringilla coelebs*: 15 cm. Prada cu talia cea mai mare este reprezentată de *Corvus frugilegus*: 45-48 cm, *C. cornix*: 46-47 cm și *Pica pica*: 45-46

cm. Diferența dintre cea mai mică și cea mai mare pradă a șoimului călător, a fost de cca. 35 cm (Sándor și Ionescu 2006).

Considerând greutatea prăzii, clasificarea este asemănătoare cu cea din cazul taliei. Astfel, cele mai mici greutateți le au *Delichon urbicum*: 16-21 g, *Fringilla coelebs*: 17-30 g, iar cele mai mari *Corvus frugilegus*: 380-700 g și *C. cornix*: 500 g. În ce privește păsările de apă, *Podiceps nigricollis* are cea mai mare greutate. Diferența dintre cea mai ușoară și cea mai grea pasăre pradă, este de 680 g (Sándor și Ionescu 2006).

În dieta șoimului călător se constată păsări din cel puțin următoarele habitate caracteristice: de pădure, de zone umede și urbane. Speciile pradă din habitatele terestre sunt dominante (76%), iar cele din zonele umede însumează aproape un sfert (24%), ceea ce nu este un procent neglijabil. Deși în vecinătatea locului de cuibărit analizat nu există zone umede importante, tipice cel puțin unora dintre cele 4 specii pradă de apă, la cca. 7 km se află Complexul Piscicol Dumbrăvița, unde întâlnim o gamă variată de habitate umede și toate aceste specii pradă, inclusiv în perioada de reproducere (Sándor și Ionescu 2006). Pe suprafața acestui complex, s-a observat șoimul călător vânând păsări de apă, mai ales în pasaj (Ionescu pers. obs.).

Cea mai consumată specie a fost porumbelul feral, cu 40% din totalul prăzii. A doua pradă a fost *Coloeus monedula* în ce privește numărul prăzii și greutatea. Aceasta sugerează că șoimii din aria studiată au vânat adesea sau preponderent în interiorul localităților, la periferie sau în diverse alte habitate antropice (Sándor și Ionescu 2006).

Acest eșantion este caracterizat de o relativ mare varietate de prăzi, cu toate că probabil nu conține toate speciile pradă și nici numărul total de exemplare vânată și aduse la cuib, așa încât spectrul trofic poate fi în realitate mai complex (Sándor și Ionescu 2006).

Diferitele studii asupra hranei șoimului călător arată că păsările constituie aproape exclusiv dieta sa (Hickey și Anderson 1969, Ratcliffe 1980). În cazul studiului de față s-au găsit doar oase de păsări ca pradă, situație tipică pentru specie (Hickey și Anderson 1969, Komáromi 2006, Ratcliffe 1980, Rejd 2001). Ca în majoritatea studiilor asupra hranei sale (Rejd 2001), porumbeii au fost principala dietă, cel feral ca hrană principală.

Având în vedere datele extrem de puține privind hrana șoimului călător în România, sunt necesare noi studii asupra spectrului său trofic, pentru a înțelege unele aspecte ale cerințelor habitatului de cuibărit și hrănire în condițiile României. Toate acestea ar sta la baza



unor decizii de management pentru menținerea populației existente, dar și a perechilor care revin în vechile teritorii de reproducere, cândva abandonate (Sándor și Ionescu 2006).

## **Capitolul 6. Rolul speciilor de mamifere carnivore de interes cinegetic ca rezervor natural al paraziților din România (identificarea și distribuția națională a unor paraziți ai mamiferelor)**

### **Introducere generală**

Răspândirea agenților patogeni și a bolilor aferente în fauna sălbatică (silvicolă, în termeni utilizați în medicina veterinară), sau transmiterea lor din cea sălbatică în cea domestică (sunt bine cunoscute cazurile unor boli de actualitate în România, precum: gripa aviară, pesta porcină africană, rabia), reprezintă preocupări științifice și practice de prim interes nu doar la nivel local sau național, ci și comunitar. Aceasta cu atât mai mult, cu cât există zoonoze ce pot reprezenta o problemă majoră pentru sănătatea publică (Kruse et al. 2004). Efectele în acest sens, pot fi multiplicat de extinderea arealelor unor specii de mamifere sălbatice la nivel național și european, cum este cazul șacalului (*Canis aureus*). În acest context, cooperarea specialiștilor cinegeticieni cu medicii veterinari, atât în practică, la nivelul fondurilor de vânătoare, cât și în cercetare, prin realizarea unor studii interdisciplinare, devine o necesitate națională. Astfel, m-am implicat în studii patologice la fauna sălbatică, într-o echipă alături de specialiști ai USAMV Cluj-Napoca, prin:

- realizarea unei rețele naționale și locale pentru identificarea, colectarea și eșantionarea materialului biologic în vederea examinării patologice,
- aplicarea metodelor standard de colectare și conservare a probelor,
- interpretarea datelor obținute în urma analizelor de laborator și a identificării paraziților de către echipele de cercetători, formate din colegi medici veterinari.

Pe lângă diseminarea rezultatelor cercetărilor amintite, prin intermediul publicării unor articole sau prezentării rezultatelor la diverse simpozioane, am contribuit în perioada debutului acestei cooperări, la implementarea ca responsabil din partea Universității Transilvania din Brașov, a unui proiect național de anvergură, tip CEEC Modul III: “*Conectarea României la rețeaua europeană de cercetare, supraveghere și control a bolilor transmisibile emergente, la animale sălbatice protejate*” (nr. Contract 121/2006), în parteneriat cu Facultatea de Medicină-Veterinară din cadrul USAMV Cluj-Napoca.

## 6.1. Date noi privind parazitologia șacalului auriu (*Canis aureus*) în România

### Introducere

Răspândirea rapidă a șacalului auriu (*Canis aureus*) în Europa, inclusiv în România, deschide problematica potențialei implicări a acestei specii în ciclul silvatic al agenților patogeni din teritoriile colonizate (Ionică et al. 2016). Dintre aceștia, au fost studiate și identificate:

- a. nematodele *Dirofilaria immitis* și *D. repens*,
- b. specii de căpușe (artropode hematofage, binecunoscute inclusiv datorită unor boli transmise de acestea la om)

### *Rolul șacalului auriu ca rezervor natural al nematodelor din genul Dirofilaria*

Nematodele din genul *Dirofilaria* (*Dirofilaria immitis* și *D. repens*), sunt zoonotice și transmise prin intermediul țânțarilor, provocând la canide boli specifice la nivel cardiac și leziuni ale pielii etc., cunoscute ca dirofilarioze (Ionică et al. 2016). În Europa, dar și în România, gazda tipică a alor este câinele. Cu toate acestea, există la nivel național și speciile de canide sălbatice, unele cu populații importante, despre care nu se cunoaște rolul lor ca și gazde în răspândirea nematodelor amintite (Ionică et al. 2016). Unul dintre aceste mamifere este șacalul auriu, care s-a răspândit în mare parte din sudul, estul sud-estul și parțial centrul continentului nostru, fiind însă raportate apariții și în vestul și nordul său, departe de arealul cunoscut (Arnold et al. 2012, Trouwborst et al. 2015). În România, este în prezent o specie larg răspândită, cu precădere în sudul și estul țării (Papp et al., 2014). De aceea, s-a considerat util un studiu asupra rolului șacalului ca rezervor pentru aceste nematode, la nivelul arealului de distribuție național, având în vedere și lipsa cunoștințelor de acest fel.

### Material și metodă

Studiul se bazează pe 54 de șacali aurii, vânați legal în România, în perioada ianuarie 2014-mai 2015. Aceste exemplare s-au recoltat din 18 localități, dintre care 1 în Moldova, 2 în Banat, 4 în Dobrogea, 3 în Oltenia și 8 în Muntenia (Ionică et al. 2016). Acestea au fost necropsiate la Departamentul de Parazitologie a USAMV Cluj-Napoca. Carcasele s-au păstrat în congelator, la temperatura de -20°C până la procesare. Pentru fiecare exemplar s-au înregistrat: sexul, vârsta estimată și locația colectării. Țesutul subcutanat și muscular a fost examinat

pentru prezența *D. repens* și *D. reconditum*; cordul, arterele pulmonare și plămâni pentru *D. immitis* (Ionică et al. 2016). Toate nematodele au fost colectate și identificate pe baza cheilor morfologice din literatură (Anderson și Bain 1976, Furtado et al. 2010). În plus, din inima fiecărui exemplar s-a colectat sânge încheșat pentru examinare moleculară (Magi et al. 2008), ADN-ul genomic fiind extras de la 10 exemplare de nematode (1 ex./fiecare șacal pozitiv) pentru testarea PCR. Metoda detaliată este descrisă de Ionică (2016).

Analiza statistică a fost efectuată folosind softul EpiInfo™ 7 (CDC, USA). Cu ajutorul testului chi-pătrat s-au stabilit frecvența și prevalența infecției, cu intervale de încredere de 95% (IC 95%) și cu diferențe semnificative în cazurile  $p < 0,05$  (Ionică et al. 2016).

## Rezultate

Au fost necropsiați 27 masculi și 27 femele de șacali, iar ca vârstă: 24 juvenili și 30 adulți. Nematodele au fost extrase din ventriculul drept și arterele pulmonare a 10 șacali (18,52%) din 6 localități (Ionică et al. 2016). Majoritatea animalelor infectate erau adulte (80%), iar sex ratio a fost 3:2 în favoarea femelelor. Prevalența infecțiilor a fost semnificativ mai mare la adulți față de juvenili ( $\chi^2 = 2,90$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,04$ ), însă diferența a fost nesemnificativă în privința sexelor ( $\chi^2 = 0,4909$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,25$ ). Intensitatea infecției a variat de la 1 și 7 nematode per animal, cu o medie a intensității de 3. În total, au fost identificate 30 exemplare de nematode (12 masculi și 18 femele), aparținând speciei *D. immitis*, conform morfologiei și morfometriei și ulterior secvențierii genetice (Ionică et al. 2016). Cinci eșantioane de sânge au fost pozitive la testul PCR (9,26%, 95% CI) pentru *D. immitis* și unul pentru *D. repens* (1,85%, 05% CI). Toate eșantioanele au fost negative pentru *D. reconditum*. Subliniem că toate cele 5 eșantioane PCR pozitive pentru *D. immitis*, au corespuns animalelor care la necropsie au fost de asemenea pozitive. Prevalența infecției cu *D. immitis* la animale adulte, a fost semnificativ mai mare decât la juvenili ( $\chi^2 = 2,97$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,04$ ), probabil datorită unui timp de expunere mai mare la țânțarii infectați. Prin metoda moleculară a fost identificat un singur exemplare cu *Dirofilaria repens* (1,86%), acesta fiind de asemenea pozitiv la necropsie pentru *D. immitis* (Ionică et al. 2016).

## Discuții și concluzii

Șacalul auriu este unul dintre cele mai răspândite canide la nivel mondial, iar la nivel european, se află într-o continuă expansiune a populației din Balcani, dovedită prin exemplare în Elveția, Estonia etc. (Arnold et al. 2012, Trouwborst et al. 2015). Pentru România, prima

semnalare oficială a speciei este din 1931, dar prima relatare anecdotică istorică asupra sa provine din secolul XVIII (Dimitrie Cantemir, *Descriptio Moldaviae*), unde șacalul este numit “cical”, venind de la sud de Dunăre (Angelescu 2004). Prezența sa a fost considerată ocazională la jumătatea secolului XX, cu majoritatea exemplarelor provenite din Peninsula Balcanică (Vasiliiu G. 1961). ulterior, între 1950-2000, șacalul s-a extins la nivelul întregii țări, ocupând ecosisteme diverse din partea sudică, estică și nord-estică a României, respectiv în regiunile istorice: Muntenia, Dobrogea, Oltenia și Moldova (Angelescu 2004, Papp et al., 2014). Ulterior, specia a apărut tot mai des și în centrul și vestul țării, unde a fost vânat (relatări ale asociațiilor de vânătoare, vânători, mass-media, Ionescu pers. obs.), iar cotele de recoltă pentru sezonul de vânătoare 2023-2024, însumează la nivel național: 24666 exemplare (O.M. 1630/2023).

În ultimele decade, șacalul a colonizat și este prezent în toate zonele endemice cu dirofilarioză canină din România (Ionică et al. 2015).

În acest studiu, prevalența infecțiilor cu *Dirofilaria immitis* stabilite prin necropsie, a fost de 18,52%, ceea ce arată o valoare relativ mare, comparativ cu alte studii ce s-au bazat pe exemplare gazdă examinate post-mortem în țări învecinate României (Ionică et al. 2016). Astfel, în Ungaria, prevalența a fost de 7,4% din animalele examinate (Tolnai et al. 2014), o valoare foarte apropiată fiind înregistrată în Serbia, unde 7,32% dintre șacali au fost depistați pozitiv, între 2009-2013 (Penezić et al. 2014).

*Dirofilaria repens* nu a fost niciodată reperată la șacali europeni. Prezența sa a fost detectată doar prin metoda moleculară (Ionică et al. 2016).

Ca o concluzie, șacalii aurii, datorită mobilității lor foarte ridicate și răspândirii în tipuri de habitate diverse și regiuni geografice variate, ar putea juca un rol semnificativ în diseminarea nematodelor *Dirofilaria spp.*, în special a *D. immitis* (Ionică et al. 2016). Cu toate acestea, este evident că la nivel european câinii domestici sunt canidele cele mai abundente și ca atare, reprezintă rezervorul dominant pentru *Dirofilaria spp.*, comparativ cu canidele sălbatice (Ionică et al. 2016). Cu toate acestea, în studiul de față prevalența globală a infecției cu *D. immitis* în șacalii aurii îl depășeau pe cel al câinilor proveniți din același județe (de ex. 25 vs. 15,94 %, județul Tulcea) (Ionică et al. 2015). Prevalența ridicată a infecțiilor cu *D. immitis* la șacalii aurii din România, sugerează existența și perpetuarea unui ciclu de viață ce include și mediul silvatic și evidențiază importanța șacalilor ca rezervoare ale acestor nematode (Ionică et al. 2016).

*Șacalul auriu, gazdă rară pentru căpușele cu atașare subcutanată*

Căpușele sunt artropode hematofage care atacă numeroase specii de mamifere, păsări, reptile și ocazional amfibieni. Ele sunt de asemenea, un important vector pentru numeroase boli (Estrada-Peña et al. 2018). În mod normal se atașează de suprafața pielii gazdei, dar există cazuri de atașări subcutanate, mai ales la vulpi, dar cauzele rămân încă necunoașcute (Mechouk et al. 2021). Șacalul auriu, prin expansiunea sa teritorială, detaliată în cazul descris anterior – nematodele din genul *Dirofilaria*, are un rol important ca rezervor gazdă pentru paraziți, precum: *Leishmania infantum*, *Alaria alata*, *Dipylidium caninum*, *Mesocestoides lineatus*, *Trichinella* spp. și de asemenea gazdă pentru căpușe (Gherman și Mihalca 2017). În plus, nu se cunoaște dacă și alte mamifere carnivore, precum mustelidele, pot fi gazde pentru căpușe care atacă subcutanat, lipsind astfel de cercetări (Gherman și Mihalca 2017). De aceea, a fost necesară o investigație științifică asupra prezenței căpușelor cu fixare subcutanată la diverse specii de carnivore sălbatice, într-o zonă despre care se cunoaște că vulpile sunt predominant atacate în acest mod aberant, în vederea clarificării rolului speciei gazdă (Gherman și Mihalca 2017).

### **Material și metodă**

198 exemplare de carcase aparținând a 12 specii de mamifere carnivore sălbatice, colectate între 2015-2020, au fost examinate prin necropsiere parazitologică. Acestea provin în urma vânătorii legale sau a unor accidente rutiere. Conservarea lor până la necropsiere a urmat procedeul prezentat anterior (Ionică et al. 2016). Carcasele au fost examinate privind ectoparaziții, apoi necropsiați prin metoda standard, începând cu îndepărtarea pielii (Mechouk et al. 2021). În cazul găsirii căpușelor subcutanate, au fost extrași nodulii, apoi disecați cu mare atenție și conservați în etanol (Mechouk et al. 2021). Identificarea căpușelor la nivel de specie, s-a realizat cu ajutorul unui microscop Olympus®, determinare ce a urmat criteriile taxonomice dihotomice (Gherman și Mihalca 2017).

### **Rezultate și discuții**

Într-un singur eșantion, la un exemplar de șacal provenit din Parcul Natural Comana (jud. Giurgiu) a fost determinată o căpușă atașată subcutanat (figura 6.1.1). Nodulul a fost găsit sub pielea din partea stângă a zonei inghinale, iar căpușa se afla într-un stadiu avansat de descompunere, dar pe baza unor criterii de identificare a fost stabilit că era o femelă de *Ixodes*

*ricinus*. Acesta a fost singurul caz de atașare subcutanată a căpușei pentru tot eșantionul național examinat a celor 198 carcuse (Mechouk et al. 2021).

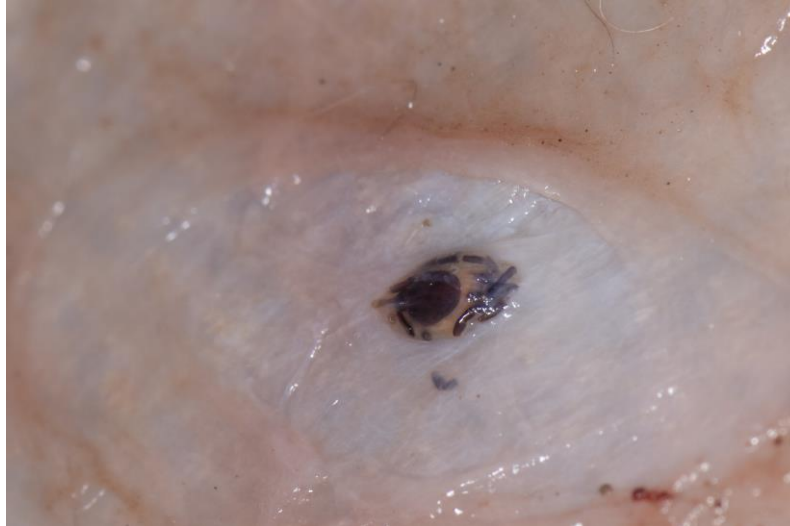


Fig. 6.1.1 Căpușă cu atașare subcutanată la un exemplar de șacal auriu

Cauzele care duc la atașarea subcutanată a căpușelor este încă necunoscută, dar se vehiculează printre factori favorizanți : specia și sexul căpușelor. Spre exemplu, s-a constatat că există o predispoziție de atașare subcutanată la căpușele care se hrănesc perioade mai lungi, de regulă adulte și mai ales femele (D'Amico 2017, Haut 2020). Este evident însă că marea majoritate a cazurilor de acest fel s-au identificat la vulpi ca și gazde (tabelul 6.1.1).

Tabelul 6.1.1 Sinteza raportărilor de căpușe cu atașare subcutanată în zona central europeană și gazdele animale sălbatice a acestora (extras după Mechouk et al. 2021)

Gada	Specia de căpușă	Țara	Referința
Vulpe <i>Vulpes vulpes</i>	<i>Ixodes ricinus</i>	Polonia	Drozdz 1958
	<i>Ixodes ricinus</i>	Austria	Hinaidy 1976
	<i>Ixodes ricinus</i>	Slovacia	Lebeda 1962
	<i>Ixodes ricinus</i>	Slovacia	Tovornik 1984
	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes hexagonus</i> <i>Ixodes crenulatus</i> <i>Dermacentor reticulatus</i>	Republica Cehă	D'Amico 2017
	<i>Ixodes ricinus</i>	România	D'Amico 2017
	<i>Ixodes ricinus</i>	Slovacia	Pet'ko și Stanko 1991
	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Dermacentor reticulatus</i>	Polonia	Zakrisson 2010
Șacal auriu <i>Canis aureus</i>	<i>Ixodes ricinus</i>	<b>România</b>	<b>Studiul prezentat</b>

În cazul descris, este pentru prima dată când a fost identificată o căpușă cu atașare subcutanată la un șacal auriu (frecvența: 1/57; 95% CI), iar în același timp s-a contatat absența acestui mod de fixare la alte 11 specii de carnivore analizate. Cu toate acestea, cu excepția câtorva gazde cum ar fi bursucul, jderul de copac și pisica sălbatică, numărul de carcace de la alte specii a fost prea mic pentru o concluzie pertinentă.

Desigur, nu se poate trage o concluzie privind absența acestui tip de atașare la alte specii gazdă, în lipsa unor investigații sau a unui număr insuficient de probe analizate. Astfel, sunt necesare noi studii, inclusiv în privința cauzelor care declanșează fixarea subcutanată a căpușelor.

## **6.2. Distribuția geografică și animalele sălbatice gazde ale speciilor de căpușe din România**

### **Introducere**

Așa cum arătam la cap. 6.1.1, căpușele sunt un important vector pentru numeroase boli la nivelul faunei sălbatice (Estrada-Peña et al. 2018). În același timp, căpușele sunt importante din punct de vedere medical, deoarece sunt vectori cunoscuți ai transmiterii unor agenți patogeni (virusuri, bacterii, protozoare) pentru oameni și animale, transmițând mai multe boli decât oricare alt grup de artropode ce sug sânge (Nicholson et al. 2009).

Clarificarea preferințelor pentru anumite gazde și a distribuției căpușelor, este esențială pentru înțelegerea caracteristicilor ecologice și epidemiologice complexe ale bolilor asociate. În România există puține studii privind distribuția și preferințele lor ca și gazde. Cele mai multe dintre aceste raportări se referă la mamiferele domestice și doar puține la gazde din fauna sălbatică (Mihalca et al. 2012).

Singura sinteză exhaustivă asupra diversității căpușelor în România, a fost publicată cu peste 45 de ani înaintea ultimului studiu (Feider 1965). Până în prezent s-au identificat și consemnat în mod cert, 25 specii în fauna României, aparținând a 5 genuri: *Ixodes*, *Haemaphysalis*, *Dermacentor*, *Rhipicephalus* și *Hyalomma* (Guglielmone et al. 2010).



Scopul prezentului studiu a fost actualizarea informațiilor cunoscute cu noi identificări, inclusiv privind spectrul gazdei și de a prezenta datele actuale ale distribuției geografice pentru toate speciile de căpușe din România (Mihalca et al. 2012).

### **Material și metodă**

De pe 597 exemplare aparținând a 58 specii gazdă (mamifere, păsări, reptile) au fost colectate 4745 căpușe, în perioada februarie 2004-octombrie 2011, în diferite localități la nivelul României (Mihalca et al. 2012). În plus, între martie 2010 – septembrie 2011, s-au colectat din habitate forestiere, 14041 căpușe printr-o metodă recunoscută, adaptată după Estrada-Peña (2001).

Toate căpușele s-au colectat în cadrul unui proiect de cercetare asupra rolului lor patogen, ce a avut în vedere și prevalența și intensitatea atacului la diferite gazde animale sălbatice, precum și relația dintre comunitățile de căpușe și vegetație (Mihalca et al. 2012). Toate căpușele s-au stocat în cadrul Laboratorului de Parazitologie din cadrul USAMV Cluj-Napoca. În vederea stabilirii răspândirii lor geografice la nivel național, coordonatele geografice au fost înregistrate cu ajutorul GPS. Au fost stabilite astfel, 342 puncte de colectare din diferite localități, toate în interiorul granițelor statale ale României (Mihalca et al. 2012). Identificarea la nivel de specie s-a făcut cu ajutorul cheilor de identificare (Feider 1965). Hărțile digitale s-au creat folosind ArcGis/ArcMap 9.2 (ESRI, © 1999-2006).

### *Prelucrarea datelor din literatura de specialitate privind distribuția geografică*

Toate datele din literatură privind distribuția geografică, au fost introduse într-un sistem de baze de date tabelar (Microsoft Excel<sup>®</sup>), înregistrând speciile de căpușe și distribuția geografică, transpusă apoi în sistemul de coordonate în grade zecimale, prin Google Earth) (Mihalca et al. 2012).

### **Rezultate și discuții**

De pe cele 50 specii gazdă, s-au colectate 19 specii de căpușe (tabelul 6.2.1). De asemenea, s-au colectat din mediul silvatic 11 specii de căpușe, iar numărul total de specii de căpușe determinate, a fost 21 (Mihalca et al. 2012).

Per total, studiul nostru prezintă 59 de noi asociații căpușe-gazdă, la nivel național (tabelul 6.2.2), astfel : 20 pentru *Ixodes ricinus*, 1 pentru *I. apronophorus*, 6 pentru *I. arboricola*,

2 pentru *I. hexagonus*, 9 pentru *I. redikorzevi*, 1 pentru *I. trianguliceps*, 2 pentru *I. vespertilionis*, 2 pentru *Haemaphysalis punctata*, 1 pentru *H. sulcata*, 2 pentru *H. concinna*, 1 pentru *Dermacentor reticulatus*, 1 pentru *D. marginatus*, 4 pentru *Rhipicephalus sanguineus*, 1 pentru *R. bursa* and 6 pentru *Hyalomma marginatum* (Mihalca et al. 2012). Excluzând reptilele și speciile domestice cazdă, cele mai multe asociații noi căpușă-gazdă identificate, au doar gazde mamiferele, iar cele mai puține, păsările, în timp ce un procent de peste 27% este reprezentat de ambele clase de vertebrate (figura 6.2.1). În ce privește specia de căpușe cea mai frecventă, *Ixodes ricinus*, au predominat ca și gazde noi (exclus reptilele), mamiferele, dar aproape 37% din numărul speciilor au fost păsări (figura 6.2.2).

Tabelul 6.2.1. Speciile gazdă de păsări și mamifere sălbatice (cu accent pe speciile gazdă de mamifere de interes cinegetic) pentru căpușe și diversitatea comunităților lor de căpușe, conform prezentului studiu (după Mihalca et al. 2012)

Nr. crt.	Gazdă	Nr. indivizi cu căpușe	Specia de căpușă determinată
AVES			
1.	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1	<i>Rhipicephalus sanguineus</i>
2.	<i>Carduelis carduelis</i>	1	<i>Ixodes redikorzevi</i>
3.	<i>Crex crex</i>	7	<i>Ixodes ricinus</i>
4.	<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	<i>Ixodes redikorzevi</i> <i>Ixodes arboricola</i>
5.	<i>Erithacus rubecula</i>	8	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes arboricola</i>
6.	<i>Fringilla coelebs</i>	3	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes redikorzevi</i>
7.	<i>Garrulus glandarius</i>	1	<i>Ixodes ricinus</i>
8.	<i>Muscicapa striata</i>	2	<i>Ixodes arboricola</i> <i>Hyalomma marginatum</i>
9.	<i>Parus major</i>	9	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes arboricola</i> <i>Ixodes redikorzevi</i>
10.	<i>Phoenicurus ochruros</i>	1	<i>Ixodes ricinus</i>
11.	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	2	<i>Ixodes arboricola</i> <i>Ixodes redikorzevi</i>
12.	<i>Pica pica</i>	3	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes redikorzevi</i>
13.	<i>Sturnus vulgaris</i>	3	<i>Ixodes ricinus</i>
14.	<i>Turdus merula</i>	25	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes arboricola</i> <i>Ixodes redikorzevi</i>
15.	<i>Turdus philomelos</i>	2	<i>Ixodes ricinus</i>
16.	<i>Turdus pilaris</i>	1	<i>Ixodes ricinus</i>
MAMMALIA			
17.	<i>Apodemus agrarius</i>	17	<i>Ixodes ricinus</i>
18.	<i>Apodemus flavicollis</i>	23	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes apronophorus</i> <i>Rhipicephalus sanguineus</i>

19.	<i>Apodemus microps</i>	5	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes redicorzevi</i>
20.	<i>Apodemus sylvaticus</i>	4	<i>Ixodes ricinus</i>
21.	<i>Apodemus uralensis</i>	3	<i>Ixodes ricinus</i>
22.	<i>Arvicola terrestris</i>	2	<i>Ixodes ricinus</i>
<b>23.</b>	<b><i>Canis aureus</i></b>	<b>4</b>	<b><i>Ixodes ricinus</i></b> <b><i>Haemaphysalis punctata</i></b> <b><i>Rhipicephalus sanguineus</i></b>
24.	<i>Canis lupus</i>	2	<i>Ixodes ricinus</i>
<b>25.</b>	<b><i>Capreolus capreolus</i></b>	<b>9</b>	<b><i>Ixodes ricinus</i></b>
26.	<i>Clethrionomys glareolus</i>	16	<i>Ixodes ricinus</i>
27.	<i>Crocidura leucodon</i>	1	<i>Ixodes ricinus</i>
28.	<i>Crocidura suaveolens</i>	6	<i>Ixodes ricinus</i>
29.	<i>Erinaceus roumanicus</i>	31	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Haemaphysalis punctata</i> <i>Dermacentor marginatus</i> <i>Rhipicephalus sanguineus</i> <i>Rhipicephalus rossicus</i> <i>Hyalomma marginatum</i>
30.	<i>Felis silvestris</i>	2	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes hexagonus</i>
31.	<i>Micromys minutus</i>	2	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes redicorzevi</i>
32.	<i>Microtus arvalis</i>	14	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Dermacentor marginatus</i>
33.	<i>Microtus subterraneus</i>	2	<i>Ixodes ricinus</i> <i>Ixodes trianguliceps</i>
34.	<i>Mus spicilegus</i>	1	<i>Rhipicephalus sanguineus</i>
35.	<i>Muscardinus avellanarius</i>	2	<i>Ixodes ricinus</i>
36.	<i>Mustela putorius</i>	1	<i>Ixodes ricinus</i>
37.	<i>Myotis alcathoe</i>	1	<i>Ixodes vespertilionis</i>
38.	<i>Neomys fodiens</i>	1	<i>Ixodes ricinus</i>
39.	<i>Rhinolophus euryale</i>	1	<i>Ixodes vespertilionis</i>
40.	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	2	<i>Ixodes vespertilionis</i>
41.	<i>Sciurus vulgaris</i>	1	<i>Ixodes ricinus</i>
42.	<i>Sorex araneus</i>	8	<i>Ixodes ricinus</i>
43.	<i>Sorex minutus</i>	3	<i>Ixodes ricinus</i>
44.	<i>Spermophilus citellus</i>	2	<i>Ixodes laguri</i> <i>Haemaphysalis sulcata</i>
<b>45.</b>	<b><i>Sus scrofa</i></b>	<b>3</b>	<b><i>Ixodes ricinus</i></b> <b><i>Dermacentor marginatus</i></b>
<b>46.</b>	<b><i>Vulpes vulpes</i></b>	<b>55</b>	<b><i>Ixodes ricinus</i></b> <b><i>Ixodes crenulatus</i></b> <b><i>Ixodes hexagonus</i></b> <b><i>Dermacentor marginatus</i></b>

**Bolt** – specii de mamifere de interes cinegetic

Tabelul 6.2.2. Asocierea noilor gazde identificate pentru căpușe, la nivel național (după Mihalca et al. 2012)

Specia	Gazdele noi, identificate prin prezentul studiu
<i>Ixodes ricinus</i>	<b>Aves:</b> <i>Pica pica</i> , <i>Erithacus rubecula</i> , <i>Phoenicurus ochruros</i> , <i>Sturnus vulgaris</i> , <i>Fringilla</i>

	<i>coelebs, Garrulus glandarius, Turdus pilaris</i> <b>Mammalia:</b> <i>Felis silvestris, Mustela putorius, Apodemus microps, Clethrionomys glareolus, Microtus subterraneus, Micromys minutus, Apodemus uralensis, Sorex araneus, S. minutus, Crocidura leucodon, C. suaveolens, Neomys fodiens</i>
<i>I. apronophorus</i>	<b>Mammalia:</b> <i>A. flavicollis</i>
<i>I. arboricola</i>	<b>Aves:</b> <i>Erithacus rubecula, Phoenicurus phoenicurus, Turdus merula, Parus major, Cyanistes caeruleus, Muscicapa striata</i>
<i>I. hexagonus</i>	<b>Mammalia:</b> <i>Vulpes vulpes, Felis silvestris</i>
<i>I. redikorzevi</i>	<b>Aves:</b> <i>Pica pica, Phoenicurus phoenicurus, Turdus merula, Parus major, Cyanistes caeruleus, Carduelis carduelis, Fringilla coelebs</i> <b>Mammalia:</b> <i>A. microps, Micromys minutus</i>
<i>I. trianguliceps</i>	<b>Mammalia:</b> <i>M. subterraneus</i>
<i>I. vespertilionis</i>	<b>Mammalia:</b> <i>Rhinolophus euryale, Myotis alcathe</i>
<i>H. punctata</i>	<b>Mammalia:</b> <i>Canis aureus, Erinaceus roumanicus</i>
<i>H. sulcata</i>	<b>Mammalia:</b> <i>Spermophilus citellus</i>
<i>Dermacentor marginatus</i>	<b>Mammalia:</b> <i>Microtus arvalis, Erinaceus roumanicus</i>
<i>R. sanguineus</i>	<b>Aves:</b> <i>Acrocephalus arundinaceus</i> <b>Mammalia:</b> <i>Apodemus flavicollis, Mus spicilegus, Erinaceus roumanicus</i>
<i>H. marginatum</i>	<b>Aves:</b> <i>Muscicapa striata</i> <b>Mammalia:</b> <i>Erinaceus roumanicus</i>

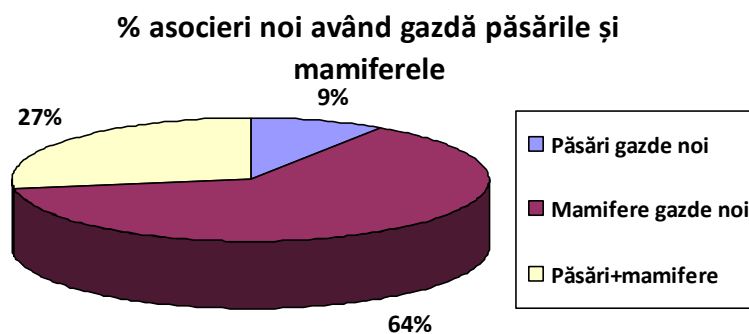


Fig. 6.2.1 Frecvența identificării noilor asocieri gazdă-căpușe pentru gazde: mamifere, păsări și mamifere+păsări

### % specii gazdă noi pentru *Ixodes ricinus*

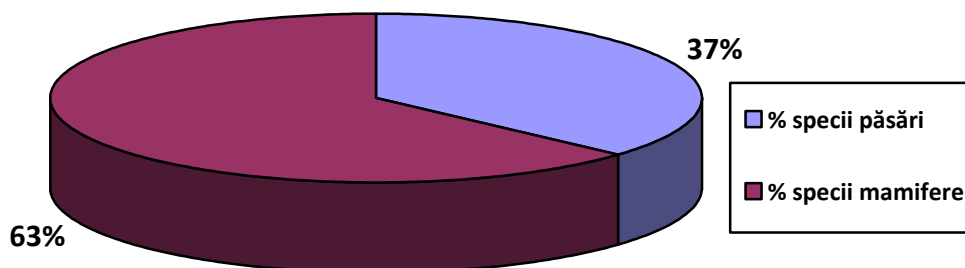


Fig. 6.2.2 Procentul speciilor gazdă noi pentru *Ixodes ricinus* (exclus reptilele)

În ce privește cea mai frecventă căpușă și cu cele mai multe specii gazdă, *Ixodes ricinus*, contribuția noastră cuprinde 20 specii gazdă noi, dintre care 19 specii de mamifere și păsări. La nivelul Europei centrale, într-o sinteză cuprinzătoare (Nosek și Sixl 1972) sunt însumate ca și gazdă: 86 specii de păsări și 53 specii de mamifere. În ce privește distribuția națională, datele recente prezentate aduc noi locații în diverse zone geografice ale României (figura 6.2.3).

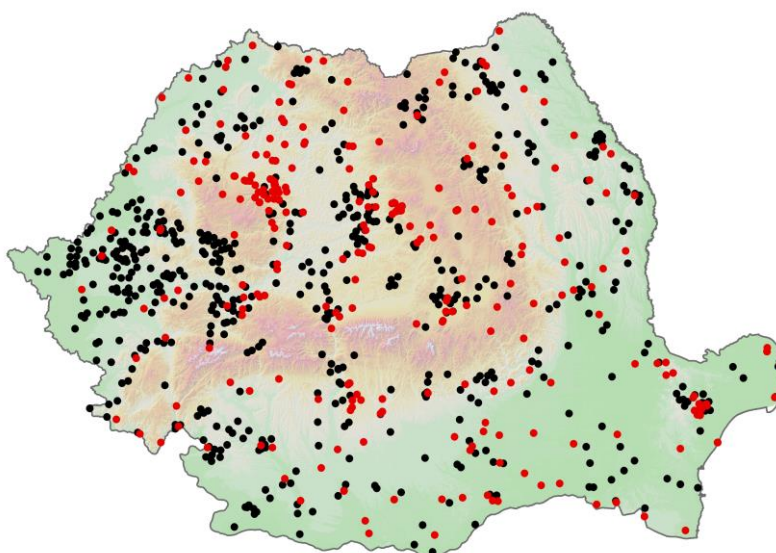


Fig. 6.2.3 Distribuția căpușei *Ixodes ricinus* în Romania. Punctele negre – date din literatură (Feider 1965; Georgescu 1968; Teodorescu și Popa 2002; Ioniță 2003; Chițimia 2006;

Majláthová et al. 2008; Coipan și Vladimirescu 2010; Ioniță 2010; Coipan și Vladimirescu 2011).  
Punctele roșii – contribuția studiului (date originale, după Mihalca et al. 2012)

Pentru alte specii de căpușe, a căror gazde sunt și mamiferele de interes cinegetic, situația sintezei distribuției lor și a noilor locații de identificare, se prezintă astfel:

- *Ixodes hexagonus*. Cu toate că există numeroase gazde raportate pentru Europa, speciile gazde primare folosite pentru hrănire sunt carnivorele și ariciul (Kolonin 2009; Lorusso et al. 2011). Înaintea actualului raport sinteză, *I. hexagonus* a fost rar raportată în România (Feider 1965). Noile noastre date prezintă două noi gazde carnivore și noi înregistrări geografice în estul și centrul României; practic cele două determinări din Moldova și Dobrogea, reprezintă cele mai estice puncte actuale ale răspândirii sale în România (Mihalca et al. 2012).

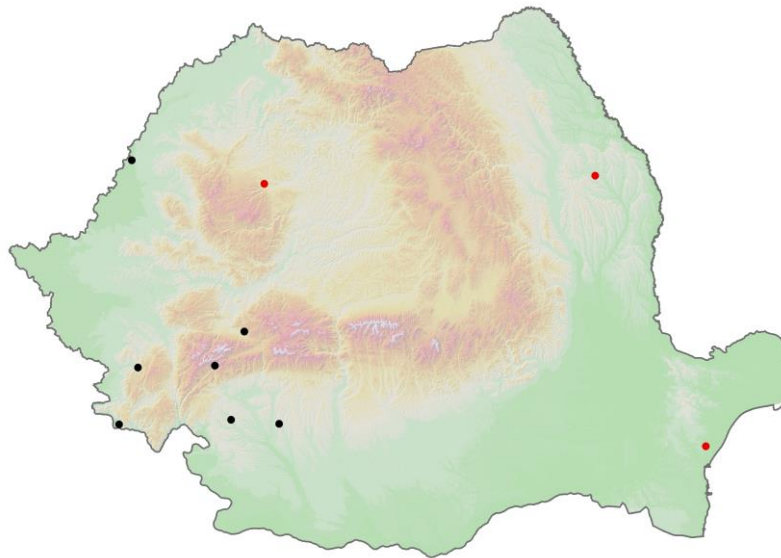


Fig. 6.2.4 Distribuția căpușei *Ixodes hexagonus* în Romania. Punctele negre – date din literatură (Feider 1965; Georgescu 1968). Punctele roșii – contribuția studiului (date originale, după Mihalca et al. 2012)

- *Haemaphysalis punctata*. Vitele sunt principalele gazde pentru această specie (Kolonin 2009). Cele mai comune gazde în România sunt mamiferele domestice (Feider 1965). O raportăm pentru prima dată la arici și șacalul auriu, figura 6.2.5 (Mihalca et al. 2012)

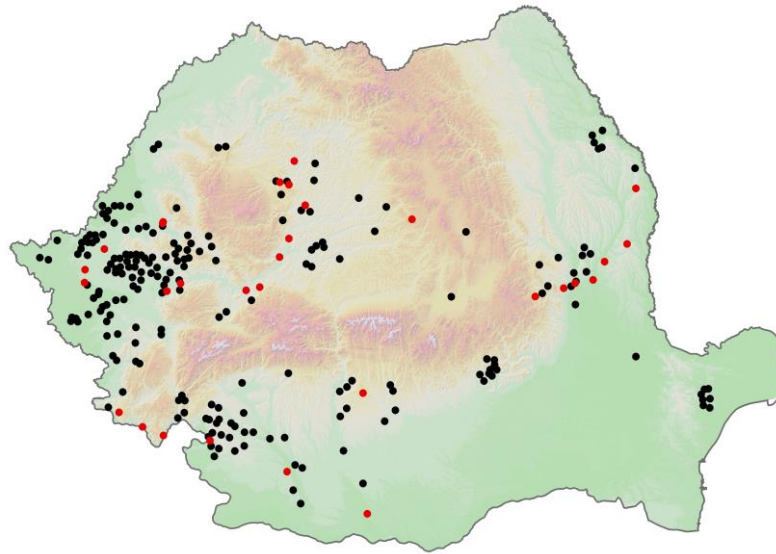


Fig. 6.2.5 Distribuția căpușei *Haemaphysalis punctata* în România. Punctele negre – date din literatură (Feider 1965, Teodorescu și Popa 2002, Chițimia 2006). Punctele roșii – contribuția studiului (date originale, după Mihalca et al. 2012)

- *Dermacentor marginatus*. Cu toate că este aproape la fel de răspândită ca *I. ricinus*, spectrul gazdelor este semnificativ mai îngust, incluzând și două specii de interes cinegetic principal: mistrețul și vulpea. În acest studiu, sunt raportate două noi gazde raportate pentru prima dată în România (Mihalca et al. 2012), figura 6.2.6

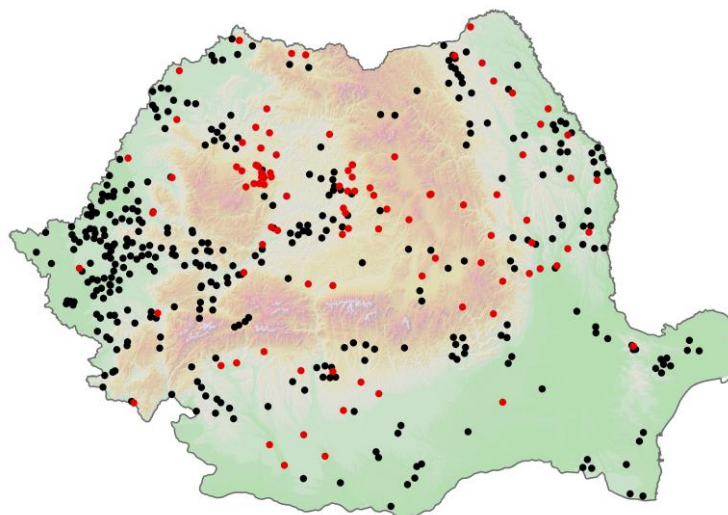


Fig. 6.2.6 Distribuția căpușei *Dermaacentor marginatus* în România. Punctele negre – date din literatură (Feider 1965, Teodorescu și Popa 2002, Ioniță 2003, Chițimia 2006, Ioniță 2010). Punctele roșii – contribuția studiului (date originale, după Mihalca et al. 2012)

Hărțile de distribuție și spectrul gazdei arată că cele mai răspândite căpușe în România sunt *Ixodes ricinus*, *Dermaacentor marginatus* și *Haemaphysalis punctata*. Una dintre cele mai interesante constatări care evidențiază importanța monitorizării permanente a comunităților de căpușe, este prezența speciilor *Hyalomma marginatum* și *Rhipicephalus bursa* în bazinul Transilvaniei. Anterior, aceste căpușe se găseau în România doar în sud, în regiuni cu altitudine mai mică și climă mai caldă. Această creștere a arealului care a însemnat traversarea unei zone forestiere mari din lanțul carpatic, se datorează fie translocării frecvente a gazdelor lor, fie unui proces de colonizare a unor noi zone din cauza schimbărilor climatice (Mihalca et al. 2012).

### Concluzii

Considerăm că studiul prezentat, oferă cercetătorilor în epidemiologia și ecologiei agenților patogeni transmiși de căpușe, dar și specialiștilor în fauna sălbatică (inclusiv cinegeticieni), gazdă pentru căpușe, un instrument valoros pentru modelare și predicție (Mihalca et al. 2012).

### Mulțumiri

Cercetarea a fost realizată prin granturile CNCSIS IDEI PCCE 7/2010, POSDRU/88/1.5/S/60185 și POSDRU/89/1.5/S/49944/2010. Autorii mulțumesc tuturor studenților implicați ca voluntari în munca de teren și examinarea gazdelor speciilor de căpușe.



## **B.2. Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei**

Ornitologia, conservarea faunei și habitatelor, managementul faunei sălbatice și managementul ariilor naturale protejate, reprezintă preocupări personale la nivel științific, didactic și de management practic încă din perioada de pregătire universitară (licență și doctorat), ce au continuat ulterior în toată activitatea didactică și de cercetare academică (14 ani în învățământul superior) până în prezent. Toate aceste domenii/subdomenii vor fi personal abordate și în viitor, dar într-un mod evolutiv, prin perfecționare și găsirea unor noi teme în concordanță cu viziunea și cerințele actuale la nivel național și internațional. În mod concret, mă voi implica în aceste domenii prin:

- proiecte și programe de cercetare, educaționale și de legătură cu mediul privat (în special la nivelul interacțiunii dintre interesele socio-economice și conservarea biodiversității sau a managementului ariilor naturale protejate, inclusiv a impactului antropic potențial asupra faunei sălbatice);
- schimburi de experiență în cadrul unor instituții academice și de cercetare din țară și străinătate;
- cooperări cu asemenea instituții și experți din domenii identice sau asemănătoare, mai ales pentru subiecte de interes interdisciplinar sau care necesită tehnologii ori programe avansate de culegere a datelor, procesare și interpretare;
- cercetări fundamentale și aplicate din domeniile / subdomeniile amintite;
- implicarea în comisii de specialitate sau de îndrumare a doctoranzilor al nivelului facultății, consilii sau colegii științifice ale ariilor naturale protejate sau ale administrațiilor naționale de arii protejate (ex. ANANP) sau ca reprezentant științific al României la Convenția de la Ramsar asupra zonelor umede de importanță internațională.

**Direcțiile și temele de cercetare pe care intenționez a le aborda cu prioritate în viitor, sunt:**

1. Conceperea unui management integrat al fermelor piscicole suprapuse cu arii naturale protejate pe baza cercetării aplicate, în cadrul unor tematici, precum:
  - a. Calcularea / estimarea capacității de suport a ecosistemelor acvatice pentru specii de păsări, inclusiv ihtiofage, în condițiile mediului controlat/impactat antropic

- b. Calcularea / estimarea pierderilor piscicole datorate păsărilor ihtiofage (mai ales a celor două specii de cormorani de la noi) sau a vidrei și elaborarea unor formule de calcul în acest sens

Ambele abordări pot fi realizate și prin proiecte/programe naționale și mai ales comunitare, care vizează piscicultura sustenabilă în condițiile conservării biodiversității, așa cu este proiectul REDCAFE cu implicarea și pentru statele membre ale Uniunii Europene ([http://cormorants.freehostia.com/cormo\\_news/Redcafe\\_final\\_report.htm](http://cormorants.freehostia.com/cormo_news/Redcafe_final_report.htm)).

2. Evaluarea realistă și cuantificabilă a stării de conservare a speciilor de păsări și mamifere de interes comunitar, din ecosisteme acvatice antropice de tipul fermelor piscicole suprapuse cu Situri Natura 2000. În prezent, starea de conservare este doar un parametru apreciabil, nu și cuantificabil, chiar dacă o parte a elementelor care îl generează, sunt cuantificabile (ex. mărimea populațiilor, suprafața habitatelor). Este astfel necesar ca și celelalte elemente/variabile ce definesc starea de conservare (inclusiv problemele și amenințările) să fie introduse într-o cheie de diagnoză pentru fiecare specie și tip fenologic definit
3. Distribuția, abundența și ecologia păsărilor indicatoare de habitate forestiere și relația lor cu managementul silvic și alte activități umane ce le impactează direct sau indirect. Având în vedere lipsa cvasi-totală a cunoștințelor despre relația pasăre-silvicultură la nivel național și a puținelor date europene asupra subiectului respectiv (Mikusiński et al. 2018), este necesară o abordare largă a unei tematici pe termen mediu și lung, care să de focuseze pe:
  - distribuția locală și națională a speciilor
  - abundența acestora
  - structura și preferințele habitatelor speciilor/grupelor ecologice sau sistematice de păsări în situații diferite (regiuni geografice, tipuri de pădure, non-intervenție și diverse tipuri de tăieri sau lucrări de îngrijire a arboretelor)
  - impactul silviculturii asupra prezenței-absenței speciilor și densităților păsărilor
  - relațiile interspecifice (inclusiv trofice) etc.

Pentru o parte din aceste obiective, sunt implicat ca și coordonator în câteva cercetări locale, atât în păduri fără intervenții, cât și în cele cu diverse tăieri, inclusiv în păduri puternic fragmentate. În aceste studii, am cooptat colegi biologi/ornitologi, ingineri

silvici, experți în biostatistică, dar și studenți ai ciclurilor de licență și master din cadrul Facultății de Silvicultură și exploatare forestiere Brașov, ce își realizează proiectele de licență și lucrările de dizertație pe aceste teme. De asemenea, pentru cuantificarea structurii pădurii, colaborez cu colegii noștri ce au expertiză și lucrează în GIS, diverse modelări spațiale, tehnologii de ultimă generație utilizate în culegerea datelor de pe teren și procesarea lor (ex. Lidar, scanere moderne, aplicații și programe de calcul). Mai mult, intenționez să propun coordonarea unei viitoare teme de cercetare cu acest subiect, în păduri diverse, administrate de RNP-Romsilva. Grupele de păsări avute în vedere, vor fi bufnițele și ciocănitorele, studiate și în prezent, dar și altele încă neabordate (ex. familii de păsărele din ord. Passeriformes).

4. Continuarea studierii spectrului trofic al speciilor de păsări răpitoare diurne și nocturne. Așa cum arătăm în capitolul introductiv privind hrana studiată a păsărilor (cap. 5), cunoașterea spectrului trofic actual și istoric în unele cazuri, oferă baza științifică a unor decizii practice de conservare a speciilor în cauză, ce pot include chiar măsuri de reintroducere în teritorii de unde specia dispăruse. Intenționez formarea unor echipe de cercetare în această direcție, la care să participe și colegi biologi, ecologi, precum și studenți sau masteranzi.
5. Continuarea studierii distribuției, prevalenței și incidenței unor paraziți ai faunei sălbatice, cu accent asupra celor de interes cinegetic și comunitar și rolul acestor gazde ca rezervoare pentru paraziți și boli transmise. În acest sens voi menține, extinde și reorganiza rețeaua națională și locală pentru identificarea, colectarea și eșantionarea materialului biologic în vederea examinării patologice, prin implicarea mai activă a asociațiilor de vânătoare, a vânătorilor și Direcțiilor Județene Sanitar-Veterinare. Se va amplifica colaborarea cu Laboratorul de Parazitologie din cadrul USAMV Cluj-Napoca și eventual se vor realiza noi cooperări cu laboratoare acreditate din domeniul sanitar-veterinar. Pot fi desigur, implicați și studenți sau masteranzi ai programelor de studiu Silvicultură/Cinegetică. Nu în ultimul rând, cooperarea cu colegii veterinari se va putea materializa și prin propunerea unor proiecte de cercetare, așa cum a fost cazul contractului CEEX amintit la cap. 6 (introducere generală).
6. Studii de evaluare adecvată privind potențialul impact semnificativ al unor proiecte/programe/activități umane pentru diverse componente ale biodiversității (fauna sălbatică în cazul de față). Există mai multe direcții de cercetare personale în

cadrul evaluării adecvate și monitorizării faunei în raport cu impactul antropic, ce pot fi valorificate la nivelul unor proiecte de diplomă, lucrări de dizertație și teze de doctorat. Exemplific în acest sens, prin:

- a. impactul fermelor eoliene pentru păsări (numărul mare și în creștere a fermelor eoliene de pe teritoriul țării, precum și suprapunerea sau învecinarea cu Situri Natura 2000 – inclusiv SPA-uri destinate protejării păsărilor, impune o abordare științifică pe termen mediu și lung a acesei teme, mai ales în contextul strategiei europene pentru biodiversitate - [https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030\\_en](https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en), Green Deal - [https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal\\_en](https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en) și în general a găsirii și aplicării măsurilor de contracarare a schimbărilor climatice)
- b. monitorizarea impactului traficului rutier asupra păsărilor și mamiferelor, dar și rolul permeabilizării infrastructurii rutiere prin construirea unor podețe și ecoducte. Astfel de cercetări sunt solicitate în mod prioritar și de colegi experți din străinătate, având în vedere inexistența unor studii de acest fel în România, care să fie diseminate prin publicații în jurnale științifice de prestigiu.

Astfel, împreună cu colegi biologi am acumulat un volum consistent de date referitoare cel puțin la punctele a și b, date ce pot fi analizate, interpretate, iar rezultatele diseminate pe diverse căi la nivel științific/academic.

### **Perspectivile activității didactice în relație cu cea de cercetare**

Așa cum subliniam anterior, pentru oricare dintre direcțiile sau temele de cercetare propuse, implicarea studenților sau masteranzilor este o prioritate pe care o voi implementa în funcție de cerințe și oportunități. Astfel, aceștia vor putea fi implicați în vederea dezvoltării lor profesionale și a acumulării de noi cunoștințe și competențe, astfel:

- ✓ În cadrul unor proiecte științifice sau teme de cercetare
- ✓ În cadrul Cercului Științific pentru Ocrotirea Vânatului, pe care l-am coordonat. Una dintre potențialele activități ce pot implica studenții, este conservarea faunei și habitatelor și arii naturale protejate, cu accent pe relația cercetare-practică
- ✓ Prin realizarea proiectelor de diplomă și a lucrărilor de dizertație (am specificat unde pot fi implicați studenții și masteranzii, la direcțiile și temele de cercetare).

De asemenea, mă voi concentra pe revizuirea și adaptarea continuă a suporturilor de curs și a conținutului lucrărilor practice (de laborator), ținând cont de cerințele pieței și a nevoilor societății la nivel național, comunitar și internațional. Spre exemplu, în calitate de autor principal, voi finaliza o lucrare monografică de primă importanță și interes la nivelul domeniului Silvicultură, prin abordarea științifico-tehnică și practică a relației biodiversitate-silvicultură: *Păsările de pădure, descrierea speciilor, dinamica și evaluarea populațiilor, ecologia, impactul antropic și protecția lor*. Aceasta va constitui un material didactic și științific, inclusiv în îndrumarea și formarea ca specialiști a studenților și masteranzilor acestui domeniu.

### **Activitatea de îndrumare științifică a doctoranzilor**

Direcțiile majore de cercetare pe care le voi aborda din perspectiva îndrumării științifice a doctoranzilor, sunt:

- Distribuția, abundența și ecologia speciilor de păsări de pădure și din zone umede antropice
- Evaluarea stării de conservare a speciilor de păsări și mamifere
- Fundamentarea științifică și cuantificarea unor măsuri pentru conservarea faunei și habitatelor, în cadrul managementului integrat
- Impactul antropic asupra faunei și monitorizarea acestuia
- Rolul faunei sălbatice ca rezervor și vector de transmitere a paraziților.

Oferta doctorală poate fi diversificată și completată prin colaborări și proiecte interdisciplinare, atât la nivelul facultății, cât și din domenii diferite, dar cu preocupări convergente (biologie, ecologie), despre care am amintit anterior. Tematicile cu aplicabilitate practică din domeniul silviculturii, vor fi prioritare și în activitatea de îndrumare a doctoranzilor, așa cum reiese și din detalierea acestui capitol.

Voi răspunde de asemenea, oricăror solicitări de a participa în comisiile de îndrumare doctorale, pentru teze cu tematici legate de domeniul nostru și în special de Cinegetică sau ca referent științific la susținerile publice ale tezelor de doctorat.

Potențialii doctoranzi care se vor concentra pe tematicile descrise, beneficiază de o largă și modernă infrastructură în cadrul facultății, dintre care amintesc:

- Sălile de curs și laborator specifice programului de studii Cinegetică: SII6 și SII7
- Bibliotecă a programului de studii Cinegetică

- Aparatură optică și de monitorizare, specifică: binocluri, lunete, GPS, colare, camere capcană, alte echipamente
- Fondurile de vânătoare ale facultății și baza multidisciplinară de la Sânpetru.

### B.3. Bibliografie

1. Anderson R.C., Bain O. 1976. Keys to genera of the order Spirurida. In: Anderson RC, Chabaud AG, Willmott S, editors. Keys to nematode parasites of vertebrates. Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureau, p. 59–116.
2. Angelescu A. 2004. The golden jackal: origin, morphoanatomy, eco-etholgy, management. Bucharest, Editura MMC.
3. ANON 1957. Cu ce se hrănește buha mare (*Bubo bubo*) ? Vânătorul și Pescarul Sportiv 9(2), 19.
4. Arnold J., Humer A., Heltai M., Murariu D., Spassov N., Hackländer K. 2012. Current status and distribution of golden jackals (*Canis aureus* L., 1758) in Europe. Mammal Rev. 42(1), 11-16.
5. Barbraud C., Lepley M., Mathevet R., Mauchamp A. 2002. Reedbed selection and colony size of breeding Purple Heron *Ardea purpurea* in southern France. Ibis 144, 227-235.
6. Bartoszewicz M., Zalewski A. 2003. American Mink *Mustela vison*, diet and predation on waterfowl in the Slonsk Reserve, western Poland. Folia Zoologica 52, 225-238.
7. Bashta A. T. 2009. Ural Owl *Strix uralensis* population dynamics and range expansion in western Ukraine. Ardea 97, 483–487.
8. Battes K.W., Pricope F., Ureche D., Stoica I. 2005. Ichthyofauna status in the Siret catchment area, with emphasis on the effect of the January 2001 pollution. Analele Șt. ale Univ. "Al.I. Cuza" Iași, s. Biologie Animală 51, 123-143.
9. Bayle P. 1996. Régime alimentaire du grand-duc d'Europe *Bubo bubo* en période de reproduction dans le Parc National du Mercantour et ses environs (Alpes-Maritimes et Alpes-de-Haut-Provence, France). Avocetta 20, 12-25.
10. Bielz E. A. 1888. Die Fauna der Wirbeltiere Siebenbürgens nach ihrem gegenwärtigen Bestande. Verhandlungen und Mitteilungen des Siebenbürgischen Vereins für Naturwissenschaften in Hermannstadt 38, 36-106.
11. BirdLife International 2004. Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherlands. 50 p.
12. BirdLife International 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities, Cambridge.

13. Bolboacă L. E., Baltag E. Șt., Pocora V., Ion C. 2013. Habitat selectivity of the sympatric Tawny Owl (*Strix aluco*) and Ural Owl (*Strix uralensis*) in hill forests from North-eastern Romania. *Analele Științifice ale Universității "Alexandru Ioan Cuza" din Iași*, s. Biologie Animală LIX, 69-76.
14. Bolboacă L. E., Artem E., Amargioalei V. 2015. Breeding densities of Tawny Owl (*Strix aluco*) in eastern Moldova region (Romania). *Analele Științifice ale Universității "Alexandru Ioan Cuza" din Iași*, s. Biologie Animală LXI, 39-44.
15. Bolboacă L. E., Iordache I., Ion C. 2018. Factor related with the distribution of Ural Owl *Strix uralensis macroura* in eastern Romania. *North-Western Journal of Zoology* 14, 193-198.
16. Bonesi L., Palazon S. 2007. The American Mink in Europe: status, impact and control. *Biological Conservation* 134, 470-483.
17. Bouroș G. 2014. Status of the European Otter (*Lutra lutra* Linnaeus 1758) in Romania. *Rom. J. Biol. – Zool.*, 59 (1), 75–86.
18. Bouroș G. 2016. Distribution and conservation status of Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in Putna Vrancea Natural Park (south-eastern Carpathians, Romania). *An. Șt. Univ. Al I. Cuza Iași* LXII, 137-148.
19. Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. *Biometrics* 50 (3).
20. Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Laake, J.L. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, London. 446 p.
21. Bylicka M., Kajtoch Ł., Figarski T. 2010. Habitat and landscape characteristics affecting the occurrence of Ural Owl *Strix uralensis* in agroforestry mosaic. *Acta Ornithologica* 45, 33–42.
22. Calladine J., Du Feu C., Du Feu R. 2012. Changing migration patterns of the Short-eared Owl *Asio flammeus* in Europe: an analysis of ringing recoveries. *Journal of Ornithology*, 153 (3), 691-698.
23. Cárcamo S., Schwendtner O. 2016. White-backed woodpecker as a bioindicator of old-growthness in Pyrenean beech forests: a tool to preserve biodiversity on integrated forest management. In: Workshop on Mediterranean forest management and Natura 2000. Luberon, France, 9-11 May 2016.



24. Carothers J.H., Jaksic F.M. 1984. Time as a niche difference: the role of interference competition. *Oikos* 42, 403-406.
25. Carss, D., Kruuk H., Conroy J.W.H. 1990. Predation on adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by otters, *Lutra lutra* (L.), within the River Dee system, Aberdeenshire, Scotland. *Journal of Fish Biology* 37, 935-944.
26. Chanin P. 1985. *The Natural History of Otters*. Croom Helm. London & Sydney. 179 p.
27. Chanin P. 2013. *Otters, The British Natural History Collection*. Whittet Books. Stansted. 176 p.
28. Chițimia L. 2006. Ecologia Ixodidaelor din sud-vestul României. Teză de doctorat, Universitatea de Științe Agronomice și Medicină Veterinară Timișoara.
29. Ciach M., Cziżowicz S. 2014. Abundance and distribution of owls *Strigiformes* in the Pieniny Mountains National Park (southern Poland) – the pattern of changes in the protected area after 10 years. *Ornis Polonica* 55, 83-95.
30. Ciochia V. 1992. Păsările clocitoare din România, Ed. Științifică, București. 386 p.
31. Coipan E.C., Vladimirescu A.F. 2010. First report of Lyme disease spirochetes in ticks from Romania (Sibiu County). *Exp. Appl. Acarol.* 52, 193-197.
32. Coipan E.C., Vladimirescu A.F. 2011. *Ixodes ricinus* ticks (Acari: Ixodidae): vectors for Lyme disease spirochetes in Romania. *Exp. Appl. Acarol.* 54, 293-300.
33. Cotta V., Bodea M. 1969. Vânatul României. Tehnica ocrotirii și recoltării vânatului. Editura Agrosilvică, București. 768 p.
34. Cramp S. (Editor) 1985. The Birds of Western Palearctic. Vol. IV. Oxford Univ. Press, Oxford.
35. Csíki E. 1908. Biztos adatok madaraink táplálkozásáról. *Aquila* 15, 183-206.
36. Cuisin J. 1989. L'Identification des Cranes des Passereaux (Passeriformes: Aves). Univ. Bourgogne, Burgogne.
37. Curio E. 1976. The ethology of predation. Springer Berlin Heidelberg Publishing House, New York. 250 p.
38. Czeszczewik D., Walankiewicz W. 2006. Logging affects the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Białowieża forest. *Annales Zoologici Fennici* 43, 221-227.

39. Dahlbeck L. 2003. Der Uhu *Bubo bubo* (L.) in Deutschland – autökologische Analysen an einer wieder angesiedelten Population – Resümee eines Artenschutzprojekts. Shaker, Aachen
40. Dahlbeck L. 2005. Nahrung als limitierender Faktor für den Uhu *Bubo bubo* (L.) in der Eifel? Ornithologischer Anzeiger 44, 99-112.
41. Damoc I., Săhlean T., Ion R., Ion M., Meșter L. E. 2014. Nesting preferences for two woodpecker species (*Dendrocopos major* and *Dendrocopos medius*) in Comana forest, southern Romania. Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa". LVII, 35-45.
42. D'Amico G., Juránková J., Tăbăran F.A., Frgelecová L., Forejtek P., Matei I.A. 2017. Occurrence of ticks in the subcutaneous tissue of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Czech Republic and Romania. Ticks Tick Borne Dis. 8(2), 309–312.
43. Danko Št. (Editors) 2002. Birds distribution in Slovakia. VEDA, Bratislava, Slovakia, p. 686.
44. David A. 2008. Cercetări faunistice, biologice și ecologice asupra populațiilor de păsări din Câmpia Fizeșului, Teză de doctorat, Universitatea Babeș-Bolyai, Facultatea de Biologie, Cluj-Napoca
45. Deerenberg C., Hafner H. 1999. Fluctuation in population size and colony dynamics in the Purple Heron *Ardea purpurea* in Mediteranean France. Ardea 87 (2), 217-226.
46. Domokos E., Cristea V. 2014. Effects of managed forests structure on woodpeckers (*Picidae*) in the Niraj valley (Romania): Woodpecker populations in managed forests. North-western Journal of Zoology 10, 110-117.
47. Donázar J. A. 1987. Geographic variations in the diet of eagle owls in western Mediterranean Europe. pp. 220-224. In Nero, R. W., Clark, R. J., Knapton, R. J., Hamre R. H. (Editors): Biology and conservation of Northern forest owls. Symposium proceedings February 3-7, 1987 Winnipeg, Manitoba. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado. Gen. Tech. Rep. No. RM-142.
48. Dorresteijn I., Hartel T., Hanspach J., von Wehrden H., Fischer J. 2013. The Conservation Value of Traditional Rural Landscapes: The Case of Woodpeckers in Transylvania, Romania. PLoS ONE 8, e65236.
49. Drozd J. 1958. Penetration of *Ixodes ricinus* under the skin of the host. Acta Parasitol. Polon. 6, 383 —385.

50. Drugă M. 2016. Impact Assessment for the Mink Farm in Feldioara, beneficiary: AG RONECO FARM SRL.
51. Estrada-Peña A. 2001. Distribution, abundance, and habitat preferences of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in northern Spain. J. Med. Entomol. 38, 361-370.
52. Estrada-Peña A., Mihalca A.D., Petney T.N. (Editors). 2018. Ticks of Europe and north Africa: a guide to species identification. Springer, p. 195.
53. European Commission. 2020. Kickstarting the journey towards a climate-neutral Europe by 2050: EU Climate Action Progress Report. November 2020. [https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/strategies/progress/docs/com\\_2020\\_777\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/strategies/progress/docs/com_2020_777_en.pdf).
54. Feider Z. 1965. Fauna Republicii Populare Române. Vol. 5/2. Acaromorpha, Suprafamily Ixodoidea. Ed. Acad. R. P. R. București.
55. Fischer D., Pavlucsik P., Sedlacek F., Salek M. 2009. Predation of the alien American Mink *Mustela vison* on native crayfish in middle-sized streams in central and western Bohemia. Folia Zoologia 58, 45-56.
56. Frank G. 2001. Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes (*Picoides leucotos*) im Vergleich zum Buntspecht (*Picoides major*) in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. Diplomarbeit Univ. Wien, p. 43.
57. Fröhlich A., Ciah M. 2019. Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. Environmental Science and Pollution Research 26, 17284-17291.
58. Furtado A.P., Melo F.T.V., Giese E.G., dos Santos J.N. 2010. Morphological redescription of *Dirofilaria immitis*. J Parasitol. 96, 499–504.
59. Gameiro J., Franco A. M. A., Catry T., Palmeirim J. M., Catry I. 2020. Long-term persistence of conservation-reliant species: Challenges and opportunities. Biological Conservation 243.
60. Garmenida A., Cárcamo S., Schwendtner O. 2006. Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). Biodiversity and Conservation: 15, 1399-1415.

61. Garcia de Leaniz C., Forman D.W., Davies S., Thomson A. 2006. Non-intrusive monitoring of otters (*Lutra lutra*) using infrared technology. *Journal of Zoology* 270, 577-584.
62. Georgescu M. 1968. Contribuții la studiul căpușelor din peșterile României. *Lucr. Inst. Speol. "Emil Racoviță"* 7, 187-195.
63. Georgescu M. 1989. Mamiferele sălbatice din Romania. Editura Albatros, București. 142 p.
64. Gherman C.M., Mihalca A.D. 2017. A synoptic overview of golden jackal parasites reveals high diversity of species. *Parasit Vectors*. 10, 419.
65. Gittleman J.L. 1986. Carnivore brain size, behavioral ecology, and phylogeny. *Journal of Mammalogy* 67, 23-36.
66. Green J., Green R., Jefferies J. 1984. A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on a Perthshire river system. *Lutra* 27, 85-145.
67. Greschik J. 1910. Hazai ragadozó madaraink gyomor és köpettartalom-vizsgálata. *Aquila* 17, 168-179.
68. Grüll A., Runner A. 1998. Population of the Great Egret and Purple Heron in relation to ecological factors in the reed belt of the Neusiedler See. *Colonial Waterbirds*, 21, 328-334.
69. Guglielmone G.A., Robbins R.G., Apanaskevich D.A., Petney T.N., Estrada-Peña A., Horak I.G., Shao R., Barker S.C. 2010. The Argasidae, Ixodidae and Nuttalliellidae (Acari: Ixodida) of the world: a list of valid species names. *Zootaxa* 2528, 1-28.
70. Hagemeyer E. J. M., Blair M. J. (Editors). 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, T&AD Poyser, London. 903 p.
71. Hakkarainen H., Korpimäki E. 1996. Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. *Ecology* 77, 1134-1142.
72. Haraszthy L. 1984. Adatok az uhu (*Bubo bubo*) magyarországi táplálkozásviszonyainak ismeretéhez. *Puszta* 2/11, 53-59.
73. Haut M., Król N., Obiegala A., Seeger J., Pfeffer M. 2020. Under the skin: *Ixodes* ticks in the subcutaneous tissue of red foxes (*Vulpes vulpes*) from Germany. *Parasit Vectors*, 13, 189.

74. Hegyely Zs., Kecskes A. 2016. The occurrence of wild-living American Mink *Neovison vison* in Transylvania, Romania. *Small Carnivore Conservation* 51, 23-28.
75. Helfman G.S. 1986. Fish behaviour by day, night and twilight. *In: Pitcher, P.J, ed. The Behaviour of Teleost Fishes.* Croom Helm Publishing House, London, UK, 366-387.
76. Herrera C. M., Hiraldo F. 1976. Food-niche and trophic relationships among European owls. *Ornis Scandinavica* 17, 29-41.
77. Hammill S. 2001. Biodiversity indicators for woodland owners. Canadian Biodiversity Institute & Eastern Ontario Model Forest, Ontario, Canada, p. 24.
78. Heath M. F., Evans M. I. (Editors). 2000. Important Bird Areas in Europe: Priority Sites for conservation, BirdLife International Publ., Cambridge.
79. Hickey J., Anderson D. 1968. Peregrine Falcon Populations: Their Biology and Decline. Univ. Wisconsin Press. 596 p.
80. Hinaidy H. K. 1976. Ein weiterer beitrage zur parasitenfauna des rotfuchses *Vulpes* (L.), in Österreich. *Zentralbl. Veterinarmed. B.* 23, 66–73.
81. Hobson E.S. 1968. Predatory Behaviour of Some Shore Fishes in the Gulf of California. United States Bureau of Sport Fisheries and Wildlife. *Resolution Reprographics* 73, 1-92.
82. Hobson E.S. 1972. Activity of Hawaiian reef fishes during evening and morning transitions between daylight and darkness. *Fishery Bulletin* 70, 715-740.
83. Hodor C. V., Ionescu D. T., Baltag E. Șt., Iordache D., Mărțoiu Nicoleta Emilia, Hodor Sylvania Maria. Distribution and Population of Tawny Owl (*Strix aluco*) and Ural Owl (*Strix uralensis*) in Deciduous Forests from Central Romania. *In: Book of Abstracts of the 10<sup>th</sup> International Symposium Forest and Sustainable Development 14-15 October 2022, Brașov (Proceedings in press).*
84. Holt D. W. 1993. Trophic niche of nearctic Short-eared Owls. *The Wilson Bulletin* 105, 497-503.
85. Ignat A. E. 2009. Aspecte privind biologia stârcilor, lopătarilor și țigănușilor din zona central a bazinului românesc al Prutului, Ed. Univ. "Alexandru Ioan Cuza", Iași.
86. Ionescu D. T. 2007. The Great Egret (*Casmerodius albus*) as a breeding species in the central part of Romania (Transylvania). *Bull Transilv Uni Bv*, 14 (49), 305-309.

87. Ionescu D. T., Popescu V., Iordache D., 2008. Data concerning the designation of Dumbrăvița (Romania) Complex as Ramsar Site. *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res.*, 6, 185-190.
88. Ionescu D. T., Iordache D., Popescu V. 2015. New breeding bird species of community interest within wetlands from the central side of Romania. In: *Proc. of the Biennial International Symposium Forest and Sustainable Development, Brașov, Transilvania Univeristy Publishing House.*
89. Ionescu D. T., Hodor C. V., Baltag E. Șt., Codrean C., Mazilu D. N., Barbu Șt. A., Hodor Sylvia Maria. Density and Distribution of Seven Woodpecker Species in Deciduous Forest from Central Romania. In: *Book of Abstracts of the 10<sup>th</sup> International Symposium Forest and Sustainable Development 14-15 October 2022, Brașov (Proceedings in press).*
90. Ionescu, V. 1968. *Vertebratale din România.* București. Ed. Acad. RSR. 496 p.
91. Ionică A.M., Matei I.A., Mircean V., Dumitrache M.O., D'Amico G., Györke A., Pantchev N., Annoscia G., Albrechtová K., Otranto D., Modrý D., Mihalca A.D. 2015. Current surveys on the prevalence and distribution of *Dirofilaria* spp. and *Acanthocheilonema reconditum* infections in dogs in Romania. *Parasitol Res.* 114, 975–982.
92. Ionică A. M., Matei I. A., D'Amico G., Daskalaki A. A., Jurankova J., Ionescu D. T., Mihalca A. D, Modry D., Gherman C. M. 2016. Role of golden jackals (*Canis aureus*) as natural reservoirs of *Dirofilaria* spp. in Romania. *Parasites and Vectors* 9: 240.
93. Ioniță M. 2003. Cercetări asupra ecologiei Ixodidaelor din regiunea subcarpatică; epidemiologia bolilor parazite transmise de acestea. Teză de doctorat, Universitatea de Științe Agronomice și Medicină Veterinară București.
94. Ioniță M. 2010. Studii avansate asupra epidemiologiei și biologiei moleculare și a riscului transmiterii bolilor l animale și om. Raport al contractului CNCSIS 729/2007.
95. IRISILVA 2022. Studiu de fundamentare pentru includerea în Catalogul Național al Pădurilor virgine și cvasi-virgine din România, a trupului de pădure Măgura Codlei, proprietate publică a Municipiului Codlea, administrat de Ocolul Silvic Codrii Cetăților R.A. – județul Brașov.
96. Jánoska F. 1993. Data on the winter feeding of short-eared owl (*Asio flammeus*) at Fertő-táj. *Aquila* 100 189-192. (in Hungarian).

97. Jánossy D., Schmidt E. 1970. Die Nahrung des Uhus (*Bubo bubo*). Regionale und erdzeitliche Änderungen. Bonner Zoologischer Beiträge 21, 25-51.
98. Kajtoch Ł., Zmihorski M., Wieczorek P. 2015. Habitat displacement effect between two competing owl species in fragmented forests. *Population Ecology* 57, 517-527.
99. Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanesi M., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M. V., Bauer H.-G., Foppen R. P. B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Editions, Barcelona. 967 p.
100. Kelly J. P., Pratt H. M., Greene P. L. 1993. The distribution, reproductive success, and habitat characteristics of heron and egret colonies in the San Francisco Bay area. *Colonial Waterbirds*, 16, 18-27.
101. King C.M. 1975. The home range of the weasel *Mustela nivalis* in an English woodland. *Journal of Animal Ecology* 44, 639-668.
102. Klemm. W., Kohl. Št. 1988. Die Ornis Siebenburgens, Bohlau Verlag, Wien, Koln. 469 p.
103. Kolonin G.V. 2009. Fauna of ixodid ticks of the world (Acari, Ixodidae). <http://www.kolonin.org>. Accessed 10 October 2011.
104. Komáromi I. 2006. Şoimul călător revine, *Migrans* 8 (1-2), 5.
105. Korpimaki E., Marti C. D. 1995. Geographic trends in trophic characteristics of mammal eating and bird eating raptors in Europe and North America. *The Auk* 112, 1004-1023.
106. Kosinski Z., Pluta M., Ulanowska A., Walczak Ł., Winiecki A., Zarębski M. 2018. Do increases in the availability of standing dead trees affect the abundance, nest-site use, and niche partitioning of great spotted and middle spotted woodpeckers in riverine forests? *Biodiversity and Conservation* 27, 123-145.
107. Kosinski Z., Pluta M., Ulanowska A., Walczak Ł., Winiecki A., Zarębski M. 2018. Do increases in the availability of standing dead trees affect the abundance, nest-site use, and niche partitioning of great spotted and middle spotted woodpeckers in riverine forests? *Biodiversity and Conservation* 27, 123-145.
108. Kosinski Z., Walczak Ł. 2020. Population dynamics and regulation of the Middle-Spotted Woodpecker in strictly protected and managed forests in Western Poland. *Journal of Ornithology* 161, 739-751.

109. Kristiansen J. N. 1998. Egg predation in reedbed nesting Greylag Geese *Anser anser*. *Ardea*, 86, 137-145.
110. Krištín A., Mihók J., Danko Š., Karaska D., Pačenovský S., Saniga M., Badová M., Balázs Cs., Šotnár K., Korňan J., Olekšák M. 2007. Distribution, abundance and conservation of the Ural Owl *Strix uralensis* in Slovakia. In: European Ural Owl Workshop Conference Paper. Bavarian Forest National Park, Germany, 25-26 December 2006.
111. Kruse H., Kirkemo Anne-Mette, Handeland K. 2004. Wildlife as source as zoonotic infections. *Emerg. Infect. Dis.* 10 (12), 20167-2072.
112. Kruuk H., Moorhouse A. 1990. Seasonal and spatial differences in food selection by otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *Journal of Zoology* 221, 621-637.
113. Kruuk H. 1992. Scent marking by otters (*Lutra lutra*): signaling the use of resources. *Behavioral Ecology* 3, 133–140.
114. Kruuk H. 1995. Wild otters. Predation and populations. Oxford University Press Publishing House, Oxford. 302 p.
115. Kushlan J. A. 1993. Colonia waterbirds as bioindicators of environmental change. *Colonial Waterbirds* 16 (2), 223-251.
116. Lebeda M. 1962. Findings of *Ixodes ricinus* in the deep layers of the skin and in the lymphatic ganglion (lymph node) of foxes (*Vulpes vulpes*). *Vet Cas Bratislava*. 11,193 –205.
117. Lengyel P. 1992. Observații asupra hranei la *Bubo bubo* în Maramureș în 1991. *Buletin de Informare S.O.R.* 2, 8-9.
118. Lerone L., Carpaneto G., Loy A. 2011. Why camera traps fail to record otter presence? *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, (n.s.) supp. 2011, Xith International Otter Colloquium, 32.
119. Levins R. 1968. *Evolution in Changing Environments*. Princeton University Press, Princeton. 132 p.
120. Lifjeld J.T., Bjørnstad G., Steen O.F., Nesje M. Reduced Genetic Variation in Norwegian Peregrine Falcons *Falco Peregrinus* Indicated by Minisatellite DNA Fingerprinting *Ibis* 144 (3) 25.
121. Linția D. 1929. [Breeding of the short-eared owl (*Asio flammeus flammeus*) in Temersvar] *Kócsag*, 2, 22-25. (in Hungarian).



122. Linția D. 1936. Semnificația ecologică a răpitoarelor. *Carpatii*, 4, 5-7.
123. Lovejoy T. E., Hannah L., (Editors) 2005. *Climate Change and Biodiversity*. Yale Univ. Press, New Haven & London. 418 p.
124. Lorusso V., Lia R.P., Dantas-Torres F., Mallia E., Ravagnan S., Capelli G., Otranto D. 2011. Ixodid ticks of road-killed wildlife species in southern Italy: new tick-host associations and locality records. *Exp. Appl. Acarol.* 55,293-300.
125. Luick R., Reif A., Schneider E., Grossmann M., Fodor E. 2021. Virgin forests at the heart of Europe - The importance, situation and future of Romania's virgin forests. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz* 24. 101 p.
126. Lundberg A. 1981. Population ecology of the Ural Owl *Strix uralensis* in central Sweden. *Ornis Scandinavica* 12, 111-119.
127. Majláthová V., Majláth I., Hromada M., Tryjanowski P., Bona M., Antczak M., Víchová B., Dzimko S., Mihalca A.D., Peňko B. 2008. The role of the sand lizard (*Lacerta agilis*) in the transmission cycle of *Borrelia burgdorferi* sensu lato. *Int. J. Med. Microbiol.* 298 (Suppl. 1), 161-167.
128. Manolache L., Dissescu G. 1977. *Mic atlas cinegetic românesc: Mamifere*. Editura Ceres, București. 140 p.
129. Maran T., Henttonen H. 1995. Why is the European Mink (*Mustela lutreola*) disappearing? A review of the process and hypotheses. *Annales Zoologici Fennici* 32, 47-54.
130. Marchesi L., Pedrini P., Sergio F. 2002. Biases associated with diet study methods in the Eurasian eagle-owl. *Journal of Raptor Research* 36, 11-16.
131. Marchesi L., Sergio F., Pedrini P. 2006. Implications of temporal changes in forest dynamics on density, nest-site selection, diet and productivity of Tawny Owl *Strix aluco* in the Alps. *Birds Study* 53, 310-318.
132. Mason C.F., Macdonald S.M. 1986. *Otters: Ecology and Conservation*. Cambridge University Press Publishing House, Cambridge, 248 p.
133. Melquist W.E., Hornocker M.G. 1983. Ecology of river otters in west central Idaho. *Wildlife Monographs* 83, 1-60.

134. Menon T., Shahabuddin G. 2021. Assessing woodpeckers as indicators of bird diversity and habitat structure in managed forests. *Biodiversity and Conservation* 30, 1689-1704.
135. Mészáros C., Kotymán L., Kókai K. 2003. Population dynamics, habitat selection and diet of short-eared owl (*Asio flammeus*) on Dél-Tiszántúl, between 1997 and 2002. *Aquila* 109-110. (in Hungarian).
136. Michelat T., Giraudoux P. 2000. The feeding behaviour of breeding short-eared owls (*Asio flammeus*) and relationships with communities of small mammal prey. *Revue de Ecologie (Terre & Vie)* 55, 77-91.
137. Mihalca A. D., Dumitrache M. O., Magdaş C., Gherman C. M., Domşa C., Mircean V., Ghira I. V., Pocora V., Ionescu, D. T., Siko Barabasi S., Cozma V., Sandor A. D. 2012. Synopsis of the hard ticks (Acari: Ixodidae) of Romania with update on host associations and geographical distribution. *Experimental and Applied Acarology* 58(2), 183-206.
138. Mihalca A.D., Gherman C.M., Magdaş C., Dumitrache M.O., Györke A., Sándor A.D., Domşa C., Mircean V., Mărcuţan D.I., D'Amico G., Păduraru A.O., Cozma V. 2012. *Ixodes ricinus* is the dominant questing tick in forest habitats from Romania: the results from a countrywide flagging campaign. *Exp. Appl. Acarol.* 58, 175-182.
139. Mihelic T. 2002. Diet of the Eagle owl *Bubo bubo* in southwestern Slovenia. *Acrocephalus* 23, 81-86.
140. Mikkola H. 1983. Owls of Europe. A. D. & T. Poyser, Calton, p. 397.
141. Mikusiński G., Roberge J. M., Fuller R. J. (Editors) 2018. *Ecology and Conservation of Forest Birds*. Cambridge University Press. 552 p.
142. Munteanu D., Papadopol A., Weber P. 2002. *Atlasul păsărilor clocitoare din România, ediția II*, Publ. Societății Ornitologice Române, Cluj-Napoca. 152 p.
143. Munteanu D., Chişamera G., David A., Simon D., Onea N., Petrescu A., Seviianu E., Stermin A. N. 2015. *Fauna României, Aves, Galliformes, Ciconiiformes, fascicula 2, XV*, Ed. Academiei Române.
144. Musil P., Cepák J., Hudec K., Zárybnický J. 2001. The long-term trends in the breeding waterfowl populations in the Czech Republic. OMPO & Institute of Applied Ecology, Kostelec nad Černými lesy.

145. Nechay G. 2000. Status of Hamsters: *Cricetus cricetus*, *Cricetus migratorius*, *Mesocricetus Newtoni* and other hamster species in Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Nature and Environment Series, No. 106. Council of Europe Publishing, Brussels.
146. Nemeth E., Schuster A. 2005. Spatial and temporal variation of habitat and prey utilization in the Great White Egret *Ardea alba alba* at Neusedler Lake, Austria. *Birds Study*, 52 (2), 129-136.
147. Nicholson W.L., Sonenshine D.E., Lane R.S., Uilenberg G. 2009. Ticks (Ixodida). In: Mullen GR, Durden LA (editors) *Medical and Veterinary Entomology*, 2nd edn. Elsevier, London, 483-542.
148. Norrdhal K., Korpimaki E. Do nomadic avian predators synchronize population fluctuations of small mammals? A field experiment. *Oecologia* 107 (4), 478-483.
149. Nosek J., Sixl W. 1972. Central-European ticks (Ixodoidea). *Mitt Abt Zool Landesmus Joanneum* 1, 61-92.
150. Oberwalder J., Frühauf J., Lumasegger M., Gstir J., Pollheimer M., Pollheimer J. 2014. Ornithologische Grundlagenerhebung im Natura 2000 und Vogelschutzgebiet Karwendel. — Endbericht.Korrigierte und erweiterte Fassung. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, p. 596.
151. Obuch J. 1994. On the food of eagle-owl (*Bubo bubo*) and tawny owl (*Strix aluco*) in the eastern part of Turkey. *Tichodroma* 7, 7-16.
152. Oettel J., Lapin K. 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecological Indicators*, 122, 107275.
153. Owen M., Black J. M. 1990. *Waterfowl Ecology*. Blackie, Glasgow and London.
154. Papp C.R., Banea O.C., Szekely-Sitea A.I. 2014. Applied ecology and management aspects related to the golden jackal specific ecological system in Romania. *Acta Musei Maramorosiensis* 9, 275–292.
155. Papp T., Fântână C. (Editors) 2008. *Important Bird Areas in Romania*, Publ. by Romanian Ornithological Society and Association „Milvus Group”, Târgu-Mureş. 319 p.

156. Papp T., Sándor D. A. (Editors) 2007. Arii de Importanță Avifaunistică din România/Important Bird Areas in Romania. Târgu Mureș (Ed. Societatea Ornitologică Română & Asociația pentru Protecția Păsărilor și a Naturii „Grupul Milvus”). 252 p.
157. Pasinelli G. 2003. *Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker. BWP Update 5, 49-99.
158. Pașcovschi S. 1975. Constanța locurilor de cuibărit ale bufniței mari. Vânătorul și Pescarul Sportiv 27(10), 11.
159. Penteriani V., Maria del Mar Delgado. 2019. The Eagle Owl, T & Poyser, UK. 384 p.
160. Penteriani V., Gallardo M., Roche P. 2002. Landscape structure and food supply affect eagle owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance; a case of intra-population heterogeneity. Journal of Zoology 257, 365-372.
161. Pet'ko B., Stanko M. 1991. Finding of the tick *Ixodes ricinus* under the skin of a fox in Slovakia. Folia Vet. 21, 159–162.
162. Popescu A., Murariu D. 2001. Fauna of Romania, Mammalia, Rodentia. București Ed. Acad. 224 p.
163. Ratcliffe D. 1980. The Peregrine Falcon. Buteo Books, Ed. Ver-Million. 416 p.
164. Popescu A. Sin G. 1966. Despre cuibăritul și hrana bufniței (*Bubo bubo bubo* L.) în Dobrogea de Nord. Ocrotirea Naturii și a Mediului Înconjurător 10(2), 217-222.
165. Reid F., Helgen K. 2008. *Neovison vison*. In IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. www. iucnredlist.org.
166. Rejt, Ł. 2001. Feeding Activity and Seasonal Changes in Prey Composition of Urban Peregrine Falcons *Falco Peregrinus*. Acta Ornithol. 36, 165.
167. Reynolds P. M., Gorman L. 1999. The timing of hunting in short-eared owls (*Asio flammeus*) in relation to the activity patterns of Orkney voles (*Microtus arvalis orcadensis*). Journal of Zoology 247 (3), 371-379.
168. Salmen H. 1980. Die Ornithologie Siebenburgens, Bohlau Verlag, Wien, Koln. 454 p.
169. Saurola P. 1989. Ural Owl. In: Newton I (Editor) Lifetime Reproduction in Birds. Academic Press, London, 327-345.
170. Schnapp B. 1963. The mammals of the Rumanian People's Republic. Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa" 4, 473-496.

171. Schmidt-Nielsen K. 1983. Animal physiology: adaptation and environment. 3rd ed. Cambridge University Press Publishing House, Cambridge. 600 p.
172. Schogolev, I. V. 1996. Fluctuation and trends in breeding populations of colonial waterbirds in the Dnestr Delta, Ukraine, Black Sea. *Colonial Waterbirds*, 19, 91-97.
173. Serrano D. 2000. Relationship between raptors and rabbits in the diet of eagle owls in southwestern Europe; competition removal or food stress? *Journal of Raptor Research* 34, 305-310.
174. Shochat E. 2004. Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos* 106, 622-626.
175. Simamora T. I., Purbowo S. D., Laumonier Y. 2021. Looking for indicator bird species in the context of forest fragmentation and isolation in West Kalimantan, Indonesia. *Global Ecology and Conservation* 27: e01610.
176. Simeonov S. 1983. Studies on the diet of the Short Eared Owl (*Asio flammeus* (Pont.)) in Bulgaria. *Ekologia* 11, 61-65.
177. Simeonov S., Milchev B., Boev Z. 1988. Study of the Eagle Owl (*Bubo bubo* (L.)) (Aves: Strigiformes) in the Strandzha Mountain (Southeast Bulgaria). II. Food spectrum and trophic specialization. *Acta Zoologica Bulgarica* 50 (2-3), 87-100.
178. Sollberger A. 1965. Biological rhythm research. Elsevier Publishing Company, Amsterdam. 461 p.
179. Stoiculescu D. C., 2008. Ecological reconstruction from the easily flooded region of the Romanian Danube, WWF Programul Dunăre-Carpați, București.
180. Suchy O. 1990. Der Uhu (*Bubo bubo* L.) in Jeseniky Gebirgen nach Zehn Jahren. *Zprávy MOS* 1990, 20-32.
181. Szymanski P., Malech A. M., Tobołka M. 2010. Food composition of the Short-eared Owl *Asio flammeus* wintering in Pomorze Zachodnie (northwestern Poland)]. *Chrońmy Przyroda Ojczachka* 66 (4), 295-298.
182. Švažas S., Kozulin A. 2002. Waterbirds of large fishponds of Belarus and Lithuania. OMPO Vilnius & Lithuanian Institute of Ecology. 127 p.
183. Teodorescu I., Popa E. 2002. Ixodidae species in domestic mammals in Romania. *Rev. Roum. Biol. Biol. Anim.* 47, 107-115.

184. Tolnai Z., Széll Z., Sproch Á., Szeredi L., Sréter T. 2014. *Dirofilaria immitis*: an emerging parasite in dogs, red foxes and golden jackals in Hungary. *Vet Parasitol.* 203, 339–342.
185. Tovornik D. 1984. Penetracija klopov (Ixodidae) v globoke plasti kože gostitelja. *Biol Vestnik* 32, 117 –120.
186. Trouwborst A., Krofel M., Linnell J.D.C. 2015. Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the golden jackal (*Canis aureus*) in Europe. *Biodivers Conserv.* 24, 2593–610.
187. Tucker G. M., Evand M. I., 1997. Habitat for birds in Europe: a conservation strategy for the Wider Environment. Cambridge, U. K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 6). 464 p.
188. Tutiš V., Radović D., Ćicović D., Barišić S., Kralj J. 2022. Distribution, density and habitat relationship of the Ural Owl *Strix uralensis macroura* in Croatia. *Ardea* 97, 563-570.
189. Újhelyi, P. (1992): Identification of European finch species (*Fringillidae*) based on skull morphology keys. *Aquila* 99: 99-110.
190. Vasiliu G. 1961. Verzeichnis der Säugetiere Rumäniens. *Säugetierkd Mitt München* 9, 64.
191. Vlad R. G., Melu R. N., Stăncioiu P. T., Bucur C. N. 2020. Pădurile multisekulare virgine și cvasivirgine din regiunea Carpato-Danubiană – patrimoniu național și european, București, Asociația WWF Romania. 46 p.
192. Vrezec A. 2003. Breeding density and altitudinal distribution of the Ural, Tawny and Boreal Owls in north Dinaric Alps (Central Slovenia). *Journal of Raptor Research* 37, 55-62.
193. Vrezec A., Saveljil D. 2006. Breeding density of Tawny Owl *Strix aluco* territories in montane forests of Mountain Bjelasica (Montenegro). *Ciconia* 14, 41-47.
194. Zielinski W.J. 1986. The effect of diel variation in food availability on the circadian activity of small carnivores. PhD, North Carolina State University, Raleigh. 230 p.
195. Weber P. 1983. Observații privind efectuarea unui recensământ pe bază acustică la bufniță (*Bubo bubo*). *Ocotirea Naturii și a Mediului Înconjurător* 27(1), 25-31.

196. Weber P. 2002. Atlasul provizoriu al păsărilor clocitoare din România, Publ. Societății Ornitologice Române, Cluj-Napoca.
197. Werner W., Pühringer N. 2015. Population density and habitat selection of woodpeckers in mountain forests of the Northern Limestone Alps (Austria). *Denisia* 5, 113-134.
198. Westin L., Aneer G. 1987. Locomotor activity patterns of nineteen fish and five crustacean species from the Baltic Sea. *Environmental Biology of Fishes* 20(1), 49-65.
199. Zakrisson G. 2010. Ticks, *Ixodes ricinus* in the subcutaneous tissues of a dog and foxes. *Svensk Veterinartidning* 62, 25–27.
200. \*\*\* [https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/faq\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/faq_en.htm)
201. \*\*\* [https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030\\_en](https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en)
202. \*\*\* [https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal\\_en](https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en)
203. \*\*\* [https://monitorizareapasarilor.cndd.ro/directiva\\_pasari.html](https://monitorizareapasarilor.cndd.ro/directiva_pasari.html)
204. \*\*\* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/RO/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20130701&from=EN>
205. \*\*\* <https://rsis Ramsar.org/ris/1605>
206. \*\*\* <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=ROSPA0037>  
(Formularul standard oficial al Sitului Natura 2000 ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei)
207. \*\*\* 2014. Amenajamentul silvic al fondului forestier proprietatea Municipiului Codlea, județul Brașov.
208. \*\*\* 2015. Atlas al speciilor de păsări de interes comunitar din România. Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor, București. 608 p.
209. \*\*\* 2022. Atlas al speciilor de păsări de interes comunitar din România, ediția a II-a. Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor, București. 620 p.
210. \*\*\* O.M. 2015 / 2022 și proiectul initial al ordinului de ministru privind aprobarea Listei Roșii Națională a speciilor de păsări din România folosind criteriile IUCN, în cadrul proiectului “*Completarea nivelului de cunoaștere a biodiversității prin implementarea sistemului de monitorizare a stării de conservare a speciilor de păsări de*

*interes comunitar din România și raportarea în baza articolului 12 al Directivei Păsări 2009/147/CE”.*

211. \*\*\* 2009. Birds Directive, DIRECTIVE 2009/147/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32009L0147>)
212. \*\*\* Habitat Directive, 1992/42/CEE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/RO/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20130701&from=EN>
213. \*\*\* 2014. Ghid standard de monitorizare a speciilor de păsări de interes comunitar din România. Coordonatori: Societatea Ornitologică Română și Asociația pentru Protecția Păsărilor și a Naturii “Grupul Milvus”, Ministerul Mediului și Schimbărilor Climatice-Direcția Dezvoltare Durabilă și Protecția Naturii, București. 312 p.
214. \*\*\* 2020. Ghidul standard de monitorizare a speciilor de păsări de interes comunitar din România, Societatea Ornitologică Română și Asociația pentru Protecția Păsărilor și a Naturii “Grupul Milvus”, București. 197 p.
215. \*\*\* 2016. Non-native species risk analysis – Risk assessment template V1.0 (8-06-16) - EU Non-native organism risk assessment scheme: Neovison vison.
216. \*\*\* 2014 European Commission . EU Regulation no. 1143/2014 on Invasive Alien Species.
217. \*\*\* O.M. 999 / 2016, Planul de management al ROSPA0037 Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei.
218. \*\*\* Legea 407/2006, Legea vânătorii și a protecției fondului cinegetic, cu modificările și completările ulterioare.
219. \*\*\* OUG 57 / 2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice, cu modificările și completările ulterioare.
220. \*\*\* R Core Team 2022. A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.
221. <http://www.mmediu.ro/articol/ordinul-mmap-nr-1630-09-06-2023-privind- aprobarea-cotelor-de-recolta-pentru-unele-specii-de-fauna-de-interes-cinegetic-la-care-vanatoarea-este-admisa-pentru-perioada-iunie-2023-14-mai-2024/6258>