

# INFLUENȚA STEJARILOR BĂTRÂNI DIN REZERVAȚIA NATURALĂ „STEJARII SECULARI DE LA BREITE” ASUPRA DIVERSITĂȚII MICROMAMIFERELOR

## RAPORT PRELIMINAR

Ioan COROIU, Alin DAVID

**INTRODUCERE.** Din punct de vedere conservativ, valoarea ecologică a arborilor crește odată cu vârsta lor (Radu, 2006). Arborii bătrâni (veteran trees) și/sau morți sunt habitate prioritare în temenii menținerii unui nivel ridicat de biodiversitate, ei reprezentând microhabitate esențiale și oferind hrană, adăpost și loc de nidificație pentru licheni, ciuperci, o serie întreagă de nevertebrate (în mod special insecte-coleoptere), păsări, lilieci și micromamifere (Naiman *et al*, 2002).

În prezent este mai mult sau mai puțin acceptată ideea că pe întreaga suprafață a Europei nu mai există păduri virgine seculare (Peterken, 1996; Mitchell, 2005) dar, cu toate acestea, conceptul de „pădure virgină” a influențat și influențează puternic politica de conservare a naturii la nivel european (Peterken, 1993). De fapt, mult mai nimerit este apelativul de „pădure primară”, cel puțin pentru regiunile puternic antropizate. În absența acestora, pajiștile cu arbori seculari, caracterizate printr-o biodiversitate mare, atât în ceea ce privește nevertebratele de interes conservativ (Holl, Smith, 2002), cât și în ce privește vertebratele (Manning *et al*, 2006) au devenit habitate prioritare sub aspect conservativ.

Aceste tipuri de habitate sunt însă seminaturale și, prin definiție, ele necesită măsuri specifice de management (Luick, 2009), cu atât mai mult cu cât suprafața ocupată de acestea este într-un declin continuu în întreaga lume, ca și consecință a intensificării activităților umane, în special a extinderii terenurilor agricole și activităților recreaționale (Goldberg *et al*, 2007; Wilson *et al*, 1991). Alături de suportul pentru biodiversitate, datorită arborilor care realizează diferite grade de acoperire, aceste habitate sunt adevărate coridoare ecologice și contribuie la realizarea conexiunilor dintre habitatele de pădure la nivel de peisaj (Holl și Smith 2002; Fischer și Lindenmayer 2002; Manning și colab. 2006). Multe dintre aceste habitate sunt amprente culturale vechi, datând chiar din Evul Mediu și, alături de valoarea ecologică, au o mare valoare

istorică-culturală și estetică (Moga, 2009). Aceste pajiști vechi conțin numeroși arbori veterani (veteran trees), care sunt elemente cheie pentru diversitatea speciilor de păsări de pădure (Östlund *et al*, 1997; Axelsson, Östlund 2001). Dimensiunile habitatelor și heterogenitatea structurală a vegetației sunt factori importanți datorită cărora acestea conțin o diversitate mai mare de specii de păsări, comparativ cu habitatele înconjurătoare (Bellamy *et al*. 1996; Hansson 1997). Majoritatea acestor habitate în Europa au dimensiuni mici, cele mai mari fiind de aproximativ 50 ha (Opdam și colab. 1984; Bellamy și colab. 1996; Hansson 1997; Goldberg și colab. 2007). În comparație cu acestea, habitatul de pe **platoul Breite** are 133 ha și este considerat cel mai mare și având cea mai importantă colecție de stejari seculari din centrul și estul Europei (Moga *et al*. 2009).

Ținând cont de acestea, scopul acestui studiu a fost investigarea diversității micromamiferelor și chiropterelor în microhabitatele create de prezența arborilor (stejari) seculari din Rezervația Naturală „Stejarii seculari de la Breite” și a evidențierii rolului pe care stejarii bătrâni îl au asupra diversității acestora.

**METODE DE CERCETARE.** Pentru studiul celor două grupe de mamifere de interes, respectiv micromamiferele și chiropterele, am folosit metode specifice acestora.

Studiul asupra **chiropterelor (lilieci)** s-a realizat prin metoda transectului în perioada 10 iulie - 15 septembrie și în intervalul de timp cuprins între orele 21 și 02. Transectele au fost realizate randomizat atât în interiorul platoului Breite cât și la liziera cu pădurea, iar identificarea speciilor de chiroptere s-a făcut cu ajutorul *bat-detector*-ului pe baza ultrasunetelor emise de aceștia.

**Micromamifere** din cadrul ordinului *Rodentia* sunt rareori observate, chiar și atunci când realizează abundențe ridicate, datorită taliei mici și a modului de viață ascuns (Torre, 2004). Pentru estimarea efectivelor populaționale se folosesc metode de marcarea indivizilor, ceea ce, în cele mai multe cazuri, presupune capturarea animalelor, astfel că **folosirea capcanelor** este cea mai răspândită metodă utilizată în cercetarea micromamiferelor (Hammond, Anthony 2006).

**Capcanele** utilizate sunt de tip *live-trap*, cu ajutorul cărora micromamiferele sunt capturate vii (Fig. 1). Prinderea animalelor vii este necesară datorită statutului protectiv al unor specii și, de asemenea, pentru a evita modificarea structurii populațiilor prin sacrificarea

indivizilor capturați. Capcanele sunt cutii din lemn (18x7,5x9cm) prevăzute la interior cu o pedală care, atunci când este atinsă de animal, determină căderea și blocarea ușii de tablă, astfel încât animalul rămâne captiv în interior. Momeala utilizată a fost alcătuită din semințe prăjite de floarea soarelui, bucățele de nucă și de slănină.



Fig. 1. Capcană *live-trap* tip cutie

Din grupul micromamiferelor însă, cele mai importante specii pentru acest proiect, datorită statutului lor protectiv, sunt speciile din familia *Gliridae* (pârși) care sunt arboricole și care coboară rareori pe sol. În aceste condiții soluția constă în montarea capcanelor în coronamentul arborilor, dar rata de capturare este de regulă mică (Bright *et al.*, 1996), cu atât mai mult cu cât, în cadrul comunităților de micromamifere, *Gliridaele* sunt în general rare și realizează densități populaționale reduse (Kryštufek *et al.*, 2003).

Speciile familiei *Gliridae* care trăiesc în regiunile temperate ale Europei sunt rozătoare nocturne, arboricole și hibernante care se caracterizează prin lipsa cecumului și sunt deci mai

puțin capabile să digere celuloza cu ajutorul bacteriilor simbiote ca alte micromamifere (Ognev, 1947, în Juškaitis, 2007), aspect care determină limitarea capacității de a exploata o resursă trofică bogată reprezentată de frunze (Bright *et al.*, 1996) și generează particularități ale regimului trofic și cerințe specifice de habitat.

*Glis glis* (Linnaeus, 1766) are un sezon de activitate limitat la 4-6 luni pe an în funcție de latitudine și altitudine, hibernează până la opt luni în galerii subterane, la 30-80 cm adâncime (Vietinghoff-Risch, 1960). Are un sezon de reproducere scurt, producând un singur cuib pe an, în luna august (Ściński, Borowski, 2006) și se hrănește cu muguri, fructe și semințe ale arborilor și arbuștilor, și doar în mică măsură cu hrană de origine animală (Nowakowski, Godlewska, 2006).

*Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758) hibernează în cuiburi construite pe sol, sub litieră sau în galerii (Bright *et al.*, 1996) din noiembrie până în aprilie (Duma, 2007). Are un sezon de reproducere ce cuprinde aproape toată perioada de activitate, femelele născând unul sau două rânduri de pui pe an, din iunie până în octombrie (Büchner *et al.*, 2003). Se hrănește cu flori, fructe și semințe ale arborilor și arbuștilor, fiind considerat un specialist secvențial care are nevoie pentru hrănire de o succesiune de resurse trofice vegetale care devin disponibile sezonier (Bright, Morris, 1993). În habitate suboptime (cum sunt pădurile cu strat arbustiv slab dezvoltat), se presupune că supraviețuiesc prin suplimentarea dietei cu insecte (Juškaitis, 2007).

*Dryomys nitedula* (Pallas, 1779) hibernează în galerii subterane, la 30-60 cm adâncime, are perioada de activitate din aprilie până în octombrie (Pucek, 1984) și se reproduce o singură dată pe an (Istrate, 2005; Nowakowski, Godlewska, 2006). Hrana la această specie este preponderent de origine animală (artropode, păsări și ouă), și doar își suplimentează dieta cu material vegetal (Nowakowski, Godlewska, 2006).

În condițiile particulare ale Platoului Breite și ținând cont de cele de mai sus și de scopul studiului, capcanele au fost montate în coronamentul arborilor, atât al stejarilor seculari, cât și al unora tineri aflați la liziera cu pădurea. Au fost montate și verificate un număr de 50 capcane. Capcanele au fost verificate o dată pe zi timp de cinci zile consecutiv în perioada 11 iulie - 15 iulie, iar toți indivizii capturați au fost anesteziați utilizând cloroform, identificați până la nivel de specie, marcați și eliberați.

O metodă mai eficientă care permite „capturarea” unui număr mai mare de exemplare constă în amplasarea de **adăposturi artificiale**, folosirea acestora permițând și culegerea de informații privind biologia și ecologia speciilor (Brigh. Morris, 1996).

**Adăposturile artificiale (căsuțe)** au fost confecționate din lemn de brad netratat și fără să fie vopsite sau lăcuite, cu dimensiunile 20x20x30cm, Ø intrare 50 mm. Acestea sunt foarte asemănătoare cu cele pentru păsări (Fig. 2), dar se montează cu intrarea îndreptată spre trunchiul copacului, pe de o parte pentru a facilita accesul pârșilor și pe de altă parte pentru a limita pe cât posibil accesul păsărilor. Distanțierile de 5 cm deasupra și dedesubtul intrării asigură de asemenea accesul facil al pârșilor. Căsuțele se montează cu ajutorul unor bucle de sârmă, la înălțimi care variază între 2,5m și 4,5m. Literatura sugerează ca potrivite și înălțimi mai reduse (1,5-2m)(Bright *et al*, 1996) pentru verificarea cărora nu este necesară o scară, dar accesibilitatea lor le face susceptibile la furt și vandalizare, prin urmare în condițiile partiuculare ale Platoului Breite adăposturile au fost instalate la înălțimi medii de circa 4 m.



Fig. 2. Căsuță adăpost pentru *Gliridae*

În total au fost montate 80 căsuțe-adăpost pentru pârși (Tabel 1) în grupuri de câte 6, răspândite pe întreaga suprafață a platoului Breite, plus un transect de 12 căsuțe-adăpost amplasate la liziera cu pădurea, pentru a surprinde efectul de ecoton și pentru a evidenția rolul arborilor seculari în oferirea de hrană și loc de nidificație pentru gliride. Amplasarea căsuțelor s-a făcut însă relativ târziu, la finele lunii august 2009.

Tabel 1

**Statistica descriptivă a locului în care au fost amplasate căsuțele – adăpost pentru *Gliridae***

Nr. căsuță	Circumferință arbore (cm)	H (cm)	Vizibilitate %	Coroană %	Altitudine (m)	Latitudine N	Longitudine E	Obs.
1		485			512	46°20'769''	024°76'328''	-lângă cabană
2	452	460			505	46°20'744''	024°76'389''	
3	334	490			513	46°20'727''	024°76'391''	
4	443	455			513	46°20'719''	024°76'380''	
5	386	440			517	46°20'691''	024°76'350''	
6	263	480			520	46°20'704''	024°76'323''	
7	507	565	20	40	508	46°20'702''	024°76'504''	-ars
8	445	440	50	45	510	46°20'686''	024°76'507''	
9	577	520	35	35	509	46°20'644''	024°76'545''	
10	432	450	30	50	506	46°20'641''	024°76'593''	
11	475	410	40	50	506	46°20'641''	024°76'593''	-la 7 m de C10
12	620	505	25	60	508	46°20'608''	024°76'558''	-ars
13	300	525	30	10	510	46°21'077''	024°76'461''	-la 7 m de C14
14	298	465	10	5	510	46°21'077''	024°76'461''	
15	236	525	30	5	515	46°21'136''	024°76'419''	-C15,16,17
16	277	460	35	10	515	46°21'136''	024°76'419''	
17	220	405	40	40	515	46°21'136''	024°76'419''	

Nr. căsuță	Circumferință arbore (cm)	H (cm)	Vizibilitate %	Coroană %	Altitudine (m)	Latitudine N	Longitudine E	Obs.
18	427	470	15	50	516	46°21'201''	024°76'406''	- coroană comună cu un „frate”; f.bătrâni și scorburoși
19	248	450	20	5	516	46°21'219''	024°76'423''	
20	566	500	25	20	510	46°21'237''	024°76'508''	-coroană închisă
21	530	460	80	80	510	46°21'242''	024°76'494''	-ars, semiuscat
22	612	540	45	65	509	46°21'204''	024°76'560''	-semiuscat
23	445	365	30	35	509	46°21'198''	024°76'611''	-coroană închisă, - <i>S.araneus</i> (mort), furnicar
24	515	495	70	70	508	46°21'212''	024°76'680''	-½ uscat
25	497	435	80	60	507	46°21'224''	024°76'743''	-bătrân semiuscat, furnicar, <i>Hirundo</i> cu pui la zbor.
26	500	405	55	70	510	46°21'246''	024°76'752''	-bătrân, 60% uscat
27	500	395	25	25	511	46°21'257''	024°76'729''	-bătrân, închis, ars
28	530	555	15	10	512	46°21'265''	024°76'680''	-închis, lipsă număr
29	540	405	15	15	512	46°21'299''	024°76'660''	-bătrân închis
30	270	430	10	2	513	46°21'331''	024°76'669''	-tânăr, închis

Nr. căsuță	Circumferință arbore (cm)	H (cm)	Vizibilitate %	Coroană %	Altitudine (m)	Latitudine N	Longitudine E	Obs.
31	410	460	95	95	510	46°21'360''	024°76'723''	-semiuscat, bătrîn, furnici
32	350	395	20	15	525	46°20'327''	024°76'212''	-întreg, închis, vârstă medie
33	320	310	10	10		46°20'331''	024°76'101''	-întreg, închis
34	480	460	15	10	523	46°20'356''	024°76'087''	
35	420	455	20	20	523	46°20'356''	024°76'087''	
36	494	370	20	25	525	46.20'299''	024°76'092''	-bătrân
37	450	370	20	20	524	46°20'428''	024°76'128''	
38	330	390	30	40	525	46°20'404''	024°76'079''	
39	337	320	15	8	522	46°20'329''	024°76'244''	
40	420	400	20	10	527	46°20'326''	024°76'225''	-închis
41	380	430	10	10	522	46°20'346''	024°76'243''	-la drum
42	375	255	15	30	521	46°20'333''	024°76'294''	
43	302	400	20	35	521	46°20'333''	024°76'294''	
44		365	20	45	528	46°19'430''	024°75'861''	
45		450	10	45	528	46°19'457''	024°75'820''	
46		355	30	30	528	46°19'435''	024°75'838''	
47	230	365	10	15	530	46°19'376''	024°75'794''	
48		360	60	40	530	46°19'406''	024°75'791''	
49	535	440	15	60	527	46°19'445''	024°75'724''	
50		400	50	60	527	46°19'433''	024°75'707''	
51		450	30	30	525	46°19'431''	024°75'674''	

Nr. căsuță	Circumferință arbore (cm)	H (cm)	Vizibilitate %	Coroană %	Altitudine (m)	Latitudine N	Longitudine E	Obs.
52	450	335	80	75	526	46°19'426''	024°75'641''	
53		510	10	45	525	46°19'415''	024°75'584''	
54		455	30	40	524	46°19'459''	024°75'609''	
55		380	15	40	525	46°19'351''	024°75'611''	
56		360	50	65	526	46°19'116''	024°75'220''	
57		340	25	25	524	46°19'079''	024°75'526''	
58		370	30	35	525	46°19'100''	024°75'502''	
59		380	20	80	526	46°19'134''	024°75'483''	
60		345	35	45	531	46°19'069''	024°75'465''	
61		355	15	45	531	46°19'069''	024°75'465''	
62		345	15	20	530	46°19'096''	024°75'474''	
63		300	10	50	526	46°19'150''	024°75'432''	
64		395	5	60	525	46°19'166''	024°75'479''	
65		380	25	40	528	46°19'188''	024°75'516''	
66		345	35	30	528	46°19'188''	024°75'516''	
67		370	40	50	527	46°19'155''	024°75'550''	
68		530	35	20	540	46°19'757''	024°75'800''	-atinge
69		230?	20	30	530	46°19'685''	024°75'780''	
70		360	10	55				-formează marginea pădurii
71		360	5	56	535	46°19'551''	024°75'837''	
72		370	20	65	527	46°19'451''	024°75'900''	-ars, margine
73		355	30	40	527	46°19'373''	024°75'896''	-tânăr

Nr. căsuță	Circumferință arbore (cm)	H (cm)	Vizibilitate %	Coroană %	Altitudine (m)	Latitudine N	Longitudine E	Obs.
74		430	25	35	527	46°19'329''	024°75'870''	
75		360	20	20	527	46°19'306''	024°75'863''	
76		395	50	30	539	46°19'226''	024°75'792''	
77		385	20	20	540	46°19'157''	024°75'707''	
78		370		40	533	46°19'121''	024°75'669''	
79		340	10	20	530	46°19'093''	024°75'635''	
80		360	10	75	528	46°19'060''	024°75'611''	

**REZULTATE.** În timpul studiului au fost identificate 7 specii de lilieci, respectiv *Barbastella barbastellus*, *Nyctalus noctula*, *Myotis myotis/blithi*, *Pipistrellus pygmaeus*, *P.pipistrellus*, *Eptesicus serotinus* și *Vespertilio murinus*.

În ceea ce privește micromamiferele, folosirea capcanelor tip *live-trap* a dus la identificarea a numai trei specii, respectiv *Glis glis*, *Muscardinus avellanarius* și *Apodemus sylvaticus*, în cazul fiecărei specii fiind capturat câte un singur individ.

În aceste condiții s-a decis amplasarea căsuțelor adăpost pentru pârși, a căror eficiență este mai mare, dar care în condiții ideale trebuie amplasate în teren în timpul sezonului de iarnă, cât timp pârșii sunt în hibernare. Amplasarea târzie a căsuțelor – adăpost (la finele lunii august), a făcut ca după o lună numai una dintre acestea să fie ocupată de către un exemplar mascul de *Glis glis*, respectiv căsuța cu numărul 79, amplasată la liziera cu pădurea (Fig. 3).

Platoul Breite este locul ideal pentru stabilirea rutelor de hrănire ale speciilor de lilieci identificate, iar scorburile și mai ales cavitățile interioare ale stejarilor bătrâni sunt adăposturi de zi ideale pentru *Barbastella barbastellus*, *Vespertilio murinus*, *Pipistrellus pipistrellus* și *P.pygmaeus* (Kuntz, Fenton, 2003).



Fig. 3. Pârșul mare – *Glis glis* în căsuță – adăpost

Rutele de hrănire cele mai folosite sunt reprezentate de liziera pădurii (în cazul nostru tot platoul este delimitat de lizieră de pădure), dar în acest caz particular, mărimea excepțională a coronamentului stejarilor induce formarea de rute suplimentare de hrănire pe platou. Aceste rute sunt menținute de existența unei entomofaune de coronament foarte bogate și, mai ales, foarte diverse din punct de vedere al taliei insectelor, prin aceasta ele se constituie în categorii trofice caracteristice pe specii de chiroptere.

Eficiența capturărilor și, implicit evaluarea cât mai obiectivă a densității și diversității specifice a micromamiferelor din stejarii seculari, cere un număr suficient de mare de capcane/cuști (80 de cuști reprezintă un nivel de asigurare pozitiv în cazul nostru), dar este necesară o perioadă de timp de ordinul lunilor pentru ca gliridele să accepte cuștile în teritoriul propriu; abia în următoarea etapă acestea vor fi folosite ca adăposturi pentru amenajarea

cuiburilor de reproducere. De aceea evaluarea gradului de colonizare cu parși a stejarilor seculari va fi făcută în perioada activă a gliridelor din anul 2010 (Popescu și Murariu, 2001).

**DISCUȚII.** Pentru a putea realiza eficient protecția și conservarea speciilor de *Gliridae*, este importantă cunoașterea factorilor care limitează distribuția lor și care modelează structura comunităților. Selecția habitatului de către fiecare specie este considerată un factor important în dinamica comunităților (MacArthur , Levins, 1964), iar distribuția și abundența speciilor este determinată de diferențele de disponibilitate a resurselor și a calității habitatelor ca o funcție a factorilor intrinseci de habitat și a densității competitorilor (Guthrie , Moorhead, 2002).

Studiile cu privire la biologia și ecologia speciilor de *Gliridae* prin metoda verificării periodice a căsuțelor instalate în arbori au început încă din anii '60 (Bieber, 1998) și derivă din observațiile ornitologilor cu privire la ocuparea căsuțelor pentru păsări de către aceste specii.

Locurile de cuibărit pot fi o resursă limitată pentru micromamifere (Dooley , Dueser, 1990; Bright , Morris, 1991), mai ales pentru speciile care cuibăresc în cavități. Majoritatea speciilor de *Gliridae* preferă să cuibărească în cavități cum sunt scorburile arborilor (Vietinghoff-Riesch, 1960; Pucek, 1981; Morris *et al.*, 1990; Scinski , Borowski, 2006) care le satisfac cerințele de termoreglare și de protecție împotriva prădătorilor (Bright , Morris, 1992). Aceste specii nu excavează propriile scorburile, ci le ocupă pe cele existente (secondary cavity nesters). Pentru speciile care ocupă scorburile apărute în mod natural sau săpate activ de alte specii (cum sunt și speciile de *Gliridae*), disponibilitatea acestora poate constitui un factor limitativ (Pöysä , Pöysä, 2002; Juškaitis, 2005). Evident **în condițiile particulare ale Platoului Breite**, oferta de nidificație este mare, la fel cum mare este și oferta trofică. Aceste aspecte pot explica rata mică de ocupare a căsuțelor în timpul scurt scurs de la amplasarea lor, cât și eficiența scăzută de capturare a micromamiferelor cu capcanele *live-trap*.

## **BIBLIOGRAFIE**

1. **Axelsson A.L. and Östlund L. 2001.** Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management*, 147: 109-122.
2. **Bellamy P.E., Hinsley A.H. and Newton I. 1996.** Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *The Journal of Applied Ecology*, 33(2): 249-262.

3. **Bieber, C.**, 1998. Population dynamics, sexual activity and reproduction failure in the fat dormouse (*Myoxus glis*). *J. Zool. London*, 244, 223 – 229.
4. **Bright, P., Morris, P.**, 1991. Ranging and nesting behaviour of the Dormouse *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. *J. Zool., London* 224: 177–190.
5. **Bright, P., Morris, P.**, 1992. Ranging and nesting behaviour of the Dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in coppice-with-standards woodland. *J. Zool., London* 226: 589–600.
6. **Bright, P., Morris, P.**, 1993. Foraging behaviour of Dormice *Muscardinus avellanarius* in two contrasting habitats. *J. Zool., London* 230: 69–85.
7. **Bright, P., Morris, P.**, 1996. Why are dormice rare? A case study in conservation biology. *Mammal rev.*, 26 (4), 157 - 187.
8. **Bright, P., Morris, P., Mitchell-Jones, A. J.**, 1996. The dormouse conservation handbook. Species recovery programme. *English nature*, 1 – 30.
9. **Bright, P., Morris, P., Mitchell-Jones, A. J.**, 1996. A new survey of the dormouse *Muscardinus avellanarius* in Britain, 1993–4. *Mamm. Rev.* 26: 189–195.
10. **Duma, I.**, 2007. Distribution of *Muscardinus avellanarius* in the south-western Romania with notes of the breeding and biology of the species. *Trav. Mus. Hist. Nat. Gr. Antipa*, L, 395 – 403.
11. **Fischer J. and Lindenmayer D.B.** 2002. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiversity and Conservation*, 11: 807-832.
12. **Goldberg E, Kirby K, Hall J. and Latham J.** 2007. The ancient woodland concept as a practical conservation tool in Great Britain. *Journal for Nature Conservation*, 15: 109-119.
13. **Guthrie, G., Moorhead, D.**, 2002. Density dependent habitat-selection: evaluating isolog theory with a Lotka-Volterra model. *Oikos*, 97 (2), 184 – 194.
14. **Hammond, E. L., Anthony, R. G.**, 2006. Mark-recapture estimates of population parameters for selected species of small mammals. *Journal of mammalogy*. 2006, vol. 87, 3, pp. 618-627.
15. **Hansson L.** 1997. Environmental determinants of plant and bird diversity in ancient oak-hazel woodland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 91: 137-143.

16. **Holl K. and Smith M. 2002.** Ancient Wood pasture in Scotland: Classification and management Principles. Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01AA108, *Scottish Natural Heritage*, Edinburgh, 30 pp.
17. **Istrate, P., 2005.** Contribu'ii la studiul faunei de mamifere mici din yona cursului inferior si mijlociu al raului Tarnava Mica. Ed. Casa cartii de Stiinta, 234 pp.
18. **Juskaitis, R., 2005.** The influence of high nestbox density on the common dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Acta theriol.*, 50, 1, 43 - 50
19. **Juskaitis, R., 2007.** Feeding by the common dormouse *Muscardinus avellanarius*: a review. *Acta zool. Lithuanica*, 2 (17), 151 – 159.
20. **Juskaitis, R., 2009.** Interactions between dormice (*Gliridae*) and hole-nesting birds in nestboxes. *Folia zool.*, 55 (3), 225 – 236.
21. **Kryštufek, B., Hudoklin, A., Pavlin, D., 2003.** Population biology of the edible dormouse *Glis glis* in the mixed montane forest in central Slovenia over three years. *Acta Zool. Scient. Hung.*, Suppl. 1, 98 – 108.
22. **Kuntz, T. H., Fenton, B. M., 2003.** Bat ecology. Univ. Chicaho Press., Chicago, 779 pp.
23. **Luick, R., 2009.** Wood pastures in Germany. In **Rigueiro-Rodríguez, A., et al,** (eds) *Agroforestry in Europe: 359 Current Status and Future Prospects*. Springer Science - Business Media B.V. 2009.
24. **MacArthur, B., Levins, R., 1964.** Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environments. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 51, 1207 – 1210.
25. **Manning A.D., Fischer J. and Lindenmayer D. 2006** Scattered trees as keystone structures: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 132: 311-321.
26. **Mitchell, F.J.G., 2005.** How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *J. Ecol.* 93, 168–177
27. **Moga, I. C., 2009.** Studiul avifaunei din Podisul Mediasului ;I unele zone lkimitrofe. Teza de doctorat, Univ. Babes-Bolyai, 249 pp.
28. **Moga I.C., Hartel T. and Öllerer K. 2009b.** Ancient oak wood-pasture as a habitat for the endangered tree pipit *Anthus trivialis*. **Biologia**, Section Zoology, 64/5: 1011-1015.
29. **Morris, P. A., Bright, P. W., Woods, D., 1990.** Use of nestboxes by the Dormouse (*Muscardinus avellanarius*). *Biol. Conserv.* 51: 1–13

30. **Naiman, R. J., Balian, E. V., Bartz, K. K., Bilby, R. E., Latterell, J. J.,** 2002. Dead wood dynamics in Stream ecosystems. USDA Forest Service Gen Tech. Rep. PSW-GTR – 181.
31. **Nowakowski, W., Godlewska, A.,** 2006. The importance of animal food for *Dryomys nitedula* and *Glis glis* living in Bialowieza forest (East Poland), based on analysis of faeces. *Pol. J. Ecol.*, 54, 359 – 368.
32. **Opdam P., Van Dorp D. and Ter Braak D.J.F. 1984.** The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journal of Biogeography*, 11: 473-478.
33. **Östlund L., Zackrisson O. and Axelsson A.-L. 1997.** The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1198-1206.
34. **Peterken, G.F.,** 1993: Long-term studies in forest nature reserves. In: **Broekmeyer, M.E.A., Vos, W.; Koop, H.** (eds) European forest reserves. Proceedings of the European forest reserves workshop. Wageningen, PUDOC-DLO. 306 pp.
35. **Peterken, G.F.** 1996. Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions. Cambridge University Press, Cambridge.
36. **Popescu, A., Murariu, D.,** 2001. Fauna României. Mammalis. Rodentia, 26, fasc. 2., Ed. Acad. Rom., Bucuresti, 212 pp.
37. **Poysa, H., Poysa, S.,** 2002. Nest-site limitation and density dependence of reproductive output in the common glodeneye *Bucephala clangula*, implication for the management of cavity-nesting birds. *J. Appl. Ecol.*, 39 (3), 502 – 510.
38. **Pucek, Z.,** 1981. Keys to vertebrate of Poland. Mammals. PWN, Polish Scientific Publishers, Warszawa, 367 pp.
39. **Radu, S.,** 2006. The ecological role of dead wood in natural forests. In **Dafta, D., Akeroyd, J.,** (eds) Nature conservation. Concepts and practice. Springer, Berlin, 460 pp.
40. **Scinsski, M., Borowski, Z.,** 2006. Home ranges, nest sites and population dynamics of the forest dormouse *Dryomys nitedula* in an oak – hornbeam forest: a live-trapping and radio-tracking study. *Pol. J. Ecol.*, 54 (3), 391 – 396.

41. **Torre, I.**, 2004. distribution, population dynamics and habitat selection of small mammals in Mediterranean environments: the role of climate, vegetation structure and predation risk. PhD Thesis, Universidad Barcelona, 177 pp.
42. **Vietinghoff-Riesch, A.**, 1960. Der Siebenschläfer – Monografien der Wildsäugetiere. Jena, Gustav Fischer Verlag, 195 pp.
43. **Wilson R.A., Manley P. and Noon B.R.** 1991. Covariance patterns among birds and vegetation in a California oak woodland. *USDA Forest Service General Technical, Report PSW*, 126: 126-135.