

Ornis Hungarica 10: 1-16. 2000

A madár-monitorozás új módszerei és lehetőségei

Szép Tibor

Szép, T. 2000. New methods and possibilities in bird monitoring. – Ornis Hung. 10: 1-16.

The study of the populations and changes in the population size of bird species is one of the greatest traditional research efforts conducted over the largest spatial and temporal scales in the biological sciences in the world and in Hungary as well. Birds are the most intensively studied animals in ecology and behavioural ecology, and their monitoring has been carried out by a network of numerous skilled amateur and professional observers efficiently covering landscapes, regions and entire countries throughout the world as well as in Hungary. Besides the early monitoring work focusing mostly on rare and threatened bird species and mainly on their status, nowadays the application of birds in the monitoring of biological diversity as indicators of adverse habitat changes is facilitated more and more. These new monitoring programmes focus mainly on common birds, the populations of which require new methods, that are different from previous practice, both in the field part and the organisation and analysis part of the programme. In this paper, I discuss (i) the main objectives of bird monitoring, (ii) the proposed priorities of selecting species and methods for monitoring and (iii) a model for a monitoring programme which uses bird species as indicators of habitat changes on the example of the Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) (Monitoring of Common Birds) project in Hungary.



A madárfajok állományának és változásának vizsgálata világszerte és hazánkban is az egyik legnagyobb hagyományokkal, legnagyobb térbeli kiterjedéssel és legrégebben folyó biológiai kutató munka. A madarak az ökológiai és viselkedésokológiai kutatások által egyik legjobban ismert élőlénycsoport, továbbá felmérésüket a legnagyobb számú, felkészült, tájakat, régiókat és országokat jól "lefedő" amatőr és hivatásos megfigyelői hálózat jellemzi világszerte és hazánkban egyaránt. A kezdetekben elsősorban a ritka és a veszélyeztetett fajokra és főként azok helyzetére koncentrááló madármonitorozó munkák mellett napjainkban mind jobban előtérbe kerül a madaraknak mint a kedvezőtlen élőhelyi változásokat jelző élőlénycsoportnak a biológiai diverzitás monitorozásában való alkalmazása. E munkák során elsősorban a gyakori fajok felé irányul a figyelem, amely fajok állományainak monitorozása az eddigi gyakorlattól eltérő új módszerek alkalmazását teszi szükségessé mind a terepi munkákban, mind a szervezési és elemzési munkákban. Munkámban áttekintést adok arról, hogy: (i) milyen főbb célokat szolgálhat a madarak monitorozása, (ii) milyen prioritásokat javasolok a monitorozandó fajok és módszerek tekintetében, és (iii) milyen módszerekkel lehet a madarak révén a hazai élőhelyek állapotát monitorozni a Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) példáján.

Sz. T.: Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Tanszék, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b.
szept@zeus.nyf.hu

1. Bevezetés

A madárfajok állományának és azok változásának vizsgálata, monitorozása, az

egyik legnagyobb hagyományokkal, legnagyobb térbeli kiterjedéssel és időben a leghosszabban folyó munkák a biológiai kutatásokban világszerte és így hazánkban

is (Furness & Greenwood 1993, Báldi *et al.* 1997). Magyarországon a madarak esetében ismert a leghosszabb távon végzett, az ország egész területére kiterjedő, napjaink monitorozási feltételeinek is eleget tevő, vadon élő védett fajra kiterjedő rendszeres felmérés, az 1941 óta folyó fehér gólya számlálások (Lovászi 1998).

A madarak az ökológiai és viselkedés-ökológiai kutatások által egyik legjobban ismert élőlénycsoport, amellyel kapcsolatban széleskörű ökológiai, etológiai és evolúciós ismeretek állnak rendelkezésre, amelyek nélkülözhetetlenek az eredményes vizsgálatok tervezéséhez, lebonyolításához és az adatok értelmezésében (Furness & Greenwood 1993).

Ezen állatcsoport felmérését a legnagyobb számú, felkészült, tájakat, régiókat és országokat jól "lefedő" amatőr és hivatásos megfigyelői hálózat jellemzi világszerte, így hazánkban is. Nincs még egy olyan állatcsoport, amelynek olyan nagyszámú fajára kiterjedően folyik adatgyűjtés országos, regionális és kontinentális léptékben, mint a madarak. A világon több millióra tehető amatőr és hivatásos madarászok munkájának egyik fontos sajátossága, hogy e tevékenységet jelentős tagságú, jól szervezett nemzetközi és nemzeti szervezetek (BirdLife International, EBCC, Wetland International, EURING, RSPB, BTO, SOVON, MME stb.) keretében végzik, amely szervezetekben a felmérő munkát a kor ökológiai és módszertani követelményeinek megfelelően, sok esetben a legmodernebb módszertan felhasználásával valósítják meg. A jól működő nemzetközi és nemzeti szakmai szervezetek (pl. EURING, EBCC stb.) és az azoknak az alap kutatásokkal való eredményes együttműködése nyomán, a madarak esetében, a legkidolgozottabbak a felmérési, nyilván-

tartási, elemzési módszerek, léteznek és működnek nemzetközileg elfogadott adatkódolási rendszerek és a tudományos munka nélkülözhetetlen fórumai (szaklapok, szakmai konferenciák). E tevékenység egyik legkézenfekvőbb eredménye az EBCC Európai fészkelő madárfajok atlaszának elkészítése volt (Hagemeijer & Blair 1997). E munka mérőföldkövet jelent az Európában élő növény és állatfajok felmérését illetően, hisz elsőként készült olyan elterjedési atlasz Európában több mint 38 ország, 10000 felmérőjének és 450 specialistájának együttműködése keretében, amely az Európát lefedő 4400 db 50*50 km-es UTM négyzetére (11 millió km²) közli a 495 faj jelenlétét, sok esetben mennyiségét is. Ezen atlasz készítésében a magyar amatőr és hivatásos ornitológusok is jelentős számban vettek részt az MME keretében.

A kezdetekben elsősorban a ritka és a veszélyeztetett fajokra és főként azok helyzetére koncentrálnak madár-monitorozó munkák mellett napjainkban mind jobban előtérbe kerülnek a madaraknak, mint a kedvezőtlen élőhelyi változásokat jelző, indikáló, élőlénycsoportnak a biológiai diverzitás monitorozásában való alkalmazása (Marchant *et al.* 1997, EBCC ExCo 1997). A madarak ideális objektumok a táj, régió és országos léptékű monitorozásra, mivel magatartásuk és élőhelyigényük jól ismert, valamint a felmérésükben minden más élőlénycsoportnál nagyobb számú és nagyobb területen tevékenykedő felmérő hálózat működik közre (Furness & Greenwood 1993). E vizsgálatok keretében a madarak, mint indikátor szervezetek alkalmasak az élőhelyeken bekövetkező táji és annál nagyobb léptéken lezajló változások követésére, monitorozására, amely kutatások napjainkban különös fon-

tossággal bírnak. Mind több nyugat-európai országban fordulnak a madarakhoz, mint indikátor szervezetekhez, az elsősorban a mezőgazdasági tevékenységgel és terület használattal kapcsolatos változások által kiváltott hatások detektálására (Gibbons 1998).

A fentiek alapján a madarak több ok és körülmény miatt is központi szerepet játszanak a biodiverzitás monitorozásban. A madarak monitorozásával kapcsolatos, több évtizedes múlttal folyó adatgyűjtés, elemzés és a szerzett tapasztalatok a biológiai tartalom mellett számos olyan tanulsággal is szolgálnak, amelyek fontosak a további munka folytatását illetően és hasznosak lehetnek más élőlénycsoporttal foglalkozók számára is.

2.1. A madár-monitorozás főbb céljai

A biológiai monitorozás céljaival kapcsolatban számos elképzelés és gyakorlat ismert. Gyakran találkozunk a "gyűjtünk és tároljunk minden terepi adatot" megközelítéssel, amely valóban jó volna, ha pénz, idő és e feladatot kivitelezni képes munkatársakkal bőséggel el lennének látva. Azonban a legtöbb esetben e feladat ellátásához az igényen kívül a többi feltétel sajnos messze nem felel meg a szükségesnek. Az ily módon gyűjtött adatok használhatósága sokszor akkor kerül előtérbe, amikor konkrét kérdés, probléma megválaszolása szükséges és a legtöbb esetben kiderül, hogy hasznosabb, ha az adatgyűjtés az adott vizsgálat céljával összhangban lévő módszertannal és mintavételi stratégiával történt (Furness & Greenwood 1993).

A biológiai monitorozásban alapvető, hogy lehetőleg minél alaposabb előkészítés, tájékozódás után fogalmazódjanak meg azok a kérdések, amelyekre az adott

monitorozó program értékelhető, hatékonyan felhasználható adatokat kíván biztosítani. Ez nem egy egyszerű feladat, hisz ha túlságosan specifikus kérdés alapján fejlesztenek ki egy monitorozó programot, akkor lehet, hogy pár év múlva szükségessé válik további, az értelmezést segítő kérdések tisztázása, amely érdekében már nem lehet visszamenőlegesen adatokat gyűjteni a terepen. A másik véglet, ha túlságosan általános kérdésekre megválaszolására fejlesztünk monitorozást, akkor sajnos gyakran előfordulhat, hogy nagy erőfeszítések ellenére sem tudunk érdemi adatokkal, válaszokkal szolgálni, mert a gyűjtött adatok minősége és mennyisége nem megfelelő.

Egy monitorozó program kialakítása során a megválaszolandó kérdéseket figyelembevéve kell minden egyéb tevékenységet tervezni a terepi munkától az értékelésig bezárólag. Bármennyire érdekes vagy nekünk tetsző egy módszer, paraméter vagy éppen egy műszer, az nem lehet ok egy monitorozó program beindítására, ha nincsenek világos és biológiailag vagy éppen természetvédelmi szempontból megfelelő kérdések, amelyekre választ adhatnának. Nem vezet jóra, ha "gombhoz vásároljuk a kabátot"!

A monitorozásban használni kívánt paraméterekkel kapcsolatban is igen változatos megközelítések vannak, az elterjedéstől az egyedszámon keresztül a különféle biometria jellegekig és életmódi jellemzőkig. Itt is érvényesül, hogy jó lenne valamennyi paraméter vizsgálatát célul kitűzni, azonban a lehetőségek nem teszik lehetővé egyszerre ezeket megvalósítani és fennáll annak a veszélye is, hogy az adott probléma szempontjából legmegfelelőbb paraméter mérése a többi "indifferens" paraméter mérése miatt háttérbe szorulhat.

Szükség van bizonyos prioritások kijelölésére mind a célokat, mind a feladatokat illetően, amely segítséget adhat a rendelkezésre álló "források" hatékony felhasználására a monitorozásban. Munkámban a madarak esetében tesztek ajánlást ezen prioritásokra, amely élőlénycsoport sajátos, igen mozgékony, életmódja miatt kissé eltér a többi csoporttól azonban fő jellegeiben e prioritások jól alkalmazhatók a többi állatcsoportra is.

A madár-monitorozásban két fő általános célt jelölhetünk meg (Furness & Greenwood 1993), amelyekben belül számos további célok fogalmazódhatnak meg:

- A madárfajok állományának figyelemmel követése és a változások okainak feltárása, az adott fajok állapotának és az azt befolyásoló hatások felderítése.
- Élőhelyeken táj, régió és országos szinten bekövetkező, a biológiai diverzitást befolyásoló hatások indikálása főként a madárfajok állományváltozásának feltárása révén, elsősorban az élőhelyek állapotának és az azt befolyásoló hatások felderítésére.

E két fő általános vizsgálati cél eltérő vizsgálati objektumokat (fajokat, populációkat) és módszereket követel meg a hatékony madár-monitorozó vizsgálatok számára, amellyel kapcsolatos tényezőket és javasolt prioritásokat az alábbiakban kívánom bemutatni.

2.2. Mely madárfajokat monitorozzuk?

Ideális esetben hasznos volna, ha valamennyi fajra kiterjedően folyna monitorozás, azonban a források limitáltsága szükségessé teszi, hogy sorrendet állítsunk fel a fajokat illetően, amellyel kapcsolatban az alábbi javasolom:

1. Természetvédelmi szempontból kitüntetett fajok
2. Gyakori fajok, az élőhelyi változások indikálására
3. Valamennyi egyéb előforduló faj

Nem kérdéses, hogy a természetvédelmi szempontból kitüntetett fajok (nemzeti szerződések alá eső, fokozottan védett, nemzetközileg elismerten fenyegetett fajok, telepeseen fészkelő fajok) elsődleges objektumai a madár-monitorozás 1. számú fő céljának. E fajok állományának monitorozása önmagában szükséges a nemzetközi szerződésekből adódó feladatok és a hazai és nemzetközi közvélemény tájékoztatása szempontjából egyaránt.

Az élőhelyi változások indikálására (2. fő cél) elsősorban olyan madárfajok alkalmasak, amelyek gyakorisága lehetővé teszi a változások időbeli és térbeli dinamikájának kvantitatív mérését. E célra a gyakori madarak, éppen számosságuk és elterjedtségük alapján szolgáltathatnak megfelelő adatokkal. Az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) révén (lásd később, Szép & Gibbons 1999, 2000), napjainkra megállapítható, hogy mely fajokat tekinthetünk gyakorinak Magyarországon (1. Táblázat). A legtöbb esetben a természetvédelmi szempontból kitüntetett fajok kis egyedszámuk, behatárolt térbeli elterjedésük miatt nem, vagy csak specifikus élőhelyek esetében szolgálhatnak megfelelő információval.

Az 1. és a 2. kategóriába nem eső fajok közül kitüntetettek lehetnek azon fajok, amelyek valamely speciális, természetvédelmi szempontból jelentős szerepű élőhely vagy fajcsoport állapotának hatékony monitorozását teszik lehetővé.

1. Táblázat. Az 50 leggyakoribb fészkelő madárfaj Magyarországon 1999-ben az MMM program alapján. A gyakoriság azon UTM négyzetek arányát adja meg az összes felmérthez négyzethez viszonyítva, amelyekben az adott fajt megfigyelték a fészkelési időszakban. A felsorolt fajok gyakoriságának megállapítása során, azon UTM kvadrátok lettek figyelembe véve, amely kvadrátokban a felmérést végző bizonyosan fel tudta ismerni az adott fajt.

Tab. 1. The 50 most frequent breeding bird species in Hungary based on the MMM programme in 1999. Frequency is given as the ratio of the number of UTM quadrats the species was observed in during the breeding season and the number of all quadrats monitored. Quadrats were included in the frequency calculation only if the observer working in the given quadrat was able to identify the given species.

Sorrend	Magyar név	Latin név	Gyakoriság (%)	Adott fajra felmért UTM négyzetek (db)
1	Mezei pacsirta	Alauda arvensis	91,1	213
2	Fácán	Phasianus colchicus	87,1	217
3	Seregély	Sturnus vulgaris	86,6	216
4	Kakukk	Cuculus canorus	86,2	217
5	Mezei veréb	Passer montanus	82,4	216
6	Füsti fecske	Hirundo rustica	79,7	217
7	Sárgarigó	Oriolus oriolus	79,5	220
8	Fekete rigó	Turdus merula	77,4	221
9	Egerészölyv	Buteo buteo	75,6	213
10	Töviszúró gébics	Lanius collurio	75,5	216
11	Fülemüle	Luscinia megarhynchos	74,6	213
12	Szécinege	Parus major	74,3	218
13	Tengelic	Carduelis carduelis	74,0	219
14	Vadgerle	Streptopelia turtur	73,8	210
15	Cigánycsuk	Saxicola torquata	72,1	208
16	Erdei pinty	Fringilla coelebs	70,3	212
17	Zöldike	Carduelis chloris	68,5	216
18	Barátposzáta	Sylvia atricapilla	65,5	206
19	Balkáni gerle	Streptopelia decaocto	62,8	215
20	Örvös galamb	Columba palumbus	62,3	212
21	Citromsármány	Emberiza citrinella	60,8	209
22	Házi veréb	Passer domesticus	59,5	220
23	Csilpcsalpfüzike	Phylloscopus collybita	57,1	196
24	Szarka	Pica pica	53,7	216
25	Sordély	Miliaria calandra	53,7	190
26	Nagy fakopáncs	Dendrocopos major	53,6	209
27	Mezei poszáta	Sylvia communis	50,6	154
28	Szajkó	Garrulus glandarius	48,2	218
29	Sárga billegető	Motacilla flava	47,1	208
30	Fürj	Coturnix coturnix	46,4	207
31	Tökés réce	Anas platyrhynchos	45,6	215
32	Molnárfecske	Delichon urbica	45,3	214
33	Barázdabillegető	Motacilla alba	43,1	218
34	Dolmányos varjú	Corvus corone cornix	43,0	214
35	Nádirigó	Acrocephalus arundinaceus	42,4	203
36	Énekes rigó	Turdus philomelos	41,2	199
37	Barna rétihéja	Circus aeruginosus	39,8	201
38	Csicsörke	Serinus serinus	39,7	194
39	Berki tücsökmadár	Locustella fluviatilis	38,8	139
40	Házi rozsdafarkú	Phoenicurus ochruros	38,8	214
41	Vörösbegy	Erithacus rubecula	38,7	217
42	Bíbic	Vanellus vanellus	36,9	214
43	Búbos pacsirta	Galerida cristata	36,3	212
44	Fehér gólya	Ciconia ciconia	35,0	217
45	Foltos nádiposzáta	Acrocephalus schoenobaenus	35,0	140
46	Gyurgyalag	Merops apiaster	31,2	218
47	Búbosbanka	Upupa epops	31,0	216
48	Vörös vércse	Falco tinnunculus	30,6	206
49	Erdei pityer	Anthus trivialis	30,0	120
50	Szürke gém	Ardea cinerea	29,9	211

2.3. A monitorozás léptéke

Fontos feladatként merül fel a madár-monitorozásban is, hogy vajon mekkora területre kiterjedően történjen a monitorozó munka. A legkedvezőbb az volna, ha az egész országra kiterjedően történne az adatgyűjtés. A madarak nagyfokú mobilitásából adódóan egy kis területen végzett, akár nagy pontossággal folyó munka eredményei jelentős bizonytalanságot tartalmazhatnak azáltal, hogy a vizsgált állományok változásának hátterében "egyszerűen" más területekre vagy területekről való elvándorlás vagy bevándorlás állhat, a vizsgált terület állapotától független okok miatt. Az alábbi prioritást javasolom a monitorozandó terület nagyságával kapcsolatban:

1. Az egész ország területére kiterjedő monitorozás.
2. Régiókra kiterjedő monitorozás.
3. Lokális monitorozás.

Minél nagyobb területekre kiterjedően folyik a monitorozás, annál nagyobb esély van arra, hogy a vizsgált terület állapotától jelentősen függő és nagy területre jellemző hatásokat tudunk vizsgálni. Természetesen a nagyobb területet vizsgáló munka több embert és forrást igényel, azonban gyakran több eredményesen felhasználható információt nyerhetünk, ha egy kis területen folyó részletes munka helyett, egy nagyobb területre kiterjedő, kisebb részletességgel, de mintavételi szempontból jól megtervezett vizsgálatot végzünk. A választás, természetesen, az adott monitorozó program céljától függ.

Gyakori felvetés, hogy a monitorozást a védett területeken, lokálisan kell végezni, amely valóban fontos feladat kellene, hogy legyen az állami természetvédelem számára, ami alapján elemezni tudná az e

területeken folyó védelmi munka sikerét. Azonban nagy tévedés lenne a monitorozást leszűkíteni e területekre, amely területek bár Magyarország területének 9%-át teszi ki, de messze nem tükrözi és nem is tükrözheti az országos helyzetet, hisz mind az ott található élőhelyek aránya, mind a védett területek földrajzi eloszlását illetően messze nem tükrözik az országos jellemzőket. Sajnos a legtöbb védett madárfaj esetében a hazai állomány védelemének sikere a védett területeken kívüli történésektől függ, amely területek és az azokon élő állományok megismeréséhez, követéséhez országos vagy legalább is regionális léptékű monitorozó vizsgálatokra van szükség. A védett területeken folyó madár-monitorozás csak az országosan, sajnos, kis arányban meglévő természetes élőhelyek állapotát tudja követni. Nem megfelelő például a hazai élőhelyek zömét jelentő (70%) mezőgazdasági élőhelyek vizsgálatára, mert azok messze az országos átlag alatt vannak jelen a védett területeken és a rajtuk folyó gazdálkodás is eltér a védett területeken alkalmazottaktól.

2.4. Felmérési területek kijelölése

A felmérők által ténylegesen vizsgált területnek nem minden esetben kell egyeznie azzal a területtel, amely területre kiterjedően kíván adatokkal szolgálni egy monitorozó program. Ha megfelelően kiválasztott mintaterületeken folyik a tényleges terepi munka, akkor az ott nyert információk nagyobb területre, akár országos léptékre is kiterjeszthetők jó eredménnyel. Természetesen jó volna, ha az egész területen megtörténne a felmérő munka, például egy országos léptékű munka keretében, azonban ennek a kivitelezése néhány esettől eltekintve csak rendkívül

vüli erőfeszítésekkel és költségekkel való-sítható meg.

Amennyiben nem teljes felmérést, hanem mintavételezésen alapuló munkát tervezünk akkor fontos, hogy hol és milyen nagyságban jelöljük ki a felmérési mintaterületeket (Demeter & Kovács 1991). A legfontosabb, hogy a mintaterületek jellemzőek, reprezentatívak legyenek a teljes vizsgálandó területre nézve (élőhelyek, biogeográfiai régiók, stb.). Ezt a célt a legegyszerűbben úgy érhetjük el, ha véletlen módon jelöljük ki a felmérendő mintaterületeket, pl. UTM kvadrátokat. Használhatunk valamilyen szabályos rácsozat mentén kijelölt helyeket (rendszeres mintavétel) is, azonban bizonyos szabályos elhelyezkedésű földrajzi vagy élőhelyi objektumok (vízfolyás, út, stb.) jelentősen megnövelhetik bizonyos élőhelyeknek az arányát az átlaghoz képest. Mind a véletlen, mind a rendszeres mintavétel esetén mód van arra, hogy jól elkülöníthető, előre megadott területeken belül (élőhely, biogeográfiai régiók stb.) külön-külön jelöljük ki a mintavételi területeket (rétegzett mintavétel) (Demeter & Kovács 1991).

A mintaterületeknek a felmérők általi kiválasztása jelentős részben magában hordja a szubjektivitás veszélyét, azaz bizonyos élőhelyek vagy területek az átlagostól jelentősen eltérő arányban lesznek képviselve, és így a mintavétel nem lesz jellemző a vizsgált területre, a becslés hibája nagy lesz. A mintavételi terület nagyságának a növelése bizonyos mértékig csökkentheti az e problémából származó hibát, azonban ezzel a felmérő munkája nehezedik.

A madarak esetében nemzetközileg széles körben használják a különböző nagyságú UTM kvadrátokat, mint mintavételi területeket, amelyek közül kiemel-

kedik az EBCC Atlasz (Hagemeijer & Blair 1997). Magyarországon elsőként, az MME keretében 1992-ben kifejlesztettük a hazánkban a terepi munkák során jól használható térképekre (EOV, Gauss-Krüger) térinformatikai eszközökkel felrajzolható, különböző nagyságú (1*1km-től 10*10 km) nagy pontosságú, digitális UTM rácsozatot, valamint az UTM kvadrátokkal ellátott különböző léptékű munkatérképeket, amelyek megfelelő háttérrel adnak az UTM használatához.

A mintaterületeken végzett felmérés alapján való becslés pontossága nagyban függ attól, hogy a vizsgált terület hány %-án folyt a mintavétel. Ezen %-s értéket illetően nehéz pontos értékeket megadni, de a 2-10%-s arány, korrekt mintavételi hely kijelölés esetén, már megfelelő pontosságú és hibájú becsléssel szolgálhat.

Természetesen a kis elterjedésű és számú élőhelyeken, vagy/és kis számban előforduló madárfajok esetében a mintavétel alapuló felmérés ritkán szolgálhat megfelelő adatokkal, amely miatt szükséges lehet a teljes területre kiterjedő felmérés.

A felmérési területek kijelölések során a főbb módszerek között az alábbi prioritásokat állíthatjuk fel:

1. Véletlen, random, módon való mintaterület kijelölés.
2. Rendszeres mintavétel.
3. Felmérő által kiválasztott mintaterület.

2.5. A madárfajok mely paraméterét monitorozzuk?

A vizsgált madárfajok számos populáciodinamikai és biometria paraméterét monitorozhatjuk, azonban ki lehet, és ki is kell jelölni olyan jellemzőket, amelyeknek ki-tüntetett szerepük van a monitorozásban.

E kitüntetett jellemzőknek egyik fő tulajdonságának az kell lennie, hogy adjanak lehetőséget a különböző fajok vagy akár élőlénycsoportok között az adott állományok állapotának összevetésére. Az alábbi prioritást állíthatjuk fel a monitorozandó paraméterek között:

1. Egyedszám - egyedszámváltozás.
2. Szaporodás siker.
3. Túlélési ráta.
4. Emigrációs - immigrációs ráta.
5. Biometria jellemzők.

Adott madárfaj állományának az egyedszáma (denzitása) alapján mód lehet különböző fajok állományának (csökkenő, állandó, növekvő) összehasonlítására. Az egyedszámnak természetesen minden esetben valamely megadott földrajzilag vagy élőhelyileg lehatárolható területre kell vonatkoznia, és mivel ez az érték a legtöbb esetben becslésen alapul, tartalmaznia kell a becslés statisztikailag értelmezhető pontosságát és hibáját. Az egyedszám mérése adja meg a lehetőséget a vizsgálandó állományban bekövetkező esetleges változások feltárására és ezen változásoknak a földrajzi és élőhelyi jellemzőinek az azonosítására. Fontos momentum, hogy az egyedszámbecslés pontossága és hibája lehetőséget adhat a különböző felmérő módszerek hatékonyságának összehasonlítására is.

Számos esetben az abszolút egyedszám mérése csak nagy nehézséggel, míg az egyedszám-változás mérése különböző index értékek alkalmazásával költséghatékony módon oldható meg. Az állományváltozások felderítése és monitorozása szempontjából közel ekvivalensnek tekinthető az egyedszámváltozás mérése az abszolút egyedszám mérésekkel.

A tapasztalt egyedszámváltozások okainak feltárása szempontjából döntő jelen-

tőségű az egyedszámváltozást közvetlenül kiváltó populációdinamikai paraméterek (2, 3, 4) vizsgálata. A fajok túlnyomó részében e paraméterek monitorozása speciális, idő, pénz, szaktudás és ember igényes módszerek alkalmazását teszi szükségessé, ezért nem várható, hogy valamennyi faj, vagy akár a magas prioritással bíró valamennyi faj esetében kivitelezhető e paraméterek monitorozása. E paraméterek vizsgálhatósága fajról-fajra, területről-területre változhat, ezért a következő esetekben lehet hatékony a monitorozásuk adott fajoknál:

1. Ha az adott paraméter mérése kis zavarással és kis költséggel jár.
2. Ha olyan faj adott populációja esetében végzik a méréseket, amely faj példaként szolgálhat más, hasonló életmódú faj vizsgálata számára (pl. partifecske - transszharai vonuló. énekesmadárfajok) és a paraméterek mérése hatékonyan (pontosság/költség) oldható meg.

A biometria paramétereit illetően szükséges, hogy olyanok kerüljenek rendszeres mérésre, amelyek esetében tudományos vizsgálatok és publikációk ismertek azoknak a populáció állapotát és az azt ért külső hatásoknak indikálásával kapcsolatban.

Szükséges lehet a madarakon túlmenően más paraméterek (időjárási, élőhelyi, stb.) vizsgálatára, azonban ezek közül érdemes csak azokat figyelembe venni, amelyek közvetlenül befolyásolhatják a terepi felmérést (pl. szél ereje, élőhely, emberi zavarás, stb.). Számos más szervezet és intézmény által folyik felmérő munka, különböző földrajzi léptékben, (pl. meteorológiai, élőhelyi, vadászati stb. felmérések), amelyek megfelelő információkkal szolgálhatnak és hasznosabb, ha a madármonitorozásban résztvevők elsősorban a

madarakkal kapcsolatos adatokra koncentrálnak, amelyet senki más nem fog elvégezni helyettük. Csak akkor ajánlott végezni a más jellegű adatok gyűjtését, ha azok az információk nem állnak rendelkezésre, és ha azok gyűjtése nem befolyásolja kedvezőtlenül az felmérő munka hatékonyságát (pl. túlságosan komplikált, sok időt igénylő adatfelvétel és adminisztráció elriasztja a felmérőket).

2.6. Mely madárállományt monitorozzuk?

A madarak esetében, ahol jelentős számú vonuló faj fordul elő szükséges megvizsgálni, hogy mely állományokat monitorozzuk. Az alábbi prioritást javaslom:

1. Fészkelő.
2. Telelő.
3. Vonuló.

A fenti prioritás azon alapul, hogy mely státuszú állományok esetében van a legnagyobb felelőségünk a védelem szempontjából, és a legjobb esélyünk a pontos monitorozásra egy adott faj állományával kapcsolatban. Egyre több vizsgálat igazolja, hogy az állományok hosszútávú változásai jelentős mértékben a fészkelési sikertől függenek. A fészkelő állományok állapotának ismerete, monitorozása, közölheti a legadekvátabb információt az adott faj helyzetét illetően, amely adatokat zömében csak a fészkelő területen van mód gyűjteni. Nem elhanyagolható szempont, hogy a nagymértékben mobilis madarak esetében a fészkelési időszak az a periódus, amikor a madarak időszakos helyhez kötöttsége miatt a legnagyobb pontossággal és legkisebb hibával lehet egy adott területen élő populáció méretét felmérni, becsülni és az éves változásokat monitorozni.

A fészkelő státusz után a telelő státuszú állományok azok, amelyek esetében a

hazánkban történtek, a túlélési rátákon keresztül, nagyban befolyásolják az adott fajok állományának állapotát, és amelyekkel kapcsolatban jelentős a felelőségünk. Ha a fészkelőknél kisebb mértékben, de ezen állományok is kötődnek adott területekhez a telelés során, ami jó lehetőséget adhat az állományok nagyságának és a változások pontos felmérésére. Jelenleg nagyon keveset tudunk a nálunk telelő állományokról és azok változásáról.

A vonuló állományok esetében is jelentős szerepük lehet a magyarországi területeknek, azonban éppen a vonuló jellegből adódóan sok faj és állománya esetében nincs, sok esetben nem ismert, a magyar területeken történnének a hatása az adott állományokra, eltérően a fészkelő és telelő állományoktól. Ezen állományok esetében jelentkeznek a nagyfokú mobilitásból adódó olyan módszertani és a további felhasználást megnehezítő problémák, mint az egyedszámok becslésének rendkívüli idő, hely, regionális és kontinentális időjárástól való függése, az átvonuló állományok fészkelési vagy telelési területének nehéz azonosítása, amelyek jelentős hibát és pontatlanságot okoznak becslésekben. A módszertani nehézségek ellenére, ezen állományok esetében több évtizede folyó terapi programok vannak Magyarországon, pl. Vízimadár Szinkron Program és vonuláskutató gyűrűző táborok (pl. Csörgő *et al.* 1998), amelyek fajonként különböző pontosságú és hibájú becslésekkel szolgálnak.

2.7. Milyen monitorozó módszereket alkalmazzunk?

Az általános, több fajra kiterjedő, de adott felmérési módszereket alkalmazó, ún. generikus módszerek révén egy monitorozó

program keretében több fajjal kapcsolatban van mód a vizsgálati kérdések számára megfelelő adatok gyűjtésére egy terepi program keretében, amely költséghatékony mind az adatgyűjtés, mind az adatok kezelése és felhasználása szempontjából.

Számos madárfaj esetében ugyanakkor hasznos vagy indokolt lehet az adott fajra kidolgozott, fajspecifikus módszer alkalmazása, amikor: (1) csak speciális technikával lehet a felmérést elvégezni vagy speciális ismereteket kíván meg a felmérés a résztvevőtől, (2) lényegesen hatékonyabban és nagyobb területekre kiterjedően lehet a felmérést elvégezni, mint ahogy azt egy generikus módszer tudná, (3) természetvédelmi okok miatt gyors és részletes vizsgálat szükséges, amelyhez a megfelelő anyagi támogatás is rendelkezésre áll.

A fentiek alapján alábbi prioritást állítjuk fel:

1. Generikus módszerek, azonos, lehetőleg véletlen módon kiválasztott területen, azonos módszerrel több faj vizsgálata (pl. MMM, Általános RTM, Dán rendszerű énekesmadár számlálási program, Vízimadár Szinkron, Állandó hálófelületű gyűrűzés).
2. Fajspecifikus módszerek, potenciális előfordulási területen, fajspecifikus módszerrel (Fajspecifikus RTM).

2.8. Felmérési módszerek

Az alábbi széles körben használt felmérési módszerek és speciális számítógépes, ingyenesen hozzáférhető szoftverek (zárójelben, nagybetűvel) állnak rendelkezésre és használtak a madár-monitorozásban a jelenlegi nemzetközi gyakorlatban:

1. Egyedszám és egyedszámváltozás

A. Megfigyelésen alapuló:

- Dán-rendszerű egyszeri számlálás - index
- Kétszeri pont-, vagy vonalszámlálás távolság becsléssel - sűrűség, index (DISTANCE)
- Territórium térképezés - sűrűség, index

B. Befogáson, jelölésen alapuló

- Állandó hálófelület módszer - index
- Fogás-visszafogás becslés - abundancia, index (MARK)

2. Szaporodási siker

- Fészekkártya

3. Túlélési ráta

- Fogás-visszafogás (MARK)

4. Migráció

- Színes gyűrű (MARK)
- Fogás -Visszafogás (MARK)
- Rádió-telemetry (MARK)

A fentebb ismertetett módszerek költsége és az általuk nyerhető információ széles határok között mozog. Általánosan elfogadott nézet, hogy a megfigyelésen alapuló módszerek a legköltséghatékonyabbak, mert nagy területekre kiterjedően, megfelelő pontosságú adatok nyerhetők a vizsgált állományok térbeli, élőhelyi és mennyiségi eloszlásáról és annak változásáról. Napjainkban a "distance sampling" módszert (Buckland *et al.* 1993) tekintik e módszer családon belül a leghatékonyabbnak, mert kis időbeli ráfordítással nemcsak állományindex, hanem denzitás-becslést is lehetővé tesz.

A madarak befogásán alapuló módszerek esetében számos részletes és sokoldalú vizsgálatra van lehetőség napjainkban, amelyet nagyban segítenek a ma már számítógépes szoftverekkel támogatott módszerek is (White & Burnham 1999). E módszerek, néhány kivételtől eltekintve,

azonban csak jelentős költséggel tennék lehetővé a megfigyelési módszerekkel végzett, azokkal hasonló léptékű monitorozó munkát. A nyugat-európai gyakorlat alapján hasznosabb, ha az ezen a technikán alapuló monitorozás, mint generikus módszer néhány specifikus élőhelyre, fajcsoportra összpontosít. Ugyanakkor a befogáson alapuló technikáknak rendkívüli jelentőségük van a különböző alapkutatási és természetvédelmi célból indokoltá váló fajspecifikus monitorozásban, amelyekben az e technikán alapuló módszerek segíthetik a változások okainak feltárását. A befogáson és gyűrűzésen alapuló terepi programok szolgálhatnak csak adatokkal a túlélési és migrációs paramétereket illetően, amely adatokra épülő, fajspecifikus integrált monitorozó munkáknak nagy jelentőséggel bírnak a jövőben az adott fajok, fajcsoportok állományváltozását kiváltó faktorok sokoldalú feltárásában.

Magyarországon nem honosodott meg a szaporodási siker vizsgálatára szolgáló általános, generikus, fészekkártya módszer, azonban számos faj esetében folyik ezen adatok vizsgálata fajspecifikus monitorozás keretében. A jövőben is hatékonyabbnak tűnik a fajspecifikus ilyen irányú munkák folytatása, illetve lehetőség esetében bővítése, mint egy új generikus program beindítása.

2.9. Monitorozó programok szervezése és bonyolítása

A monitorozó munkák sikere szempontjából döntő jelentőségű az adott programban résztvevők szervezése, kiszolgálása és az adatok feldolgozása. A madár-monitorozás egyik legfőbb kiemelkedő tulajdonsága, hogy országos, regionális léptékű kérdésekhez tud megfelelő adatokat biztosítani

több száz, akár ezer önkéntes bevonásával. Ahhoz, hogy ez a munka eredményes legyen nemcsak a felmérési módszertan, hanem a nagyszámú résztvevővel való kapcsolattartás kidolgozása is alapvető feladat, amely magába kell, hogy foglalja az alábbi tevékenységeket: (1) részletes és sokoldalú segédletek az adott program céljairól, terepi munkájáról-módszereiről, adatlapok kitöltéséről, (2) minél kevesebb papírmunkát és kódolást megkövetelő, de ugyanakkor a szükséges adatokat tartalmazó adatlapok, (3) állandóan elérhető és tájékoztatást nyújtó szervező(k), (4) rendszeres tájékoztató anyagok, találkozók a program eredményeiről, és (5) rendszeres képzési programok a résztvevők számára.

A felmérésben résztvevők lehetőségeinek megfontolása is részét kell, hogy képezze az alkalmazni kívánt módszerek kiválasztásánál. Generikus módszerek más technikákhoz képest hatékonyabb szervezési és lebonyolítási lehetőségeket nyújtanak.

Fontos megjegyezni, hogy az önkéntesekkel együttműködésben végzett munka nem azt jelenti, hogy az magától, "ingyen", megy, hanem azt, hogy lényegesen olcsóbb, mint ha az adott feladatot hivatásos munkatársakkal végeznénk el. Az önkéntesekkel való kapcsolattartás költségekkel jár, amely biztosítása nélkül nem valósítható meg a monitorozó munkák számára alapvető, több éven keresztül folyó munka. A világ legtehetősebb országaiban (pl. USA, Nagy-Britannia, Hollandia) a madarak monitorozása önkéntesek bevonásával zajlik, zömében az önkéntesek által létrehozott NGO keretében.

A résztvevőkkel való kapcsolattartás, a gyűjtött adatok nyilvántartása az adatok elemzésében és felhasználásában közreműködő intézmények, csoportok és személyek

kiszolgálása nélkülözhetetlenné teszi madár-monitorozó központ kialakítását, amely a legtöbb országban, így Magyarországon is az önkéntesek munkáját szervező és irányító szervezetnél működnek.

2.10. Élőhelyek állapotának monitorozása a madarak, mint indikátor szervezetek révén

A természetes és az ember által kialakított élőhelyeken élő növény és állatközösségek monitorozása rendkívüli jelentőséggel bír napjainkban. A változásoknak nagy területeken (regionális, országos, kontinentális) való monitorozása azonban csak néhány élőlénycsoport esetében lehet megvalósítani, amelyek között a madarak kitüntetett helyzetben vannak. Egyrészt táji, régió léptékekben jól tudják indikálni a biológiai sokféleségben bekövetkező változásokat, másrészt nincs még egy olyan nagy fajszerű állatcsoport, amely rendszeres felmérésére olyan nagy számú és olyan sok helyen tevékenykedő felmérő hálózat létezne, mint a madarak esetében.

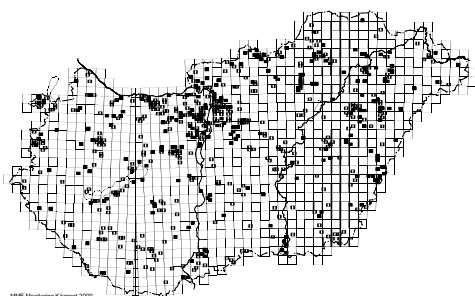
A madarak esetében a legtöbb monitorozó munka elsősorban adott fajok állományának vizsgálatát tűzte ki célul az utóbbi évtizedekben és csak másodsorban tartotta szem előtt az élőhelyek állapotának indikálást. Bár számos esetben az ily módon gyűjtött adatok megfelelőek lehetnek az élőhelyek állapotának vizsgálatára is, azonban a vizsgálati céllal összefüggésben kialakított módszertani megfontolások nem, vagy csak igen kis hatékonysággal teszik lehetővé az adatoknak az élőhelyi változásokkal kapcsolatos felhasználását. Egyedül a Dán-módszerű pontszámlálás az, ahol cél az élőhelyi változások kimutatása, mely alkalmas kiindulás a madarak élőhellyel való kapcsolatának részletes

elemzésére is (pl. Moskát & Fuisz 1995). A nagy madár-monitorozó hagyományokkal rendelkező országokban, például Nagy-Britanniában és Hollandiában, a kilencvenes években felhívták a figyelmet arra, hogy ha a madarakat, mint az élőhelyi változásokat indikáló szervezeteket akarjuk monitorozni, akkor a korábbiaktól eltérő módszereket kell alkalmazni (Gregory *et al.* 1996).

Az Európai Madárszámlálási Tanács (EBCC) az angol RSPB támogatásával 1998-ban Magyarországon indította be azt az új, kísérleti ('pilot') programot, a Mindennapi Madaraink Monitoringját (MMM), amely kialakításában a döntő szempont az élőhelyek állapotának monitorozása volt a madarak révén (Szép & Gibbons 1999, 2000).

Az MMM főbb jellemzői:

1. Gyakori fajok vizsgálat.
2. Az egész ország területére kiterjedő.
3. Véletlen, random, módon való mintaterület kijelölés. A felmérők egy random módon kisorsolt 2.5*2.5 km-s UTM kvadrátban végzik a számlálást, amely négyzetben belül 15 db, pseudo-random módon elhelyezkedő 100 m sugarú körön belül végzik a felmérést.
4. Egyedszám - egyedszámváltozás felmérése.
5. Fészkelő állomány vizsgálata.
6. Generikus módszert alkalmazó.
7. Kétszeri pontszámlálás távolság becsléssel, megfigyelési pontonként 5 perces számlálás április 15-május 10, május 11-június 10 időszakokban.
8. Vizsgált terület élőhelyeinek (Á-NÉR) (Fekete *et al.* 1997) jellemzése. A megfigyelési ponton az élőhelyek felmérése és a megfigyelt madarak élőhelyi előfordulása.
9. Térinformatikai (GIS) adatkezelés.



1. Ábra. Az MMM program keretében 1999-ben felmért 2.5*2.5km-es UTM kvadrátok eloszlása Magyarországon. (Fekete négyzetek a ténylegesen felmért, az üres négyzetek a kisorsolt, de felmérésre nem került területek.)

Fig. 1. The distribution of 2.5*2.5 km UTM quadrats surveyed as part of the MMM programme in Hungary in 1999. (Full squares indicate quadrats surveyed, whereas empty squares indicate quadrats assigned to observers but not actually surveyed).

Valamennyi UTM kvadrát és felmérési pont koordinátái ismertek és számítógépen nyilvántartottak a megfigyelési adatokkal együtt.

10. Széleskörű és rendszeres kapcsolattartás a több száz résztvevővel, segédletek és képzési anyagok biztosítása. Részletes módszertani leírások, nagy felbontású térképek biztosítása, madárhang kazetták, kézikönyvek a fajok azonosítására, speciális terepnaplók, rendszeres körlevelek, találkozók, a szervezők folyamatos elérhetősége (levél, telefon, fax, e-mail, Internet).

Az MMM program keretében 1999-ben már az ország teljes területének 1.8%-ra kiterjedően folyt felmérés 270 db 2.5*2.5 km-s UTM négyzetben 210 fő részvételével (1. Ábra). A felmért területeken az élőhelyek aránya megfelelt az országos arányoknak (Szép & Gibbons 1999, 2000), amely alapján 1999-ben elsőként nyílt alkalom a hazai fészkelő madárfajok gyakoriságának megalapozott megállapítására (1. Táblázat). A következő évek MMM

munkái alapján táji, regionális és országos szinten nyílik mód élőhelyi változások monitorozására az ott fészkelő gyakori madarak állományváltozása alapján, amely információk felhasználása a madarakon túlmenően szinte valamennyi más hazai élőlénycsoport monitorozása szempontjából nagy jelentőséggel bír. Az MMM adatai alapján mód nyílik a kedvezőtlen élőhelyi változások feltárására és azoknak a fajoknak, fajcsoportoknak az azonosítására, amelyek esetében további, fajspecifikus integrált monitorozás szükséges. Az MMM fontos információkkal szolgál a felmért madarak élőhely választását illetően is, felhasználva a terepen rögzített Á-NÉR alapú felmérési eredményeket és a GIS alapú nyilvántartás adta lehetőségeket a műhold felvételeken és a más irányú térinformatikai elemzéseken alapuló élőhelyi adatok (pl. CORINE) felhasználásra. Megemlítendő, hogy EOTR alapú térképezésre épülő madár-monitorozás már évek óta sikerrel folyik a Szigetközben (Báldi *et al.* 1998), és ez több eljárás közül a leghatékonyabbnak bizonyult (Báldi *et al.* 1999).

Sikerrel kezdődött meg az MMM helyszíneken és módszerrel történő téli program próbája 2000. januárjában, amely alapján jó lehetőség nyílik mind a hazai élőhelyek állapotának a téli körülmények között való vizsgálatára és mind a nálunk telelő gyakori madárfajok állományának nyomonkövetésére.

3. Összegzés

Munkámban áttekintést kívántam adni a madár-monitorozás főbb céljairól, módszereiről és a lehetséges prioritásokról, amelyek támpontot adhatnak a rendelkez-

zésre álló források hatékony felhasználására. Rendkívül fontos a monitorozás céljának pontos megfogalmazása, amely nélkül nem lehet hatékonyan felhasználható programot beindítani és működtetni. A madarak esetében két fő célja lehet a monitorozásnak: (1) a madárállományok helyzetének követése az azt befolyásoló hatások feltárása, és (2) az élőhelyek állapotának követése a madaraknak, mint indikátor szervezeteknek a vizsgálata révén. E két fő cél eltérő monitorozó módszereket követel meg.

A prioritások felállításánál döntő szempontnak tekinthető a madárállományok állapotát tükröző paraméternek, az egyedszámnak (denzitásnak, egyedszámváltozás-indexnek) monitorozása oly módon, hogy minél nagyobb területre kiterjedően, lehetőleg országos vonatkozásban nyerjünk információt az adott állomány helyzetéről (csökkenő, állandó, növekvő). E célt a megfelelően kialakított megfigyelési módszert alkalmazó generikus monitorozó programokkal lehet elérni a leghatékonyabban, azonban fajspecifikus munkákra is szükség lehet. Magyarországon elsősorban a fészkelőállományok esetében kell törekednünk monitorozó munka beindítására és fejlesztésére, majd a telelő és a vonuló állományok esetében.

A megfigyelési technikán alapuló módszereknek domináns szerepük van a hatékony monitorozás megvalósításában. Fontos új technika a mintavételezésen alapuló programok beindítása, amely révén nagy területekre kiterjedően van lehetőség a madárállományok állapotának monitorozására, megfelelően kialakított mintavételi stratégia esetén.

A különböző állományoknál tapasztalt kedvezőtlen változások esetén szükséges

azok okainak részletes feltárása, amely fajspecifikus, a főbb populációdinamikai paraméterekre (szaporodási ráta, túlélési ráta és emigrációs - immigrációs ráták) kiterjedő integrált monitorozó programokat követelnek meg. Napjainkra rendelkezésre állnak az ehhez szükséges módszerek és alkalmazások. Rendkívül fontosak e munkákban a befogáson, madárgyűrűzésen, alapuló technikák, amelyek alkalmazása azonban elsősorban a fészkelési időszakban javasolt, és sokoldalúan megtervezett és szervezett, fajspecifikus terepi programokat igényelnek. A madárgyűrűzésen alapuló munkák elsősorban e ponton tudnak hatékonyan közreműködni a madármonitorozásban. Az állandó hálófelülettel dolgozó gyűrűzési programok (CES) bizonyos fajcsoportok esetében, főként a vonuló énekesmadár állományok esetében szolgálhatnak hasznos információkkal az adott állományok állapotáról, azonban ehhez növelni kellene a résztvevő helyszínek számát, amely költségei és szervezési nehézségei komoly problémákat jelentenek.

Főként az élőhelyek állapotának vizsgálatának szükségessége hívja fel a figyelmet a gyakori madarak monitorozásának a jelentőségére, amely szempont az utóbbi években került előtérbe itthon és külföldön egyaránt. Az utóbbi évek munkái feltárták e madárfajok kitüntetett szerepét a madármonitorozásban, amely nyomán, Magyarországon, Európában az elsők között, indult meg az ez irányú munka, a Mindennapi Madaraink Monitoringja. Az MMM mind a hazai élőhelyek állapotának és mind a Magyarországon fészkelő és telelő gyakori madárfajok monitorozására biztosít egyedülálló lehetőségeket több száz önkéntes felmérőből álló megfigyelő hálózat közreműködésével, amely alapjául szolgál számos monitorozó munkának a madara-

kon túlmutatóan a közeljövőben. Az MMM nem előzmények nélküli, hisz az MME 1988-ban már megindította a Dán rendszerű énekesmadár számlálási programját elsősorban erdei élőhelyeken (Moskát & Waliczky 1988, Waliczky 1991, Böhm & Szinai 1998), azonban az MMM-ben a területek kijelölése már nem a felmérők által, hanem random módon történt, és az RSPB támogatása révén megfelelő szervezési háttérrel, nagyságrenddel nagyobb területen, részvétellel és a jellemző hazai élőhely típusokon folyik.

A hazai madár-monitorozás jelentős fejlődés előtt áll, egyrészt a madarak szerepének növekvő jelentősége által, másrészt annak a kiterjedt, nagyszámú önkéntes bevonásával folyó sikeres és önzetlen munkának köszönhetően, ami az MME keretében folyik több, mint két évtizede. A feladatok, lehetőségek és az adottságok körülbekintő módon való elemzése révén számos mód van a meglévő programok további fejlesztésére és szükség esetén újak beindítására.

Köszönetnyilvánítás. Ezúton mondok köszönetet az MME monitorozó programjaiban résztvevő több száz önkéntesnek a terepi munkában való részvételért, Nagy Károlynak az MME Monitoring Központja vezetőjének az MMM adatokkal kapcsolatos segítségért, és Szimuly Györgynek az MMM elindulásához nyújtott hozzájárulásáért. A munka az RSPB, és az OTKA F17709, T29853 támogatásával készült.

Irodalomlista

- Báldi, A., Moskát, Cs. & T. Szép. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi, A., Moskát, C. & A. Zágon. 1998. Faunal mapping of birds in a riparian area of River Danube after construction of a hydroelectric power station. – *Folia Zool.* 47: 173-180.
- Báldi, A., Moskát, C. & A. Zágon. 1999. Evaluating the effectiveness of faunal mapping, forest and marshland bird censuses for monitoring environmental changes. – *Vogelwelt* 120: 131-134.
- Böhm, A. & P. Szinai. 1998. Populációváltózási indexek a magyarországi énekesmadár fajok állományaira 1988 és 1995 között. – *Ornis Hung.* 8 Suppl. 1: 27-32.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & J. L. Laake. 1993. Distance sampling: Estimating Abundance of biological populations. – Chapman and Hall, London.
- Csörgő, T., Karcza, Zs. & S. Palkó. 1998. Környezeti változások monitorozása énekesmadarakkal. – *Ornis Hung.* 8 Suppl. 1: 17-26.
- Demeter, A. & Gy. Kovács. 1991. Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. – Akadémia Kiadó, Budapest.
- EBCC, Executive Committee. 1997. Report on the workshop on monitoring birds in Europe. – *Bird Census News* 10: 80-95.
- Fekete G., Molnár, Zs. & F. Horváth. (szerk.) 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határokozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Furness, R. W. & J. J. D. Greenwood. 1993. Birds as monitors of environmental change. – Chapman & Hall, London.
- Gibbons, D. W. 1998. Pan-Europan breeding bird monitoring. – *Bird Census News* 11: 42-46.
- Gregory, R. D., Bashford, R. I., Balmer, D. E., Marchant, J. H., Wilson, A. M. & S. R. Baillie. 1996. The breeding bird survey 1994-1995. – BTO, Thetford, U. K.
- Hagemeijer, W.J.M. & M. J. Blair. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. – T & A D Poyser, London, U. K.
- Lovászi, P. 1998. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) helyzete Magyarországon az 1941-1994 közötti országos állományfelmérések eredményeinek tükrében. – *Ornis Hung.* 8 Suppl. 1: 1-8.
- Marchant, J., Forest, C. & J. J. D. Greenwood. 1997. A review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. – *Bird Census News* 10: 42-79.
- Moskát, Cs. & Z. Waliczky. 1988. Madárállományok változásának nyomonkövetése pontszámlálással. A Magyar Madártani Egyesület új madárszámlálási programja. – *Mad. Táj.* 12: 118-120.
- Moskát, C. & T. I. Fuisz. 1995. Conservation aspects of bird-vegetation relationships in riparian forests along the River Danube: a multivariate study. – *Acta zool. hung.* 41: 151-164.

Szép, T. & D. W. Gibbons. 1999. Monitoring of common breeding birds (MMM) in Hungary using a randomised sampling design, EBCC pilot project. – Bird Census News 12: 38-51.

Szép, T. & D. W. Gibbons. 2000. Monitoring of common breeding birds in Hungary using a randomised sampling design. – The Ring 22: 45-55.

Waliczky, Z. 1991. Beszámoló az énekesmadarak monitoring típusú állományfelmérésének első két évéről. – Aquila 98: 163-168.

White, G. C. & K. P. Burnham. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. – Bird Study 46: S120-139.

Ornis Hungarica 10: 17-26. 2000

Fajszám-terület összefüggés és közösségek egymásba ágyazottsága védett területeken

Bánszegi Zita, Báldi András és Bankovics Attila

Bánszegi, Z., Báldi, A. and Bankovics, A. 2000. Species-area relationship and nestedness in nature reserves. – *Ornis Hung.* 10: 17-26.

Using published species lists of breeding birds of nature reserves, we examined the species-area relationship. The logarithm of the numbers of species plotted against the logarithm of areas formed a line with a slope conforming data available in the literature. Several small reserves contained more species than a single large area of equivalent size in Hungary. However, there were species that occurred only on the largest sites (Bükk and Hortobágy NPs). We must therefore take into consideration not only the numbers, but the identity of the species, since many of the rare species bred only in the largest reserves. The breeding bird communities of Hungarian reserves were significantly nested. The species that occurred on unexpected sites required special habitats. Human disturbance, special habitats, unique species pool or the completeness of species lists caused the idiosyncrasy of some reserves. These examinations are likely to be important in designing refuges. The protection of large sites is essential because of the area requirements of some rare species. Smaller areas can be of great importance, if our aim is to protect the greatest number of species, and/or habitat specialists.



A védett területek szerepe kiemelkedő jelentőségű az élővilág megőrzésében. Magyarországon rengeteg tudás halmozódott fel a védett területek élővilágáról, de ezt eddig nem igazán használták fel további elemzésekhez. Mi ezen szerettünk volna segíteni jelen kutatásunkkal. A védett területek fészkelő madarairól fajlistákat állítottunk össze, és ezek figyelembevételével vizsgáltuk a fajszám-terület összefüggést. A $\log(\text{fajszám}) - \log(\text{terület})$ görbe alapján a fajszám nőtt a területtel, a görbe meredeksége pedig az irodalomnak megfelelően várt tartományba esett. Kumulatív fajszám-terület görbék összehasonlítása alapján a SLOSS (Single Large Or Several Small, azaz egy nagy, vagy több kisebb terület védelme kedvezőbb-e) problémára kerestük a választ. Az eredményeink szerint a kisebb területek összesítéséből származó terület több fajt tartalmaz, mint egyetlen ugyanakkora méretű nagyobb terület. Azonban több olyan faj is van, amely kizárólag a legnagyobb területeken fordult elő (Bükk, ill. a Hortobágyi NP). Figyelembe kell venni tehát a fajok identitását is a védett területek tervezésénél, hiszen számos ritka, értékes faj csak a legnagyobb területeken él. Élőhely-szigetek közösségei egymásba ágyazottak akkor, ha a kisebb szigetek fajkészleteit a nagyobb szigetekeken minden esetben megtaláljuk. Az eredményeink alapján a magyarországi védett területek fészkelő madárfajai szignifikánsan egymásba ágyazottak. A fajok, melyek a vártól leginkább eltérő területeken is előfordultak, speciális habitatigénnyel rendelkeznek. A mintából kiugró fajkészletű szigeteknél a terület bejártsága, az unikális fajkészlet, a speciális habitat, vagy az ember zavaró hatása okozta az eltérést. A védett területek vizsgálatai alapján elméletileg megalapozott útmutatók adhatók. A mi vizsgálataink szerint fontos tehát a nagy területek védelme, mivel egyes ritka fajok területigénye ezt megköveteli, de a kisebb területeknek is nagy haszna van, főleg ha a fajszám megőrzése a cél.

B. Z. és Báldi A.: MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2. baldi@ludovika.nhmus.hu, Bankovics A.: Magyar Természettudományi Múzeum, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

1. Bevezetés

A természeti értékek megőrzése egyre fontosabb kérdéssé válik az idő előrehaladtával, mivel mind több, még eredeti állapotában fennálló terület esik áldozatául az ember tevékenységének. A fajok és legfőképpen a fajok közti kapcsolatok megőrzésének leghatásosabb módja az eredeti állapotában fennmaradt, értékes területek védetté nyilvánítása (Humphreys & Kitchener 1982). A biológiai sokféleséget nem lehet kizárólag populációs és faji szinten megvédeni. Ezért fontos, hogy a fajok eredeti környezetét őrizzük meg, ahol a különböző fajok interakciókon keresztül továbbra is fejlődésre, adaptációra képesek (Janzen 1983, Báldi & Csorba 1997).

Egyre kevesebb az olyan eredeti állapotban megmaradt terület, melyet védelem alá helyezhetnénk. A területek egy része már valamilyen fokú védelem alatt áll, amelyeknek meg kell felelniük bizonyos követelményeknek azért, hogy fennmaradhassanak. Fontos, hogy megfelelően kezeljük őket, és új kezelési módszereket találjunk (Miller 1982). Ennek érdekében a természetvédelmi területek tervezésénél egyre inkább szükség van a kutatók közreműködésére, hogy viszonylag gyorsan alkalmazzhassuk a legújabb tudományos eredményeket, így meglévő értékeink védelmét hatékonyabbá tegyük. Fontos a már megalakult védett területek vizsgálata, és ha szükséges, fejlesztése.

Magyarországon eddig a védett területek vizsgálata elsősorban faunalisták készítésére korlátozódott (Báldi 1999). Ezekre nagy szükség van, hiszen különböző vizsgálatokat végezhetünk velük. Azonban azonkívül, hogy még több, a je-

lenlegi állapotokat tükröző listára lenne szükség, fontos lenne ezek elemzése is, hogy védett területeink értékeit megállapíthassuk, és javaslatokat tehessünk a további fejlesztésre.

A biodiverzitás egyik legnagyobb veszélyeztetője az emberi behatásra történő élőhelyfragmentáció. Az ember tevékenysége folytán feldarabolódtak az egykor összefüggő területek. Az eredeti terület több kis "szigetre" szakadt, melyek ugyan nagyrészt megtartották természetes növénytakarójukat, azonban az őket elválasztó területeken jelentősen megváltozott a növényzet. Egy folytonos élőhelyből több, kisméretű, egymástól elszigetelt élőhelyfolt alakult ki kisebb összterülettel, melyek kedvezőtlen habitatokkal vannak egymástól elválasztva. Az így kialakult foltok élőhely szigeteknek tekinthetők. A fragmentáció kipusztulást okozhat a maradványfoltból, (1) ha annak területe túl kicsi, (2) ha az élőhelyek változatossága jelentősen lecsökken, (3) ha a maradványfoltot körülvevő mátrixnak káros hatásai vannak (Janzen 1983), illetve (4) ha megnő a szegélyhatás (Báldi 1996).

A fajszám területtel való növekedése az ökológia egyik régóta ismert alaptétele. Három fő hipotézist állítottak fel a jelenség magyarázatára. 1) Az élőhely-diverzitás teória: a nagyobb területeken nagyobb a habitatdiverzitás, és az élőhely típusok számának növekedése okozza a fajszám növekedését. 2) A terület *per se* teória: a szigeten élő fajok számát a kihalás és betelepülés dinamikus egyensúlya alakítja ki. 3) A passzív mintavétel teória: a fajszám és a terület pozitív összefüggését az okozza, hogy a nagyobb területeken több egyed fordul elő, amelyek minden valószínűség szerint több fajhoz tartoznak (McGuinness 1984, Báldi 1998). Újabban a

természetvédelem is megpróbálja a fajszám-terület összefüggést védett területek tervezésénél felhasználni (Bevanger 1987). Jelentős vita övezi azonban ezeket a védelemre vonatkozó javaslatokat.

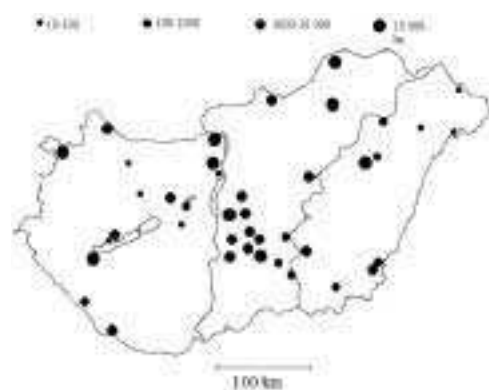
A fajszám-terület összefüggés alapján olyan védelmi javaslatok születtek, melyek kimondták, hogy nagy területet érdemes védeni, mivel azon több faj található, és kevesebb fajt veszít az idő múlásával, mint egy kisebb terület. A terület csökkentése tehát a fajszám csökkenéséhez vezet. Jóval vitatottabb kérdés, hogy vajon egy nagy terület több fajt tartalmaz-e, mint több kicsi, összességében ugyanakkora terület (SLOSS probléma). Többben kimutatták, hogy több kis területen összesen több faj található, mint egy darab ugyanakkora összterületű nagy területen (Quinn & Harrison 1988). Ez azonban több dologtól függ: az adott védelem céljaitól, a fajok ökológiájától, a védett területek egymástól való függetlenségétől (Newmark 1986). Felmerül tehát a kérdés: a mi esetünkben vajon több kisebb, vagy egy nagyobb területet érdemes védeni; mely esetben hatékonyabb a megőrzés, hogyan tudnánk több fajnak menedéket nyújtani?

A klasszikusnak számító McArthur és Wilson féle szigetbiogeográfia a fajok véletlenszerű előfordulását prediktálta (McArthur & Wilson 1967, Whittaker 1992). Ezzel szemben áll a determinisztikus megközelítés, mely szerint a sziget mérete alapján megjósolhatók a potenciálisan megtelepedő fajok. Ennek az alapja a "nested species subset", azaz a közösségek hierarchikus egymásba ágyazottsága. Ez azt jelenti, hogy a kisebb foltok fajkészlete a nagyobb foltok fajkészletének folytonos szűkítése révén alakul ki (Atmar & Patterson 1993). Tehát, ha van egy nagy szigeten A, B, C és D faj, akkor a kisebbben

A, B és C, a még kisebbben A és B, stb. Ez a teljes rendezettség állapota, de a természetben általában valamilyen fokú rendezetlenség várható.

Az egymásba ágyazottság természetesen nem jellemző akárhonnan összeválogatott közösségekre. A szükséges három feltétel (Atmar & Patterson 1993, Wright *et al.* 1998): (1) közös biogeográfiai és evolúciós múlt, (2) hasonló jelenkori környezet, és (3) a niche kapcsolatok hierarchikus elrendeződése (Patterson & Brown 1991). Azonban ezek megléte esetén sem szükségszerű az egymásba ágyazottság, aminek hiánya nem feltétlenül jelenti a közösség random összetételét, hanem esetleg más, nem random mintázat lehet jelen (pl. "checkerboard" mintázat).

Az egymásba ágyazottságot kialakító tényezők vizsgálata az egyik legfontosabb további kutatásra váró feladat (Wright *et al.* 1998). Ezek a következők: (1) passzív mintavétel, (2) az élőhelyek egymásba ágyazottsága, (3) különbségek a kihalás valószínűségében, és (4) különbségek a kolonizációs képességekben (Worthen 1996, Wright *et al.* 1998). A fajok kipusztulásának sorrendje jelentősen meghatározott. A konkrét rendszer szerint történő kihalás elmélete egyszerű: az eredetileg létező élőhely, mely jellemző fajkészletet tartalmazott, feldarabolódik kisebb szigetek csoportjára. Minden szigeten van egy faj, amely legközelebb áll minimum fenntartható populációméretéhez, ezért lokális kihalásának valószínűsége a legnagyobb az adott közösségben. Ahogy a terület mérete csökken, a jelenlévő fajok populációi egymás után halnak ki a saját kihalási kockázatuk sorrendjében. Ha ez a sorrend a "szigetcsoport" minden tagjánál azonos, teljes rendezettséget kapunk (Atmar & Patterson 1993).



1. Ábra. Azon védett területek, és hozzávetőleges nagyságuk (hektárban), amelyekről költő madárfajok listáit bevontuk az elemzésbe.

Fig. 1. Protected areas with list of breeding bird species, and their area.

Az egymásba ágyazottság fontos javaslatokkal szolgálhat a konzervációbiológusok számára (Whittaker 1998). Például, ha a közösségek nagy mértékben egymásba ágyazottak, egy nagy összefüggő terület védetté nyilvánításával több fajt védhetünk, mint több kis terület esetén (Quinn & Harrison 1988, Wright & Reeves 1992, Atmar & Patterson 1993, McLain & Pratt 1999). Ezenkívül olyan információkat kapunk a közösség szerkezetéről, melyek alapján a leginkább kipusztulással fenyegetett fajok, illetve veszélyeztetett élőhely szigetek azonosíthatóak (Atmar & Patterson 1993). Így a természetvédelem számára fel lehet hívni a figyelmet a legsürgetőbb problémára.

2. Módszerek

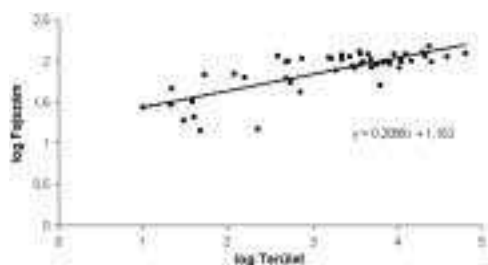
Az ország különböző részein fekvő védett területeket (nemzeti parkokat, tájvédelmi körzeteket, természetvédelmi területeket, és arborétumokat) vizsgáltunk (1. Ábra). A fészkelő madárfajok listáit az alábbiak alapján állítottuk össze: a listába felvettük

mindazon fajokat, melyek az utóbbi 30 évben legalább egyszer fészkeltek a védett terület határain belül. Felmerülhet az a kifogás a faunalisták ellen, hogy további elemzésre nem igazán alkalmasak, mert a mintavételi elrendezés, a módszerek, illetve a mintavételre fordított energia lényegesen különböző a területek közt. Emiatt az adatok kritikai vizsgálatát is elvégeztük, és végül mindösszesen 42 területről kaptunk értékelhető fajlistákat. Ezeket részben tudományos cikkekből nyertük, részben a területet ismerő szakemberektől kaptuk. A területeken összesen 204 madárfaj fészkel.

A listák alapján elkészítettük a fajszám-terület összefüggés ábrát. Az adatokat log-log skálán ábrázoltuk, mely az irodalomban leggyakrabban használt modell. Így a kapott egyenes meredekségét más, irodalmi adatokkal összevethettük. Ugyanakkor a vizsgált fajszám-terület összefüggésre legjobban illeszkedő modell megkeresése regresszió reziduálisok elemzésével további munkát igényel.

Ezután Quinn és Harrison féle kumulatív görbéket vettünk fel: a rendelkezésre álló adatokat (a "szigetek" mérete és a hozzájuk tartozó fajszám) kétféle módon rendeztük el: 1. Az adatokat a nagyobb szigettől a kisebb felé haladva adtuk össze (N-K), ekkor maximalizáltuk a szigetméretet. 2. A legkisebb szigettől haladtunk a nagyobb felé (K-N), azaz a szigetméretet minimalizáltuk. A két görbét összehasonlítva kimutatható, hogy több kicsi, vagy néhány nagy terület védelme maximalizálja-e a fajszámot (Quinn & Harrison 1988).

A közösségek egymásba ágyazottságát a "Nestedness temperature calculator" program (<http://aics-research.com/nestedness/tempcalc.html>) segítségével számoltuk. Ez az eddig készített legjobb és leg-



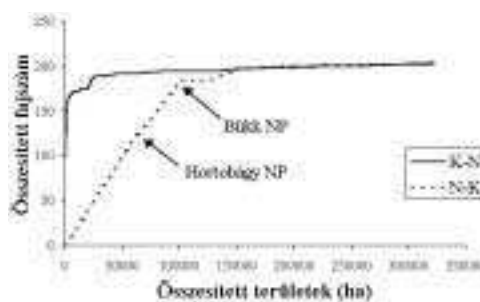
2. Ábra. Fajszám-terület összefüggés a magyarországi védett területek fészkelő madárfaunája alapján. Mindkét tengely logaritmikus beosztású.

Fig. 2. Species-area relationship of breeding birds in Hungarian nature reserves. Both axes are logarithmical.

könnyebben használható módszer. Kevésbé függ a mátrix méretétől, és telítettségétől, így a kapott eredményeket más, eltérő helyeken és taxonokkal végzett vizsgálati eredményekkel is össze lehet hasonlítani (Wright *et al.* 1998).

Az Atmar és Patterson által kifejlesztett Nestedness temperature calculator program a faj/előfordulási hely jelenlét-hiány mátrix rendezetlenségét méri, ahol a rendezetlenség (entrópia) és a hőmérséklet azonos fogalmak (Atmar & Patterson 1993). A mátrix kétféle információt közöl: (1) megmutatja mely fajok mely szigeten fordulnak elő, (2) információt ad a fajok kihalási sorrendjéről, illetve a szigetek méretének "jószágáról". Ez utóbbiakat csak akkor láthatjuk, ha a mátrixot a maximum egymásba ágyazottság állapotába rendeztük. A legstabilabb populációjú fajok és a legfajgazdagabb területek mindig a mátrix bal felső sarkában helyezkednek el (Atmar & Patterson 1993, Wright *et al.* 1998).

Egy tökéletesen rendezett, "hideg" mátrix 0°-os, ebben teljes mértékben megjósolható a fajok kihalási sorrendje. Egy teljesen rendezetlen mátrix 100°-os, ahol semmilyen információnk nincs a kihalások sorrendjéről, ez teljességgel véletlenszerű.



3. Ábra. Kumulatív fajszám-terület összefüggés a magyarországi védett területek fészkelő madárfaunája alapján.

K-N: az adatok összeadása a legkisebb területtől kezdve.

N-K: az adatok összeadása a legnagyobb területtől kezdve.

Fig. 3. Cumulative species-area relationship of breeding birds in Hungarian nature reserves.

K-N: isolates ranked from small to large

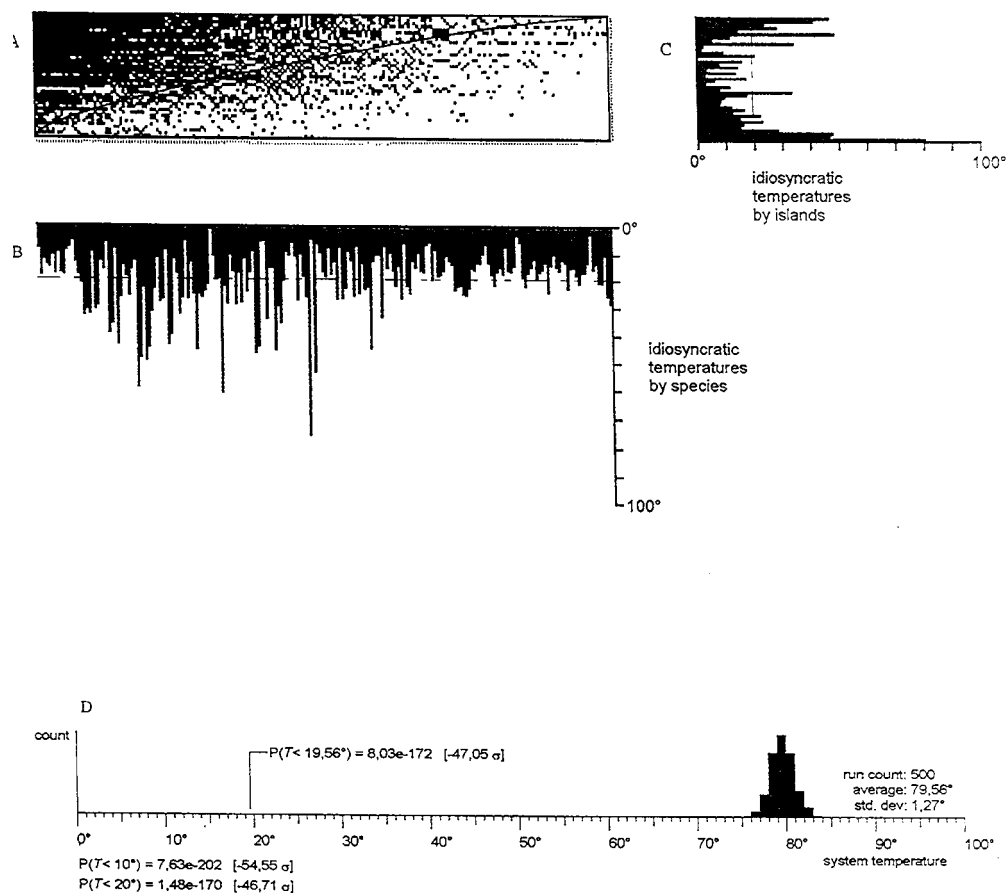
N-K: isolates ranked from large to small

Ez azonban csak az 50%-os telítettségű és négyzet alakú mátrixokra igaz. Mivel a miénk nem ilyen (204 faj x 42 terület, telítettség: 37,4%), a mátrix teljes rendezetlenségéhez tartozó hőmérsékletet a mátrix Monte Carlo szimulációval randomizált 500 változatának átlaghőmérsékletének meghatározásával végeztük el.

3. Eredmények

A fajszám ténylegesen nőtt a területtel a vártak megfelelően (2. Ábra). A log-log modellre illesztett egyenes egyenlete: $Y = 0,2088x + 1,163$.

A kumulatív görbék (3. Ábra) felvételénél a mi esetünkben problémát okozott az a tény, hogy a területeink mérete között nagy (három nagyságrendbeli) eltérések voltak. Ennek ellenére jól látszik, hogy a K-N görbe jóval meredekebben emelkedik, mint az N-K, azaz a kisebb területek összesítéséből származó ugyanakkora mé-



4. Ábra. Magyarországi védett területek fészkelő madárfaunáinak egymásba ágyazottsága.

A) A mátrix (204 faj 42 területen) a maximális egymásba ágyazottság állapotában.

B) A 204 madárfaj hozzájárulása a mátrix rendezetlenségéhez. Minél kiugróbb egy érték, annál kevésbé prediktálható az adott faj előfordulása az egymásba ágyazottság alapján. A vonal a mátrix átlaghőmérsékletét jelzi (19,56°).

C) A 42 terület hozzájárulása a mátrix rendezetlenségéhez. Minél kiugróbb egy érték, annál kevésbé prediktálható az adott terület faj-kompozíciója az egymásba ágyazottság alapján. A vonal a mátrix átlaghőmérsékletét jelzi (19,56°).

D) Az adott 204 x 42 mátrix Monte Carlo szimulációval számolt, maximum rendezetlenségéhez tartozó hőmérséklet érték.

Fig. 4. Nestedness of breeding birds in Hungarian nature reserves.

A) The maximally packed matrix (204 species on 42 sites)

B) The contribution of the 204 bird species to the disorder of the matrix. The highest the temperature, the least predictable the occurrence of the given species. The line indicates the mean temperature of the matrix (19,56°).

C) The contribution of the 42 sites to the disorder of the matrix. The highest the temperature, the least predictable the species composition of the given site. The line indicates the mean temperature of the matrix (19,56°).

D) The temperature that belongs to the maximum disorder of the given (204 x 42) matrix calculated by Monte Carlo routine.

retű terület több fajt tartalmaz. A legtöbb adatnál mások is ilyen eredményre jutottak (Quinn & Harrison 1988). Az N-K görbén megfigyelhető azonban, hogy két legnagyobb védett területünk (a Hortobágyi és a Bükki NP) együtt majdnem a teljes fajkészletet birtokolják (183 faj a 204-ből). A két görbe a végén metszi egymást, ez annak a következménye, hogy több olyan faj is van, amely kizárólag a Bükki, vagy a Hortobágyi NP-ban fészkel.

A Nestedness program segítségével kiszámolt hőmérséklet érték a mi mátrixunkra $19,56^\circ$ -nak bizonyult (4. Ábra). A fenti méretű és telítettségű mátrixot random módon 500-szor generáltuk, ami alapján a teljes rendezetlenséghez $79,56^\circ$ tartozott (4/D ábra). Annak a valószínűsége, hogy a kapott mátrixunknál, amely $19,56^\circ$ -os, random módon hidegebbet kapjunk, nagyon kicsi: $P(T < 19,56^\circ) = 8,03 \times 10^{-172}$. Tehát a mátrix összetétele determinisztikusnak bizonyult, azaz a fajok nem véletlenszerűen fordulnak elő a különböző méretű védett területeken.

Megvizsgáltuk azt is, hogy az egyes fajok és területek közül melyek járultak hozzá a magas hőmérséklethez (4/B és 4/C ábra). Ezen nem várt módon viselkedő, azaz a mátrixban nem várt helyen megjelenő (ún. idioszinkratikus) fajok illetve területek külön vizsgálata szükséges azért, hogy megállapíthassuk, mi okozza ezt a kiugró viselkedést. Idioszinkratikus területnek bizonyult a Hortobágyi NP, az Ócsai TK, a Szigetközi TK, a Tiszavasvári Fehér-szik TT, és a Budai Sas-hegy TT. A fajok közül idioszinkratikus a gulipán (*Recurvirostra avosetta*), a piroslábú cankó (*Tringa totanus*), a szárcsa (*Fulica atra*), a kék vércse (*Falco vespertinus*), a nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*), és a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*).

4. Értékelés

Connor és McCoy (1979) összefoglaló munkája szerint többféle elfogadott érték létezik a fajszám-terület összefüggés log-log ábrázolásakor kapott egyenes meredekségére. Ezek az értékek 0 és 0,5 közé esnek. Az eredmények szerint általában a 0,20 és 0,40 közötti értékek a leggyakrabban, igazi izolátumok esetében (Newmark 1986). Az általunk kapott meredekség érték (0,2088) is ebbe a tartományba esett, ami alátámasztja a védett területek eltérő voltát a nem védett mátrix élőhelyektől.

A kumulatív görbék alapján azt mondhatnánk, hogy több kis terület védelmével jobban járunk, hiszen ugyanannyi fajt sokkal kevesebb terület védelmével meg lehet őrizni. Az adatok szerint a két legnagyobb területen fészkelő fajok száma 183, a területük összesen 102448 ha, viszont ha ezt a fajszámot kisebb területek összesítésével szeretnénk megkapni, elég a 30 legkisebb terület 6709 hektárját figyelembe venni. Ez, első ránézésre, kevesebb pénzbe és nehézségbe kerül. Fontos megjegyezni azonban azt, hogy nem elég csupán a számokat nézni, figyelembe kell venni a fajok identitását is (Burkey 1989), mert a legtöbb ritka, értékes faj csak a legnagyobb területeken fordul elő. E fajok gyakran kulcsfajok pl. csúcsragadozók, így központi szerepük van a teljes rendszer hosszútávú fennmaradásában. A védelem alá helyezett területek hosszú távon csak olyan fajokat képesek megőrizni, melyek területigénye kisebb, mint a park mérete. Ezen kívül a kisebb területeken élő kisebb populációk jobban ki vannak téve genetikai, demográfiai és ökológiai sztochasztikus eseményeknek, melyek a populáció kihalásához vezethetnek (Burkey 1989).

Feltétlenül szükséges tehát a nagy területek védelme, mivel egyes fajok területigénye ezt megköveteli (Quinn & Harrison 1988). Ennek ellenére a kis területek is fontos szerepet játszhatnak főleg a lokálisan előforduló fajok védelmében, ezenkívül akkor, ha nincs lehetőség egy nagy terület védelmére. Szintén fontos megjegyezni azt, hogy egyetlen terület védelme esetén bizonyos természeti katasztrófák megváltoztathatják a teljes területet, míg több terület esetében, ha a katasztrófa bekövetkezik egy helyen, a többi terület épen maradhat (Burkey 1989).

Meg kell vizsgálni azt is, hogy mire törekszünk a védelem során (Burkey 1989). Ha a védelem célja az, hogy maximalizáljuk a fajszámot, akkor a területek fajkészlete közötti hasonlóságot kell figyelembe venni. Ha az a cél, hogy minimalizáljuk a fajok kihalási valószínűségét, akkor a válasz nagy mértékben függ a fajok ökológiájától, és a területeken bekövetkező, kihaláshoz vezető sztohasztikus események függetlenségétől (Newmark 1986, Quinn & Harrison 1988). A fajok nem egyformák. Kimutatták, hogy egy nagyobb területen több olyan faj található, mely nem tudja használni a védett parkkal határos területeket, mint két kisebb, összesen ugyanakkora méretű védett területen. Ezzel szemben két kisebb védett terület több olyan fajt tartalmaz, amelyek képesek használni a szomszédos habitatokat, mint egy nagy védett terület (Humphreys & Kitchener 1982). Tehát a kisméretű védett területek inkább a generalista fajok fennmaradásában játszanak szerepet, a specialista fajok nagyméretű területeket igényelnek (McLain & Pratt 1999).

Az egymásba ágyazottság alapján a védett területek madárközösségei szignifikánsan egymásba ágyazottak. Az eddigi

vizsgálatok szinte kivétel nélkül szignifikánsan nem random fajegyütteseket mutattak ki valódi, illetve élőhely szigeteken (pl. Simberloff & Martin 1991, Patterson & Brown 1991, Atmar & Patterson 1993, Hansson 1998, Wright *et al.* 1998, McLain & Pratt 1999).

Ha alacsony egy mátrix hőmérséklete, akkor egyes fajok csak a fajgazdag területeken találhatók meg. Azon fajok, amelyek a kisebb, fajszegényebb szigeteken élnek, valójában minden szigeten megtalálhatók, míg a ritka, védelemre szoruló fajok csak a fajgazdag szigeteken. Ekkor egyetlen nagy területet érdemes védeni (Wright & Reeves 1992, Worthen 1996). Ha a mátrix hőmérséklete nő, több kisebb területen összességében több fajt találhatunk. Azonban magában a fajszámok összeadogatása félrevezető lehet: a magasabb hőmérsékletű mátrixok rövid populáció életidőket jelentenek, nagyobb a kihalások valószínűsége (Atmar & Patterson 1993). Ezen kívül fontos, hogy megállapítsuk, hogy mi a védelem célja, és megvizsgáljuk a fajok és területek tulajdonságait is: meg kell nézni, hogy melyik faj nem mutatja a várt elrendeződést, és miért. Ezután tehetünk csak természetvédelmi javaslatokat (Simberloff & Martin 1991, Worthen 1996).

Az idioszinkratikus értékek vizsgálatakor a kiugrás mértéke megmutatta, hogy milyen mértékben járultak hozzá az egyes fajok és területek a hőmérséklet magas értékéhez, azaz melyek voltak azok, amelyek a rendezetlenséget okozták nem várt viselkedésükkel.

Fajok esetében a nem várt viselkedés azt jelenti, hogy nem a leginkább fajgazdag területeken fészkeltek, hanem a szegényebb területeken. Ez lehet speciális habitátigény következménye, vagy egyes fajok szegély iránti preferenciájának kö-

vetkezménye. Természetesen, mivel egy speciális habitat valószínűbb, hogy jelen van egy nagyobb területen, az előbbi csoport terület függőnek tűnhet, de esetükben a habitat a meghatározó, nem a terület *per se* (Simberloff & Martin 1991). A fajok vizsgálatakor kiderült, hogy általában azok viselkedtek a várttól eltérően, melyeknek speciális a habitat igénye. Gulipán: szikes puszták és elöntések; piroszlábú cankó: nedves rétek, vízborítottsággal; szárcsa: nádasokkal övezett mélyebb vizű tavak; kék vércse: nagy nyílt térségek facsoportokkal és varjú fészkekkel; nádirigó és foltos nádiposzáta: nádasok, mocsarak (Haraszthy 1998). Ezért, ha ezen fajok védelme a célunk, elsősorban nem a terület méretét, hanem a szükséges habitat megletét és minőségét kell figyelembe venni.

A kiugró területeket két csoportra lehet osztani. Az egyik csoportba a nagyobb területek tartoznak. Ezeknél fontos, hogy mennyire alapos a terület bejárása, azaz a fajlista mennyire teljes, hiszen a nagy területeknél jelentős különbségeket okozhat, ha a feltérképezés intenzitása eltérő. Nálunk kiugróak lettek az alaposabban ismert területek értékei (Ócsai TK, ahol a Madártani és Természetvédelmi Egyesület madárgyűrűző tábora a nyolcvanas évek elejétől működik a területen; Szigetköz TK, ahol a vízügyi beavatkozások monitorozása, illetve madártani kutatások folynak már több mint egy évtizede; és a Hortobágy NP, ami az egyik legismertebb terület Magyarországon kiemelkedő természeti értékei és kiugró madártani érdekessége miatt). A Hortobágy esetében unikális fajkészlete is hozzájárul a kiugró hőmérsékletéhez. A kisebb területek esetében azok tértek el a várttól, amelyek ugyan nagyobb területűek, de csak egyféle speciális habitatot foglaltak magukba (pl.: Tiszavasvári

Fehér-szik TT - 224 ha), illetve azok, melyeknél nagy az ember zavaró hatása (pl.: Budai Sas-hegy TT- 30 ha).

5. Következtetés

Magyarországon eddig lényegében nem folytak nagy térléptékű elemző munkák, melyek a védett területek faunisztikai feldolgozásain alapulnak. Ugyanakkor e munkák megbízhatósága nagyban függ a felhasznált fajlisták minőségétől. Az adatgyűjtés során szerzett fontos tapasztalataink volt, hogy az igen sok madártani adatnak a szakirodalomban csak csekély része alkalmas további elemző munkákra. Legtöbb cikk csak a fontos fajokat, vagy érdekességeket említi meg, vagy nem tesz különbséget a költő és nem költő fajok között stb. E listák értéke csekélyebb, mint egy teljes költő fajokat tartalmazó listáé.

További fontos vizsgálatnak tartjuk az ugyanarra a területekre vonatkozó eltérő taxonokkal végzett egymásba ágyazottság vizsgálatokat, mert így lehetőség nyílna a különböző taxonok közösségszerkezetének összehasonlítására (Hansson 1998), illetve a védett területek különböző taxonokra vonatkozó hatékonyságának vizsgálatára.

Köszönetnyilvánítás: Köszönjük Büki Józsefnek, Moskát Csabának, Csörgő Tibornak és sok más szakembernek az adatgyűjtésben nyújtott segítséget. A munkát az OTKA F/29242 pályázat támogatta.

Irodalomlista

- Atmar, W. & B. D. Patterson. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. – *Oecologia* 96: 373-382.

- Báldi, A. 1996. Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – Természetvédelmi Közlem. 3-4: 103-112.
- Báldi, A. 1998. A fajszám-terület összefüggés modelljeinek és elméleteinek áttekintése. – Ornis Hung. 8 Suppl. 1: 41-48.
- Báldi, A. 1999. Biodiversity in Hungary: advantages and limits of taxonomically complete faunal inventories. – Nat. Areas J. 19: 73-78.
- Báldi, A. & G. Csorba. 1997. Mennyire megalapozott ökológiailag a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmének jogi státusa? – Természetvédelmi Közlem. 5-6: 79-86.
- Bevanger, K. 1986. Number of bird species used for selection of protected areas. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 10: 45-52.
- Burkey, T. V. 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. – Oikos 55: 75-81.
- Connor, E. F. & E. D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. – Am. Nat. 113: 791-833.
- Hansson, L. 1998. Nestedness as a conservation tool: plants and birds of oak-hazel woodland in Sweden. – Ecol. Letters 1: 142-145.
- Haraszthy, L. 1998. Magyarország madarai. – Mezőgazda, Budapest
- Humphreys, W. F. & D. J. Kitchener. 1982. The effect of habitat utilization on species-area curves. Implications for optimal reserve area. – J. Biogeogr. 9: 391-396.
- Janzen, D. H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. – Oikos 41: 402-410.
- McArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. The theory of Island Biogeography. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- McGuinness, K. A. 1984. Equations and explanations in the study of species-area curves. – Biol. Rev. 59: 423-440.
- McLain, D. K. & A. E. Pratt. 1999. Nestedness of coral reef fish across a set of fringing reefs. – Oikos 85: 53-67.
- Miller, K. R. 1982. Parks and protected areas: considerations for the future. – Ambio 11: 315-317.
- Newmark, W. D. 1986. Species-area relationship and its determinants for mammals in western North American national parks. – Biol. J. Linnean Soc. 28: 83-98.
- Patterson, B. D. & J. H. Brown. 1991. Regionally nested patterns of species composition in granivorous rodent assemblages. – J. Biogeogr. 18: 395-402.
- Quinn, J. F. & S. P. Harrison. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. – Oecologia 75: 132-140.
- Simberloff, D. & J.-L. Martin. 1991. Nestedness of insular avifaunas: simple summary statistics masking complex species patterns. – Ornis Fenn. 68: 178-192.
- Whittaker, R. J. 1992. Stochasticism and determinism in island ecology. – J. Biogeogr. 19: 587-591.
- Whittaker, R. J. 1998. Island biogeography. Ecology, Evolution, and Conservation. – Oxford University Press, Oxford.
- Worthen, W. B. 1996. Community composition and nested-subset analyses: basic descriptors for community ecology. – Oikos 76: 417-426.
- Wright, D. H. & J. H. Reeves. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. – Oecologia 92: 416-428.
- Wright, D. H., Patterson, B. D., Mikkelsen, G. M., Cutler, A. & W. Atmar. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. – Oecologia 113: 1-20.

Ornis Hungarica 10: 27-33. 2000

Madártani kutatások eredményeinek beépítése az erdészeti üzemtervekbe

Firmánszky Gábor és Frank Tamás

Firmánszky, G. and Frank, T. 2000. Incorporation of ornithological research results in long-term forestry management plans. – Ornis Hung. 10: 27-33.

The Zemplén Mountains (NE Hungary) have a rich and unique avifauna. To preserve this richness, an important practical task is to incorporate ornithological research results into the forestry management plans. This can facilitate the long term work of both conservation and forestry. Based on these forestry management plans, most of the harmful forestry practices for given species can be avoided. This conservation action has been based on the cooperation of the Zemplén Chapter of the BirdLife Hungary, forestry and nature conservation authorities.



A Zempléni-hegység erdei avifaunájának gazdagsága egyedülálló Magyarországon. Ennek gyakorlati védelmében egyik fontos stratégiai elem az erdészeti üzemtervezés során a madártani kutatások és felmérések eredményeinek felhasználása. Ezáltal a védelmi munka is hosszútávon tervezhetővé válik, csakúgy, mint a gazdálkodó tevékenysége. Az erdészeti üzemterv ismeretében az erdészeti tevékenységnek az egyes fajok állományát veszélyeztető, jelentősebb hatásai előre kivédhetők. Ez a védelmi munka, amelyben az MME Zempléni Hcs-ja aktívan részt vállal, az erdészeti és természetvédelmi hatóságokkal együttműködve folyik.

F. G.: 3881 Abaújszántó, Harsány u. 10. F. T.: MME, 1121 Budapest, Költő u. 21.

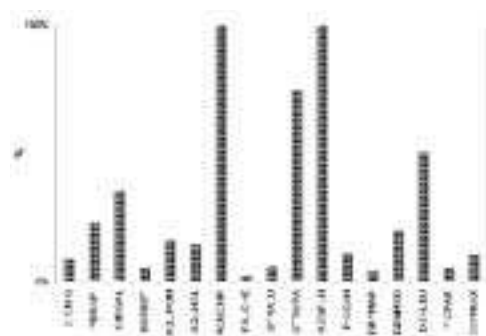
1. Bevezetés

Erdős területen a legjelentősebb élőhelyformáló és átalakító tevékenységet az erdőgazdálkodási munkák jelentik. Ezek közül is kiemelkednek a különféle fahasználatok (gyérítések, véghasználatok). Természetvédelmi, szűkebb értelemben vett madárvédelmi szempontból nagyon sok konfliktust eredményezett, illetve jelent napjainkban is a gazdálkodás időbeni és térbeni ütemezése és a madarak költési, fiókanevelési periódusa egybeesése. E probléma kezelése nem egyszerű feladat, és valószínűleg mindenhol másképp próbálják megoldani. Azonban általánosságban igaz, hogy az erdőgazdálkodási tevékenység bi-

zonyos hatásai legnagyobb részben előre láthatóak, kiszámíthatóak, tehát elvileg ki is védhetők.

Miért kiszámítható, előre látható az erdőgazdálkodó tevékenysége? Mert az erdőgazdálkodás 10 évre szóló erdészeti üzemtervek alapján folyik. Ezekben a tervekben megtalálható, hogy a terv érvényességi ideje alatt az adott erdőterületen, erdőrészletben milyen fahasználati munkák hajthatók végre és milyen időtávlaton belül.

Egy adott erdőterület madártani felmérése során (faj, egyedszám, revierek) elegendő információ állhat rendelkezésünkre ahhoz, hogy az erdőgazdálkodás tervezése folyamán elsősorban a természetvédelmi hatóság, jelen esetben a Bükk Nemzeti



1. Ábra. A fontos zempléni fajok állományának aránya a teljes hazai állományhoz viszonyítva.

Fig. 1. Percentage of the Zemplén populations of important bird species of the Hungarian populations.

Park Igazgatóság közreműködésével adataink beépüljenek az erdőtervekbe, illetve figyelembe vegyék őket az erdészeti üzemtervek készítésénél. Ez akkor valósul meg legeredményesebben, ha az Állami Erdészeti Szolgálat (továbbiakban ÁESZ) területileg illetékes (itt Miskolci) Igazgatóságának szakembereivel is jó munkakapcsolatot tudunk kialakítani. Ennek eredményeként az erdőgazdálkodó tevékenysége és a madárvédelem érdekei hosszabb távon összeegyeztethetők, illetve mind a hatósági, mint a gyakorlati védelmi munka hatékonyabbá tehető.

Célunk az, hogy adott esetben a madárvédelem szempontjai, érdekei érvényesüljenek, ezeket figyelembe vegyék az erdőgazdálkodás során. Vajon tudunk-e már eleget a madarakról, zavarással szembeni érzékenysükről, tűrőképessükről, élőhelyigényükről stb, ahhoz, hogy hatékonyan tudjuk őket védeni?

2. Módszerek

Közel tíz éve kezdtük el a Zempléni-hegységben az MME Zempléni HCs-ja keretein

belül a madártani és más természeti értékek erdőrészlet szintű előfordulási adatait és a védelmi javaslatokat az erdészeti üzemtervekbe beépíttetni, a Zempléni Tájvédelmi Körzet munkatársaival együttműködve.

A Zemplén területén több kiemelt jelentőségű madárfaj fészkel (1. Táblázat, Nagy 1998). Természetesen mind a kutatás, mind a védelem más madárfajokat is érintett, de jelen dolgozathoz az előbbieket a következő kiválasztási szempontok alapján kerültek kiválasztásra, amely szempontok közel hasonlóan érvényesülnek mindegyiküknél:

1. az élőhely fontossága
2. természetvédelmi jelentőség
3. érzékenység az erdészeti tevékenységre
4. kellő mennyiségű adat és védelmi tapasztalatok a fajra vonatkozóan
5. különleges élőhelyigény
6. a védelmi problémák reprezentálása.

A továbbiakban összehasonlítva a fajokat európai, hazai és zempléni állományát, illetve európai védelmi helyzetét vizsgálva (Hagemeyer & Blair 1997, Magyar *et al.* 1998, Nagy 1998, Tóth *et al.* 1999), azt tudjuk alátámasztani, hogy milyen jelentősége van e fajok zempléni populációjának megőrzésének a hazai állományuk fennmaradásában (1. Táblázat, 1. Ábra). Ezt a gondolatot tovább fűzve és megvizsgálva a fajok számára a középhegységi erdei élőhely fontosságát (2. Táblázat), nyilvánvalóvá válik, hogy a középhegységi erdei élőhelyek védelme, megfelelő kezelése mennyire fontos e madárfajok számára. Ezek az adatok az egyes fajok és a védelem tekintetében meghatározzák a prioritásokat is, amelyek a legkritikusabb védelmi helyzetű, de jelentős zempléni állományú fajokra, illetve azok élőhelyeinek védelmére kell, hogy helyezze a hangsúlyt. Mindezek az információk, tények azok,

1. Táblázat. A vizsgált fajok állománya (fészkelő pár) európai (Európa), hazai (Magyaró.) és zempléni (Zemplén) IBA állományadatok (1997-1999) alapján, és a zempléni állomány hazai jelentősége (Z/Mo). A fajok védelmi helyzete: Védelem: az MME által készített védelmi besorolás; Eur. védelem: európai védelmi helyzet; SPEC = Species of European Conservation Concern, azaz az európai szinten veszélyeztetett fajok; M. I.: az Európai Unió Madár Irányelvének I. mellékletében szereplő faj.

Tab. 1. Number of breeding pairs of the European, Hungarian (Magyaró.), and Zemplén Mountains populations based on IBA (1997-1999) data, and the national significance of the Zemplén populations (Z/Mo). The protection status of the species: Védelem: protection status according to the categorisation of the BirdLife Hungary; Eur. védelem: protection status in Europe; SPEC: Species of European Conservation Concern; M. I.: the species is in (+) or not in (-) the Annex I of the EU's Bird Directive.

Faj	Species	Európa	Magyaró.	Zemplén	Z/Mo	Védelem	Eur. védelem	SPEC	M.I.
Fekete gólya	<i>Ciconia nigra</i>	5-6000	175	16	9%	3	ritka / rare	3	+
Darázsölyv	<i>Pernis apivorus</i>	44000	300	70	22%	4	stabil / stable	4	+
Kígyászölyv	<i>Circaetus gallicus</i>	4-5000	45	16	35%	3	ritka / rare	3	+
Békászó sas	<i>Aquila pomarina</i>	7-8000	100	16	16%	3	ritka / rare	3	+
Parlagi sas	<i>Aquila heliaca</i>	160-200	50	7	14%	1	veszélyeztetett / threatened	1	+
Szirti sas	<i>Aquila chrysaetos</i>	5,2-5,6000	3-4	4	100%	e	ritka / rare	3	+
Kerecsensólyom	<i>Falco cherrug</i>	300-340	110	2	2%	2	veszélyeztetett / threatened	3	-
Macskabagoly	<i>Strix aluco</i>	410-560000	3500	200	6%	e	stabil / stable	4	-
Uráli bagoly	<i>Strix uralensis</i>	11-14000	100	75	75%	e	stabil / stable	-	-
Gatyskuvik	<i>Aegolius funereus</i>	36-71000	2	2	100%	e	stabil / stable	-	+
Hamvas küllő	<i>Picus canus</i>	77-123000	1100	120	11%	e	csökken / decreasing	3	+
Fekete harkály	<i>Dryocopus martius</i>	210-265 ezer	4 ezer	150	4%	e	stabil / stable	-	+
Közép fakopáncs	<i>Dendrocopos medius</i>	62-78 ezer	7,5 ezer	1500	20%	e	stabil / stable	4	+
Fehérhátú fakopáncs	<i>Dendrocopos leucotos</i>	28-49 ezer	200	100	50%	4	stabil / stable	-	+
Kis légykapó	<i>Ficedula parva</i>	315-380 ezer	400	20	5%	4	stabil / stable	-	+
Holló	<i>Corvus corax</i>	203-257 ezer	400	40	10%	e	stabil / stable	-	-

Védelem: 1: világszerte veszélyeztetett fajok (globally threatened species); 2: Magyarországon és Európában is kedvezőtlen védelmi helyzetű fajok, amelyek hazai állománya az Európáinak több, mint 5%-a (species with unfavourable conservation status in Hungary and Europe, and the Hungarian population size is more than 5% of the European population); 3: Magyarországon és Európában is kedvezőtlen védelmi helyzetű fajok, amelyek hazai állománya kevesebb az Európai 5%-ánál (species with unfavourable conservation status in Hungary and Europe, and the Hungarian population size is less than 5% of the European population); 4: Magyarországon kedvezőtlen, de Európában kedvező védelmi helyzetű fajok (species with unfavourable conservation status in Hungary, but favourable conservation status in Europe); 5: Magyarországon biztos állományú, de Európában kedvezőtlen védelmi helyzetű fajok, amelyek hazai állománya az Európáinak több, mint 5%-a (species with stable population in Hungary, but unfavourable conservation status in Europe, and the Hungarian population size is more than 5% of the European population size); e: egyik kategóriába sem tartozó egyéb fajok (species not in the above categories).

amelyek a védelmi beavatkozásokat tudatossá és kellően megalapozottá teszik.

Az MME keretein belül folyó madárvédelem nevezhető civil madárvédelemnek is. Ez a civil madárvédelem többféleképpen befolyásolhatja hathatósan az erdészeti tevékenységet (2. Ábra). A személyes kapcsolatfelvétel minden esetben

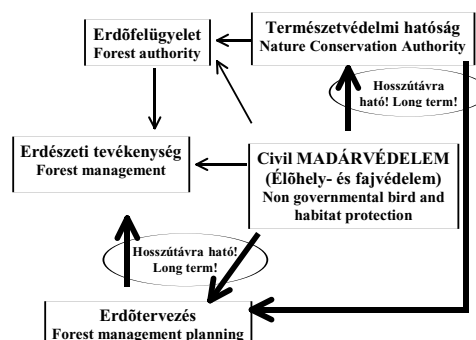
döntő fontosságú kérdés. Az erdőfelügyeleten azaz az ÁESZ Igazgatóságok erdőfelügyelőin keresztül havária jellegű védelmi problémák pl.: éves fakitermelés során veszélyeztetett fészkek stb; esetén befolyásolható az erdészeti tevékenység. Ez azonban csak pillanatnyi megoldást jelent. Általában hasonló jellegű közvetlenül az

2. Táblázat. Az európai középhegységi erdők mint élőhelyek fontossága a vizsgált fajok számára. Erdők fontossága: az adott faj európai populációjának hány %-a használja az éves ciklus valamelyik részében a vizsgált élőhelytypust (Tucker & Evans 1997 alapján).

Tab. 2. The importance of mountain forests for the studied species. Importance of forests: how large percentage of the european population of the species use the forests during a year (after Tucker & Evans 1997). See Table 1 for scientific names.

Fajok / Species	Erdők fontossága / Importance of forests
Fekete gólya	10-75%
Darázsölyv	10-75%
Kígyásölyv	10-75%
Békászó sas	75%<
Parlagi sas	75%<
Szírti sas	10-75%
Kerecsensólyom	10-75%
Macskabagoly	75%<
Uráli bagoly	?
Gatyáskuvik	?
Hamvas küllő	75%<
Fekete harkály	?
Közép fakopáncs	75%<
Fehérhátú fakopáncs	?
Kis légykapó	75%<
Holló	?

erdőgazdálkodó megkeresésével az erdészeti tevékenység befolyásolása, amely természetéből adódóan szintén csak pillanatnyi megoldásokat hozhat. Hosszútávra ható megoldást csak az erdőtervezésbe történő bekapcsolódás jelent, például korrekt adatok, információk megadásával! Ez jellemzően a természetvédelmi hatóságon keresztül történhet (amely adatok az általuk adott kutatási megbízás eredményei is lehetnek), mint természetvédelmi szakhatóság ők érvényesíthetik a szükséges védelmi szempontokat a tervezésben. Történhet ez az adott területen dolgozó erdőtervezőkkel történő személyes kapcsolatfelvétel útján is, amelynek csak végső, hatósági fázisába lép be a természetvédelmi hatóság. Így az üzemtervbe beépített védelmi szempontok, esetleg emiatt módosí-



2. Ábra. Az erdészeti tevékenység befolyásolásának lehetőségei.

Fig. 2. Possibilities to influence forestry.

tott fahasználati tervezés nemcsak 10, hanem 50-100 évre is meghatározhatja a védendő élőhely használatát, sorsát.

A természetvédelem lehetséges együttműködési stratégiáját az erdőtervezés ciklikussága, illetve éves munkaszakaszai határozzák meg (3. Ábra). Ebben a körben is igaz az, hogy csak az időben megadott információ hasznosítható. Az adott fontos madárélőhelyen az erdőtervezési munkák megkezdése előtt érdemes fölvenni a kapcsolatot az erdőtervezőkkel. A terepi munkák megkezdésekor (akár közös terepi bejárásakor) és folyamatos egyeztetés során adhatók meg azok az általános paraméterek, információk (a terület madártani értékei, veszélyeztetett élőhelytípusok stb), és konkrét adatok (fészkelőhely stb), illetve védelmi szempontok, amelyek figyelembevétele célunk a fahasználatok, a gazdálkodás tervezésekor. Az év középső időszakában a II. és III. negyedekben még meglehetősen plasztikus a terv. Ilyenkor a terepi felvételek során figyelembe tudják venni a madárvédelem (természetvédelem) szempontjait. Minél előrehaladottabb a munka, pl a IV. negyedében az adatfeldolgozás időszakában, annál nehezebb újabb szempontoknak érvényt szerezni, még hatósági eszközökkel is!

I.n. év	II.n. év	III.n. év	IV.n. év
Előző évi adatfeldolgozás, záró tárgyalás / Analysis of data from the previous year, meeting.	Terepi munkák (erdőleírás, fahasználatok tervezése) / Field works (forest description, planning).	Terepi munkák (erdőleírás, fahasználatok tervezése) / Field works (forest description, planning). Előzetes (L-lap) egyeztetés / Preliminary agreement.	Adatfeldolgozás / Data analysis.
↑	↑	↑	↑
Személyes kapcsolatfelvétel / Establishing personal contacts.	Személyes kapcsolatfelvétel / Establishing personal contacts. Erdőrészt szintű adatok és a védelmi szempontok megadása / Determining forest tract level data and conservation priorities.	Erdőrészt szintű adatok és a védelmi szempontok megadása / Determining forest tract level data and conservation priorities.	Erdőrészt szintű adatok és a védelmi szempontok beépítése (szöveges megjegyzés) / Forest tract level data, and the incorporation of conservation priorities (text remarks).

3. Ábra. Az erdőtervezés éves munkaszakaszai vázlatosan és a természetvédelem lehetséges együttműködési stratégiája.

Fig. 3. Within year sections of forest planning, and the possible cooperation with nature conservation.

Az erdei élőhelyeken a madárvédelmi problémák hosszútávú, a lehető legkevesebb konfliktust jelentő megoldásának szinte egyetlen lehetősége, ha az erdőtervezés és az üzemterv készítés során próbáljuk a védelem szempontjait érvényesíteni, természeti érték adatokkal együtt beépíteni ezekbe a tervekbe.

3. Eredmények

Az egyes fajok fészkelési periódusát és ezen belül az erdőgazdálkodási tevékenység által a költés sikerét különösen veszélyeztető, érzékeny időszakot, tapasztalataink alapján a 3. Táblázatban vetettük össze. A táblázatot elemezve az megállapítható, hogy a parlagi és a szirti sas esetében már igen korán (sok esetben már az előző év decemberében) elkezdődik a revierfoglalás, amelyet szintén tekinthetnénk különösen érzékeny időszaknak a madarak számára, habár erre van ellen példa is, például a szirti sas esetében. Ilyen esetekben az adott fészkelőhelyen a zavarás következtében elmaradhat a költés, de egy váltófészkekben a pár még nagy valószínűséggel költethet sikeresen.

A parlagi sasnál rendelkezünk olyan tapasztalattal, hogy az egyébként az erdőgazdálkodókkal sok konfliktust jelentő erdőművelési munkák, különösen az erdősítések ápolásának korlátozása már nyár elején feloldható. Ekkor a parlagi fiókák 3-4 hetesek és egy természetvédelmi őr, vagy egy önkéntes, hozzáértő egyesületi tag felügyelete mellett az ápolási munkák elvégezhetők a fészekkel szomszédos erdőrésztben. Ekkor folyamatosan figyelni kell az öreg madarak viselkedését és ha túl izgatottak, vagy bármi veszélyezteteti a fiókákat, az ápolást abba kell hagyni, illetve 1-1 napig szüneteltetni kell a munkálatokat, de megfelelő körültekintéssel ezek figyelembevételével az ápolás elvégezhető. Természetesen a munkát a terület legtávolabbi pontján kell kezdeni és úgy közelíteni a fészkelőhelyhez. Más fajok esetében, amelyek esetleg hasonló állományperemi pozícióban fészkelhetnek (pl.: szirti sas) nincsenek még ilyen tapasztalatok.

Az egyes fajok érzékenységét figyelembe véve a leggyakrabban alkalmazott időbeni korlátozásokat (az erdészeti tevékenységre vonatkozóan) az alábbi terminusokban adjuk meg:

3. Táblázat. A zavarásra különösen érzékeny időszak a fontosabb fajoknál a Zempléni-hegységben.
Table 3. Most sensitive period of important bird species in the Zemplén Mountains.



Faj	Időbeni korlátozás kezdete	Korlátozás vége
Parlagi sas	02.15.-től	08.15-ig
Szirti sas	02.15.-től	08.15-ig
Békászó sas	03.15.-től	08.15-ig
Kígyászölyv	03.15.-től	08.15-ig
Fekete gólya	03.15.-től	08.15-ig
Urali bagoly	02.15.-től	07.01-ig
Fehérhátú harkály	03.01.-től	06.15-ig

A fehérhátú harkály esetében az időbeni korlátozás mellett szerepel az "odvas fák kímélete" megjegyzés is, amely általában az odúlakó fajok védelmét hivatott elérni. Ez azonban önmagában nem elegendő, a költő és táplálkozó fákat (facsonkok stb.) a kerületvezető erdősszel kell a felhasználókat megelőzően megjelölni. A

fészkelőhely körüli térbeni korlátozás fajonkénti, illetve páronkénti lebontása szükséges, mivel a jogszabályban rögzített 100m sugarú kör sok esetben nem fedí le az egyes fajok és párok igényét. A különböző erdészeti beavatkozások hatása, a zavarás hatótávolsága még részletesebb kutatást igényel.

4. Megvitatás

Legfontosabb eredménynek számít, hogy az erdészeti hatóság és részben a gazdálkodók lassan, de elfogadják a korrekt adatokra és tényekre épülő érveinket, amelyek egy-egy tárgyláson felvetésre kerülnek. Az aktív madarászok munkája nem esetleges, hanem hosszútávú és biztos eredményeket jelent. Így a fajok védelme a költési és fiókanevelési időszakban eredményesebbé és tervezhetővé válik. Ahhoz azonban, hogy mind az erdészeti igazgatás, mind a gazdálkodók szélesebb körben és jobban elfogadják a természetvédelem céljait, nem csak a fajok és az élőhelyek megőrzésének fontossága kell, hogy bennük tudatosuljon. Ehhez még számos olyan kérdést kell megválaszolni, amelyek majd segítenek abban, hogy egyértelműbben és pontosabban tudjuk azt, mit, miért és hogyan akarunk elérni:

1. Milyen mértékig viselik el az egyes fajok a különböző "zavarás típusokat"?

2. Jelenleg milyen kiterjedésű az egyes fajok számára alkalmas élőhely az adott területen (IBA-n, hegységben stb.)?
3. Mekkora lehet az adott faj populációja számára alkalmas élőhely jelenlegi kiterjedése, előfordulási gyakorisága a területen?
4. Az élőhely milyen mértékű fragmentáltsága biztosítja még a faj helyi állományának fennmaradását?
5. Mi az az élőhelyigény, illetve annak melyek azok az elemei, amelyeket az erdőgazdálkodás során mindenképpen fenn kellene tartani ahhoz, hogy az egyes fajok fennmaradása még biztosított legyen az adott területen?

Köszönetnyilvánítás. Köszönet illeti a terepi munkát végző Zempléni Helyi Csoport tagokat, illetve külön Béres Istvánt és Petrovics Zoltánt adataikért.

Irodalomlista

- Hagemeijer, W. J. M. & M. J. Blair. (eds). 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. – T & AD Poyser, London.
- Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T. & A. Bankovics. 1998. Magyarország madarainak névjegyzéke. – KTM-TvH, MME, Winter Fair, Budapest-Szeged.
- Nagy, Sz. 1998. Fontos madárelőhelyek Magyarországon. – MME, Budapest.
- Tóth, L., Nagy, Sz. & L. Haraszthy. 1999. Vörös lista. – MME, Budapest.
- Tucker, G. M. & M. I. Evans. (eds). 1997. Habitats for Birds in Europe. – BirdLife International, Cambridge.

Ornis Hungarica 10: 35-40. 2000

Fészkelési eredmények és predációs hatások egy mesterséges odútelepen

Juhász Lajos & Kozák Lajos



Juhász, L. and Kozák, L. 2000. Results of nesting and the destroying factors of nests in a bird community breeding in artificial nestboxes. – Ornis Hung. 10: 35-40.

There are only a few fragments of original hardwood forests in the Nyírség, NE Hungary. They are either isolated (e.g. Nagycsere, Haláp) or occur among other climazonal forests (e.g. Guthi forest, Fényi forest). In the framework of a comprehensive research program since 1986, we have studied the population dynamics and hatching biology of a bird community breeding in nest boxes. In the course of 10 breeding seasons (1990-1999) 11 bird species and a protected small mammal, the Common Dormouse (*Muscardinus avellanarius*) occupied the nestboxes to bring up their offsprings. The majority of the breeding pairs were Great Tits (*Parus major*). The other ones were the Blue Tit (*Parus caeruleus*), Marsh Tit (*Parus palustris*), Starling (*Sturnus vulgaris*), Collared Flycatcher (*Ficedula albicollis*), Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca*), Robin (*Erithacus rubecula*), Tree Sparrow (*Passer montanus*), Redstart (*Phoenicurus phoenicurus*), Wryneck (*Jynx torquilla*), Nuthatch (*Sitta europaea*). Predation rate varied between 10-30%. The most common predator was the Common Dormouse that killed 15-70% of the perished broods. Doormice mostly attacked nests of flycatchers, Robins and Great Tits.

A Nyírségi erdők között a maradvány tölgy-kőris-szil keményfa ligeterdők (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) foltjai eltérő nagyságú összefüggő, részben önálló (Nagycsere, Haláp), vagy más, klimazonális társulások közé ékelődött állományokban (Guthi, Fényi erdő) maradtak fenn. Ezen erdők élővilágának biológiai, természetvédelmi kutatása rendkívül fontos, hiszen a potenciális állapotokra emlékeztető élővilág utolsó mentsvárai. 1986 óta programszerű kutatások formájában vizsgáljuk a Dél-Nyírség tájegységhez kapcsolódó Hajdúsági Erdőpusztákon a keményfa ligeterdők természeti értékeit. Kutatásaink kiemelt részét képezi a dendricol madárközösségek vizsgálata. Ennek keretében egy 80-90 éves állományból álló 38 ha-os keményfa ligeterdőfoltban alakítottunk ki egy 75 odúból álló mesterséges fészekodútelepet. 10 költési szezon (1990-1999) alatt 11 odúlakó, vagy részben odúlakó madárfaj költés-biológiájáról és fészkelő állományának populációdinamikájáról nyertünk adatokat. A különböző években eltérő mértékű (a fészkek 10-30%-át érintő), jelentős predációs hatás érte a fészekodútelepet. Az esetek egy részében a predátorfaj nem ismert. Közvetett bizonyítékok alapján vélhető, hogy a fészkek pusztulását erdei sikló (*Elaphe longissima*), nagy fakopáncs (*Dendrocopos major*), az utóbbi időben a nyírségi erdőben erősen terjeszkedő mókus (*Sciurus vulgaris*) vagy valamilyen ragadozó kisemlős (Mustelidae) eredményezte. A fészkek nagy részének a pusztulását azonban a mogorós pele (*Muscardinus avellanarius*) okozta. A mogorós pele a madarakhoz hasonlóan előszeretettel foglalja el a mesterséges fészekodúkat. Ennek során zavarja a fészket építő madarat, illetve a gyakran már tojásos fészekaljra építi a saját fészket. Egyes esetekben már fiókás fészekalj is áldozatul estek a pele megjelenésének. A pelék leggyakrabban az örvös légykapó (*Ficedula albicollis*), vörösbegy (*Erithacus rubecula*) és széncinege (*Parus major*) költését semmisítették meg.

J. L. és K. L.: Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum, Állattani, Természetvédelmi és Vadgazdálkodási Tanszék, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

1. Bevezetés

A természetszerű keményfa erdők a madártársulások fontos élőhelyei (Legány 1983, 1993). Munkánkat főként a Debrecen-Nagycsere területén lévő maradvány, extra-zonális (*Fraxino pannonicae-Quercetum*) és klímazonális (*Convallario-Quercetum*) erdőtípusaiban a megjelenő madárfauna általános felmérésével és értékelésével kezdtük. A nagycserei ligeterdőmaradvány az ősi keményfaligetek reliktum foltja. Az Erdőpusztán és a Nyírség területén a hasonló erdők már viszonylag ritkák, jelentősebb állományai néhány eltérő nagyságú foltba korlátozódnak. Ezen erdők részben az egykori ősi folyókat kísérő keményfa ligetek maradványai, valamint a flórafajlódás hűvösebb időszakának élő reliktum képviselői (Fintha 1986) és az Alföldön egykoron elterjedtebb gyertyános tölgyesek (*Carpinion betuli*) felé mutatják a kapcsolatot (Aradi *et al.* 1974).

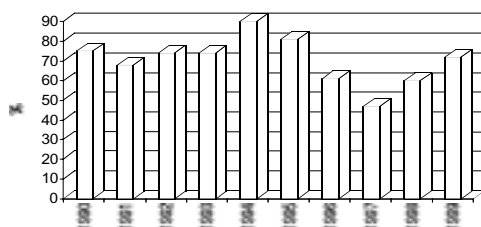
A nyírségi természetközeli maradvány keményfa ligeterdők és nedves gyöngyvirágos tölgyesek általános madártani felmérését 1986-ban kezdtük meg. Munkánk során az egyik célunkat jelentette az eltérő kiterjedésű, de hasonló társulásokból álló maradvány természetközeli erdőterületek madárvilágának általános megismerése, valamint a legtipikusabb fészkelő madárguild, az üreg és odúlakó fajok (dendricol fajok) állományának több éven keresztül történő monitoring jellegű felmérése. Külön programot jelentett e madárcsoport fenntartása, gyarapításuk lehetőségeinek vizsgálata, állományuk természetvédelmi elemzése.

Kutatásunk eddigi eredményeit számos közleményben ismertettük (Juhász & Tóth

1992, Juhász & Vas 1994a). Programszerűen 1990-ben indítottuk el a legtipikusabb madárguild, az odúlakó madárfajok állományának komplex felmérését, populációdinamikai vizsgálatukat és természetvédelmi célú mesterséges fészekodútelepek kialakítását, fenntartását. A korábban közölt eredményeinket (Juhász & Vas 1994a, b) kiegészítve, jelen tanulmányunkban az utóbbi évek fészkelési adatainak közlése mellett a fészektelepen kimutatható predációs hatásokat is összegezve az odútelepen költő madarakat veszélyeztető tényezőkkel is foglalkozunk. Kisemlősök madárpusztításáról és odútelepen történő megjelenéséről számos közlemény ismert. Különösen azon madárfajok költési sikerét veszélyeztetik emlősfajok, melyek nyíltan fészkelnek, vagy a fészkek könnyebben hozzáférhetők a ragadozók számára (Burton 1976, Kalotás 1987). Az odúlakó fajok valamelyest védettebbek, de ezen fajok fészkeljainak a predációja is megfigyelhető (Burton 1976, Bartha & Szabó 1983, Juhász 1985, Barba & Gil-Delgado 1990, Báldi & Csörgő 1992a). Egyes odútelepeken azonban nem tapasztaltak ilyen jellegű pusztulásokat (Báldi & Csörgő 1992b).

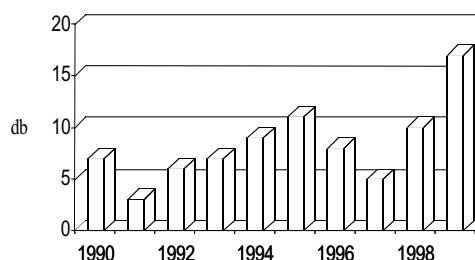
2. Anyag és módszer

A nagycserei ligeterdő döntően tölgy-kőris-szil liget (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) kiegészülve mezofil *Convallario-Quercetum* (Soó 1964) foltokkal és a periférán telepített *Bromo sterili-Robinetum* állománnyal. A területen még ma is jól nyomonkövethető, kanyargó ősi folyómedrekben és mélyebb vízállásokban erőteljes növekedésű magyar kőrissek (*Fraxinus angustifolia* ssp.



1. Ábra. A lakott odúk aránya a fészekodútelepen 1990-1999 között.

Fig. 1. Proportion of nestboxes used for breeding between 1990-1999.



2. Ábra. A megsemmisült fészkek száma.

Fig. 2. Number of destroyed nests.

pannonica) és részben kocsányos tölgyek (*Quercus robur*) az uralkodók. A kissé magasabb részeken kiligetesedő, de néhol zárt állományt alkotó tölgyes foltok váltakoznak, amelyekbe egy-egy vadcserezsnye (*Cerasus avium*) és az erdőszéleken vadvadkörte (*Pyrus pyraeaster*) ékelődik. A tölgy és kőrisállomány mintegy 85-95 éves.

Az odúlakó fajok megtelepítése, állományuk gyarapítása és állományváltozásuk figyelemmel kísérése érdekében több területen mesterséges fészektelepeket hoztunk létre. A Hajdúsági Erdőpusztákon, a nagycserei mintaterületen 1989 őszén 40, később 50 odúból álló mesterséges fészekodútelepet alakítottunk ki. 1992 őszén a meglévő odúkat felújítottuk és 25 db B-típusú odúval bővítettük. Így ténylegesen 75 fészekodú alkotta a telepet.

A fészkelési és költési siker, valamint az állomány egyedeinek nyomon követése érdekében az odútelepet fészkelési időben heti rendszerességgel ellenőriztük. A fiókák gyűrzése mellett igyekeztünk a szülőpárokat is megfogni és megjelölni. A területen egész évben folytatunk gyűrzést, így a jelölés segítségével a fiókák és a szülők későbbi sorsának nyomon követése is lehetséges, ami további értékes adatokkal szolgálhat.

3. Eredmények

Kutatásaink eddigi eredményei alapján a nagycserei erdőben 3 madárrend (Szalakóta-alakúak, Harkályalakúak, Énekesmadár-alakúak) 17 faj fészkel, két faj (*Picus canus*, *Certhia familiaris*) költésével kapcsolatban csak közvetett bizonyítékokkal rendelkezünk (Juhász & Vas, 1994b). A legjelentősebb guildet az üreg és odúlakó madarak jelentik (45%), utána a terricol illetve arboricol (19%-19%), és a fruticol (17%) fajok. A fészkelési időszakban az odúlakó madarak aránya mintegy 45%. Az odútelepen tapasztalt fészkelési adatokat az 1. Táblázatban és az 1. Ábrában összesítettük. A megjelenő fajok populációs változásait külön nem részletezzük, hanem ezzel kapcsolatos tanulmányainkra hivatkozunk (Juhász & Vas 1994a, b).

A nagyszámú odúlakó faj közül 1990-1999 között a mesterséges fészekodútelepen 11 madárfaj költött, valamint a mogyorós pele (*Muscadinus avellanarius*) is megtelepedett. E mellett az odvakban más állatcsoportok fajtái is megjelentek, pl.: *Bombus* sp., *Vespa crabro*, *Hyla arborea*, *Apodemus* sp. 1998-ban az egész K-ÉK-i alföldi régióban új költő fajként (Juhász 1999) jelent meg a kormos légykapó (*Ficedula hypoleuca*). Egy fészkelőpedig örvös és kormos légykapó (*Ficedula*

1. Táblázat. A nagycserei keményfa ligeterdőben létesített mesterséges fészekodútelepen megjelenő fajok fészekszáma szerinti megoszlása 1990-1999 között.

Tab. 1. Number of breeding pairs in the nestboxes at the Nagycsere forest between 1990-1999.

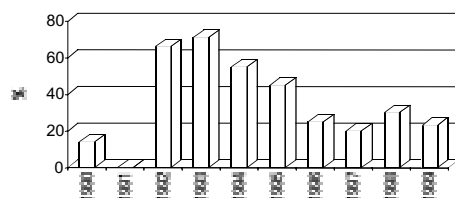
Faj / Species	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<i>Parus major</i> *	17	22	17	22	31	14	18	12	16	46
<i>Parus caeruleus</i> *	4	4	3	6	5	7	9	2	2	4
<i>Parus palustris</i>	3		1	1	1		2	1		1
<i>Erithacus rubecula</i>		1			1		1	3	2	1
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>				1						
<i>Ficedula albicollis</i> *		3	1	7	7	6	16	11	10	13
<i>Ficedula hypoleuca</i>									1	
<i>F. albicollis x hypoleuca</i>									1	
<i>Sturnus vulgaris</i> *	7		3	6	12	17	10	1	1	1
<i>Passer montanus</i>				3	1				1	
<i>Jynx torquilla</i>								1		
<i>Sitta europaea</i>									1	1
<i>Musccardinus avellanarius</i>	3	8	10	12	14	15	4	7	4	5
Összes fészék** / Total no. of nests	34	38	35	58	72	59	60	38	39	67
Összes odú / Total no. of nest boxes	40	50	50	70	70	75	75	75	75	75

* első és másodköltéssel együtt / first and second clutches were pooled

** *Musccardinus avellanarius*-al együtt / including *Musccardinus avellanarius*

albicollis és *F. hypoleuca*) pár hozott létre ugyanebben az évben.

Az odútelepen fészkelő fajok költési sikerét jelentősen befolyásolhatják a fészkeket érő predációs hatások. Az odútelep kialakítása óta az ilyen jellegű hatások folyamatosan erősödnek. A számba vett fészkek közül évente 8-18 fészkalj pusztulását (20-40%) regisztráltuk (2. Ábra). A predátorok közül hüllő (*Elaphe longissima*), madár (*Dendrocopos* sp.), valamint emlősök (*Musccardinus avellanarius*, *Sciurus vulgaris*, *Mustelidae* fajok) ismertek.



3. Ábra. A bizonyíthatóan mogyorós pele által megsemmisített fészkek aránya az összes predált fészkekből, 1990-1999.

Fig. 3. Proportion of nests destroyed by Hazel Dormouse, 1990-1999.

Külön kiemelést érdemel a védett kismillős, a mogyorós pele populáció. Az országos viszonylatban fogyatkozóban lévő faj, a mintaterületen jelentős egyedszám-ban él, állománya az odútelepen a szárazabb években (1991-1995) folyamatosan gyarapodott, a csapadékosabb években alacsonyabb szinten stabilizálódott (az 1. Táblázatban csak a kölykes fészkek számát tüntettük fel). Az egyes madárfészkek pusztulásának jelentős részét (20-60%-ban) a mogyorós pele okozta (3. Ábra). A pele gyakran már tojásos vagy fiókás odúba költözik, s ilyenkor a kiszorított madár-pár költése akár az egész fészkelési szezonban meghiúsulhat. Gyakran megfigyelhető, hogy a megtelepedő pele a tojásokat feltöri, a fiókákat megöli.

A leggyakrabban (a pelék által predált fészkek 61%-a!) a védekezésre alig képes, és a pelék szaporodásának idején költő örvös légykapó fészkek esnek áldozatul. A mogyorós pelék előnyben részesítik azokat az odúkat, amelyek a fatörzshöz szorosan simulnak, ezért könnyen megközelít-

hetők. Azonban a szabadon függő odúban is megtelepednek. Más faj, így a széncinege (*Parus major*) jobban védelmezi a fészket, leginkább csak a fészkepítéskor vagy a tojásrakás elején beköltöző pelék veszélyeztetik. E faj fészkekaljában is tapasztaltunk azonban tojás- és fiókapusztítást (23%). A kék cinegénél 10%-os pusztítást találtunk. A nagyobb termetű seregély (*Sturnus vulgaris*) fészkekaljaiban mogyorós pele által okozott veszteségeket alig tapasztaltunk (3%), és a vörösbegy (*Erithacus rubecula*) esetén is csak egyszer észleltünk hasonló eseményt (3%), bár ez a faj alapján véve ritka fészkelő az odútelepen, a tíz év alatt mindössze 9 alkalommal fészkelte odúban.

4. Megvitatás

A dendricol fészkelők jelentős számát két tényezővel lehet magyarázni: az öregfás ligeterdők jelentős számú természetes odúja, repedése, valamint a nagyszámú harkályodó jó fészkelési lehetőséget nyújt, másrészt az erdő, illetve a környező területek megfelelő táplálkozási lehetőséget biztosítanak. Az odúlakó fajok vizsgálatát jelentősen megkönnyíti a mesterséges fészkeodútelep, amelynek létrehozása és fenntartása jó módszer a dendricol madárfajok állományváltozásának nyomon követésére, lehetővé teszi a monitoring rendszerű adatgyűjtést, illetve segíti az adott fajok populációjának növekedését.

Az egyes években tapasztalt eltérő fészekszámszámok egyben a társulás összetételének a változását is jelzik. E változások egyik oka a régióban észlelt csaknem egy évtizedes aszály (1990-1997), valamint egyes tavaszi időszakok fagyos periódusai (pl.: 1997). Az odútelep madártani értékét

mindenképpen jelzi néhány faj állományának gyarapodása, így pl. az örvös légykapó alföldi régióban szokatlanul nagy denzitása az erdő fontos madártani értéke. Az odútelep más állatcsoportok fajai számára is életteret jelent, növelve ezzel a természetvédelmi jelentőségét.

Az odútelepen költő fajok éves szaporulata - fogás-visszafogás módszere alapján bizonyíthatóan - a területtel határos és részben távolabbi erdőségek természetes utánpótlását biztosítja, ami mind biológiai, mind természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű.

Az odútelepen megjelenő fajok költési sikerét jelentősen csökkenthetik természetes predátorok, elsősorban a mogyorós pele. A legérzékenyebben az örvös légykapó populációt érinti a mogyorós pele fészkelőhely kompetíciója, de más fajok (*Parus* spp., *Erithacus rubecula*, *Sturnus vulgaris*) költését is befolyásolhatják a kistrágyászok. A mesterséges fészkeodútelep természetvédelmi jelentőségét mindenképpen növeli a mogyorós pele állomány, azonban az odúban fészkelő madárfajok (pl.: örvös légykapó) populációjának komoly veszélyeztető tényezője lehet. A légykapó állomány költési ideje egybeesik a mogyorós pelék szaporodásának időszakával. Ekkor a pelék nőstényei igen agresszívan keresik a fészkehelyet, és a már előzőleg madarak által elfoglalt odúba is beköltöznek. Az örvös légykapók érzékenyek a költés során minden zavarásra, ezért hamar elhagyják a fészket. Tekintve, hogy mindkét általunk vizsgált fajcsoport természetvédelmi oltalom alatt áll, megoldásokat keresünk a mesterséges fészkeodútelepen a kisemlősök számára speciálisan alkalmas odvak kifejlesztésére. Ezáltal csökkenthető lenne a fajcsoportok közötti fészkelőhely kompetíció mértéke.

Irodalomlista

- Aradi, Cs., Dévai, Gy. & I. Fintha. 1974. Tanulmányok Haláp élővilágáról. – Déri Múzeum Évkönyve, Debrecen, Pp. 13-44.
- Báldi, A. & T. Csörgő. 1992a. Madárpusztulások télen egy ócsai odútelepen. – Madártani Tájékoztató jan.-jún.: 11.
- Báldi, A. & T. Csörgő. 1992b. Az ócsai égerlápon levő odútelepen nincsenek rágcsálók. – Aquila 99: 178-179.
- Barba, E. & J. A. Gil-Delgado. 1990. Competition for next-boxes among four vertebrate species: an experimental study in orange groves. – Holarctic Ecology 13: 183-186.
- Bartha, E. & É. Szabó. 1983. Odútelep Normafánál. – Madártani Tájékoztató jan.-júl.: 8-10.
- Burton, M. 1976. Guide to the mammals of Britain and Europe. – Treasure Press, London.
- Fintha, I. 1986. Debrecen környékének tűnő növényritkaságai és pusztulásuk okai. – Déri Múzeum Évkönyve, Debrecen, Pp. 5-11.
- Juhász, L. 1985. Mogyorós pele (*Muscardinus avelanarius*) által megsemmisített szécinege (*Parus major*) fészekalj. – Madártani Tájékoztató júl.-dec.: 50.
- Juhász, L. 1999. A kormos légykapó (*Ficedula hypoleuca*) költése a Hajdúsági Erdőpusztán. – Tűzok 4: 4-6.
- Juhász, L. & L. Tóth. 1992. Keményfa maradványerdők madárfaunisztikai vizsgálata a Debreceni Erdőpusztán. – Déri Múzeum Évkönyve Debrecen, Pp. 37-49.
- Juhász, L. & A. Vas. 1994a. Odúlakó madárfajok populációs tulajdonságainak vizsgálata egy keményfa ligeterdőben a Hajdúsági Erdőpusztán. – Déri Múzeum Évkönyve Debrecen, Pp. 21-49.
- Juhász, L. & A. Vas. 1994b. Egy mesterséges fészek-odútelep madárállományának dinamikája és kolonizációs biológiája. – Aquila 101: 183-199.
- Kalotás, Zs. 1987. Adalékok a menyétféle radadozók fészekalj pusztító tevékenységéhez és károsításuk megelőzéséhez. – Madártani Tájékoztató jan.-júl.: 13-16.
- Legány, A. 1983. A Bátorligeti-láp természetvédelmi terület madárvilága. – Aquila 90: 85-92.
- Legány, A. 1993. A felső-tiszai kubikerdők madártani szerepe és természetvédelmi jelentősége. – Aquila 100: 251-261.
- Soó, R. 1964. A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I. – Budapest.

Ornis Hungarica 10: 41-48. 2000

A szegélyhatás és az énekesmadarak fészekaljpredációjának kísérletes vizsgálata a Tököli Parkerdőben

Fazekas Anna és Báldi András

Fazekas, A. and Báldi, A. 2000. Nest predation experiments in the Tököl forest, Central-Hungary: the role of edges. – Ornis Hung. 10: 41-48.

As a result of human perturbations, forested landscapes in central Europe have an increased amount of edge, and the importance of edge effect has been increasing. One important factor of edge effect is nest predation, which is usually higher along edges than inside fragments. We investigated the predation of artificial nests in a forest in an agricultural landscape during April-May 1999. Artificial ground, and shrub nests were used, with one quail and one plasticine egg placed in each nest. Plasticine eggs were used to identify nest predators, and to detect predation by small mammals. We compared predation of ground, and shrub nests, and investigated the effect of concealment on nest predation. Predation on artificial nests in shrub was significantly lower along the forest edge than inside the forest, probably caused by the very dense vegetation cover along the edge, which concealed the nests. Predation on ground nests did not differ significantly between the forest edge and forest interior. Predation was high in the field edge, and decreased with increasing distance from the edge. Predation rate did not differ significantly between different edges. It seems that vegetation density influences nest predation in the investigated area. There was no difference in predation between the pooled ground and shrub nests. Ground nest predation was mainly due to small mammals, shrub nest predation was mainly caused by birds.



Az ember szerteágazó tájátalakító tevékenysége következtében az összefüggő erdőségek fragmentálódnak, kis területű maradványok alakulnak ki. A fragmentáció következtében nő a szegélyek aránya, és ezzel együtt növekszik a szegélyhatás jelentősége, mely különböző tényezőket foglal magába. Közéjük tartozik a fészekaljpredáció, mely a mezőgazdasági területek erdőfragmentjeinek szegélyében általában magasabb értéket vesz fel, mint a fragment belsejében. Munkánkban az alföldi fragmentált területekre jellemző fészekaljpredációs viszonyokat vizsgáltuk a Tököli Parkerdőben, 1999. április-május folyamán. Mesterséges talaj- és bokorfészkek kihelyezésével mértük a predációt. A fészkekbe egy fűj- és egy gyurmatojást tettünk, utóbbi a predátor azonosítására és a kisméretű predáció felderítésére szolgált. Vizsgáltuk a fészekaljpredációt az erdő-parlag szegélytől való távolság függvényében és több erdőszegélyen (tisztás, lucernás, parlag és nyiladék mellett). Összehasonlítottuk a talaj- és bokorfészkek predációját, valamint megvizsgáltuk a rejtettség hatását a fészekaljpredációra. A várttal ellentétes eredményt kaptunk: az erdő-parlag szegélyen szignifikánsan kisebb volt a bokorfészkek predációja, mint az erdő belsejében, valószínűleg a sűrű szegélyvegetáció miatt, mely elrejtette a fészkeket. A talajfészkek predációja nem különbözött szignifikánsan az erdő belseje és szegélye között. A parlag szélén a predáció kiugróan magas volt, a szegélytől távolodva csökkent. A különböző szegélyeken azonos mértékű predációt kaptunk. Az összes talaj- és bokorfészkek predációja nem különbözött szignifikánsan. A talajfészkeket elsősorban kisméretű, a bokorfészkeket főleg madarak predálták. Úgy tűnik, hogy a vegetáció denzitása befolyásolta a predációt a vizsgált transektekben. Az eredmények hozzájárulhatnak a fragmentált területek predációs viszonyainak feltérképezéséhez, magyarázatot adhatnak az énekesmadár-populációk egyedszámváltozására, valamint hozzájárulhatnak az alföldi táj ökológiailag megfelelő arculatának kialakításához.

F. A. és B. A.: MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.
baldi@ludovika.nhmus.hu

1. Bevezetés

Az utóbbi néhány évtizedben az emberi terjeszkedés és a fokozódó mezőgazdasági tevékenységek következtében az összefüggő erdőségek fragmentálódtak és kisebb élőhelyfoltok alakultak ki. A fragmentáció következtében nőtt a szegélyek aránya (Báldi 1996).

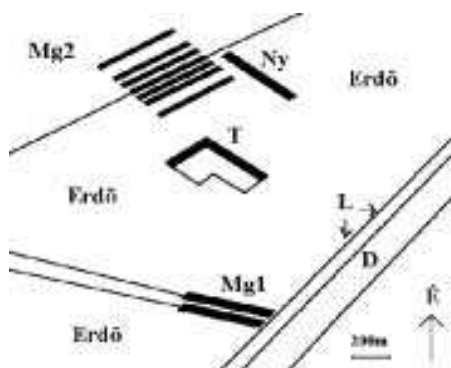
A harmincas években az élőhelytípusokat elválasztó szegélyeket előnyös tulajdonságokkal rendelkező tájelemnek tekintették és feltételezték, hogy a mennyiségük növekedésével a populációk denzitása is nő (Yahner 1988, Paton 1994). A szegélyben a jobb fényviszonyok következtében sűrűbb és strukturáltabb vegetáció alakulhat ki (Murcia 1995), mely kedvező fészkelési lehetőséget nyújt a madaraknak, a nagyobb madárfészkek denzitás viszont a predátorok számát is megnöveli (Gates & Gysel 1978).

Az az elképzelés, hogy a fragmentáció, a szegélyek arányának növekedése, így a tájstruktúra átalakulása negatív következménnyel is járhat, akkor merült fel, amikor az Észak-Amerikában költő, neotrópusi területeken telelő énekesmadarak egyedszámának rohamos csökkenését észlelték (Wilcove 1985, Paton 1994). Számos területen folytattak vizsgálatokat, és a kutatások többsége azt az eredményt kapta, hogy a fragmentálódott fészkelőterületeken a szegélyeken nagyobb mértékű a fészkaljpredáció, a szegélytől távolodva pedig csökken (áttekintő munkák: Paton 1994, Andrén 1995). A fészkaljpredáció a leggyakoribb oka a madarak sikertelen költésének (Martin 1993), vagyis az eredeti élőhely maradványaiba visszaszorult populációk nagyobb predációs nyomásnak vannak kitéve, mint a még összefüggő te-

rületeken élők, így a megnövekedett költésparazitizmussal együtt ez is hozzájárulhat a hanyatlásukhoz (Wilcove 1985). A szegélyhatással foglalkozó tanulmányok főleg Észak-Amerikában, Észak- és Nyugat-Európában születtek, a Közép-európai kutatások száma elenyésző (Andrén 1995). Mivel a szegélyhatást és a fészkaljpredációt számtalan tényező befolyásolja és nem lehet csupán a fragmentáció tényével magyarázni, érdemes megvizsgálni, hogy vajon a külföldi kutatásokkal egyező eredmények születnek-e egy fragmentált alföldi területen. Céljaink a következők voltak: a fészkaljpredáció vizsgálata az erdőszegélytől való távolság függvényében, a predáció összehasonlítása különböző szegélyeken, a talaj- és bokorfészkek predációjának összehasonlítása, valamint a rejtettség hatásának vizsgálata a fészkaljpredációra.

2. A vizsgálat helye és módszerei

Vizsgálatunkat a Tököli Parkerdőben végeztük. A terület kb. 4 négyzetkilométer nagyságú jellegzetes alföldi erdő, északról Szigethalom község, kelet-délkeletről a Duna, nyugat-délnyugatról mezőgazdasági területek határolják (1. Ábra). Uralkodó fafajai a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), a fehér- és a rezgő nyár (*Populus alba*, *P. tremula*), az akác (*Robinia pseudo-acacia*). A fekete- és erdei fenyő (*Pinus nigra*, *P. sylvestris*), és a juhar (*Acer sp.*) is megjelenik. Egyre nagyobb mértékben terjeszkedik a bálványfa (*Ailanthus altissima*). A cserjeszint fejlett, főleg egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), kökény (*Prunus spinosa*), fagyal (*Ligustrum vulgare*) és erdei iszalag (*Clematis vitalba*) alkotja. A területen előforduló madár-



1. Ábra. A Tököli Parkerdő vizsgált részének sematikus rajza, a fészkek kirakási helyek fel-tüntetésével (vastag vonalak). Mg1 = mező-gazdasági terület (lucerna), Mg2 = mezőgazda-sági terület (parlag), Ny = nyiladék, T = tisztás, L = lakott terület, D = Duna

Fig. 1. Schematic map of the study area. The investigated sites are marked with bold lines. Mg1 = agricultural area (alfalfa), Mg2 = agricultural area (fallow), Ny = strip clearing, T = clearing, Erdő = forest, L = human settle-ment, D = river Danube.

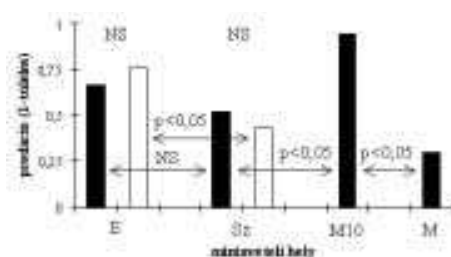
predátorok - megfigyeléseink alapján - a vetési és a dolmányos varjú (*Corvus frugi-legus*, *C. corone cornix*), a szarka (*Pica pica*), és a szajkó (*Garrulus glandarius*). A lehetséges emlőspredátorok között sze-repel a közönséges mókus (*Sciurus vul-garis*), a vörös róka (*Vulpes vulpes*), a kö-zönséges sün (*Erinaceus europaeus*), a kö-zönséges görény (*Mustela putorius*), a nyest (*Martes foina*), erdei egerek (*Apodemus spp.*), és kóborló háziállatok.

A kísérlet 1999. április közepétől má-jus elejéig tartott, mesterséges fészkek fel-használásával. Irodalmi adatok alapján is-mert, hogy a műfészkek alkalmas eszkö-zök a predációs trendek jelzésére és külön-böző területek predációs viszonyainak összehasonlítására (Major & Kendal 1996, Matessi & Bogliani 1999). Bokor és talaj-fészkeket használtunk fel. A bokorfészkek kialakításához egy négyzet alakúra vágott

dróthálót csésze alakúra hajlítottunk, és száraz növényi anyaggal béleltük ki. A ta-lajfészkek létrehozásához mélyedést váj-tunk a talajba, növényi anyaggal nem bé-leltük. Minden fészket megszámoztunk és megjelöltünk, a könnyebb azonosítás cél-jából. A jelölés vörös ragasztószalag-da-rabbal történt a fészektől kb. 3 méter tá-volságban. A fészkekbe egy fűrj- és egy gyurmatojást tettünk, utóbbi az énekesma-darak tojásához hasonló méretű volt. A gyurmatojáson hagyott nyomok alapján következtetni lehet a predátorokra és fel-deríthető a kisemlős-predáció is. A kisem-lősök kis állkapcsuk miatt képtelenek elfo-gyasztni a kemény héjú fűrjtojást, a gyur-matojáson viszont nyomokat hagyhatnak (Reitsma *et al.* 1990, Haskell 1995). A fészkek kirakása úgy történt, hogy a vá-lasztott útvonalon haladva felváltva egy talaj- és egy bokorfészket helyeztünk el, utóbbit 1-1,5 méter magasságban bokrokra erősítettük. A szegélyfészkeket a legszélső fáktól kb. 1 méterrel beljebb helyeztük ki az erdőbe, hogy csökkentsük a kirándulók általi felfedezés lehetőségét. A szegéllyel párhuzamos transzsektek távolságát a sze-gély legszélső fától számoltuk ki. A szomszédos fészkek között minimum 12 méter, így két azonos típusú fészkek között minimum 24 méter volt. A kirakást követő ötödik, tizedik és tizennegyedik napon fel-kerestük a fészkeket és feljegyeztük a predációt. Predációnak tekintettük, ha bár-melyik tojás károsodott, vagy eltűnt. A fűrjtojásokat nem pótoltuk, a károsodott gyurmatojásokat éppel cseréltük ki továb-bi nyomok nyérése céljából. Ha egy fész-ket többször is predáltak, csak az első al-kalmat vettük figyelembe.

A mintavételi helyek a következők vol-tak (1. Ábra):

- Elegyes erdő - mezőgazdasági terület



2. Ábra. Predáció az erdő-mezőgazdasági területen (E és Mg2 az 1. Ábrán) E = erdő 200m, 50m, 10m összevont adatok; Sz = erdőszegély; M10 = mező 10m; M = mező 50m és 200m összevont adatok. A fekete oszlopok a talajfészkeket, az üres oszlopok a bokorfészkeket jelölik. A 'P' értékek a z-statisztika eredményét jelzik.

Fig. 2. Predation in the forest-agricultural area interface (E and Mg2 on Fig. 1.) E = forest, pooled data of 200m, 50m, 10m from the edge; Sz = forest edge; M10 = field 10m from the forest edge; M = field, pooled data of 50m and 200m from the forest edge. Black bars indicate ground nests, the empty bars indicate shrub nests. 'P' values indicates the significance of z-tests.

(Mg1, lucerna) szegélye: 22 talaj- és 22 bokorfészkek, a szegély közepesen sűrű és éles típusú (vagyis szembetűnő határvonalat képez a két élőhelytípus között),

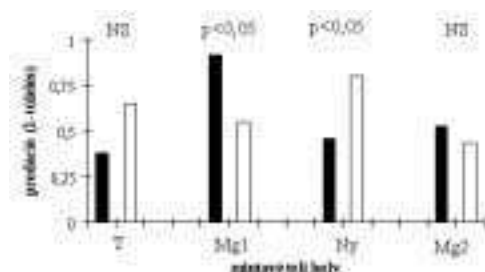
- Elegyes erdő - tisztás (T) szegélye: 25 talaj- és 25 bokorfészkek, a szegély közepesen sűrű és éles típusú,
- Elegyes erdő - nyiladék (Ny) szegélye: 20 talaj- és 20 bokorfészkek, a szegély ritkább vegetációjú és éles típusú,
- Erdő - mezőgazdasági terület (Mg2, parlag) szegélye: 16 talaj- és 16 bokorfészkek, a szegély sűrű vegetációjú és éles típusú. Az utolsó helyen nemcsak a szegélyre, hanem a szegélytől (azaz a legszélső fáktól számítva) 10, 50 és 200 méter távolságra az erdőbe és a mezőre is tettünk fészkeket. Valamennyi transzekt párhuzamosan haladt az erdőszegéllyel, mindegyik mentén 16

talaj- és 16 bokorfészket helyeztünk el. (A mezőre értelemszerűen csak talajfészkeket raktunk le). Összesen 131 bokor- és 179 talajfészket raktunk ki.

Mayfield módszerével (Mayfield 1975) minden egyes helyen kiszámoltuk a napi és két hetes túlélési rátákat, valamint egy területen belül és a területek között páronként összehasonlítottuk a talaj- és bokorfészkek túlélését z-statisztikával. Mivel a munkánk célja a fészkaljpredáció vizsgálata volt, az eredményekben és a grafikonokon a predációs értékeket tüntettük fel, amely nem más, mint 1-túlélés. Mivel Mayfield módszere csak páronkénti összehasonlításra alkalmas, több transzekt (szegélyek, illetve erdő-mező sávok) összehasonlítására homogenitástesztet végeztünk (G-teszt, az erre vonatkozó P értékek Williams korrekció utáni értékek).

3. Eredmények

Az Mg2 területen az erdőben a 200, 50 és 10 méteres sávban nem különbözött a predáció szignifikánsan, ezért az adatokat összevontuk (külön-külön a talaj- és bokorfészkeket, G teszt, $P > 0,1$). Hasonlóképp, a mező (parlag) 200 és 50 méteres sávjában sem különbözött szignifikánsan a predáció mértéke, így itt is összevontuk az adatokat (G teszt, $P > 0,1$). A bokor- és talajfészkek predációja nem különbözött sem az erdő belsejében (összevont adatok, $z=1,074$ df=94, NS), sem az erdőszegélyen ($z=0,501$ df=30, NS) (2. Ábra). Az erdőszegélyen kisebb volt a bokorfészkek predációja, mint az erdő belsejében ($z=2,667$ df=62, $P < 0,05$), a talajfészkek predációja nem különbözött ($z=1,077$ df=62, NS). A mező 10 méteres sávjában a predáció kiugróan magas értéket vett fel a



3. Ábra. Predáció a négy vizsgált erdőszegélyben. T = tisztás; Ny = nyiladék; Mg1 = lucerna; Mg2 = parlag. A fekete oszlopok a talajfészkeket, az üres oszlopok a bokorfészkeket jelölik. A 'P' értékek a z-statisztika eredményét jelzik.

Fig. 3. Predation in the four investigated edges. T = clearing; Ny = strip clearing; Mg1 = lucerne field; Mg2 = fallow area. The black bars indicate ground nests, the empty bars indicate shrub nests. 'P' values indicates the level of significance between shrub and ground nests, tested by the "z" statistic.

szegélyhez képest ($z=2,889$ $df=30$, $P<0,05$), majd a szegélytől távolodva csökkent ($z=1,381$ $df=46$, NS). A mezőn (50 és 200m) kisebb volt a talajfészkek predációja, mint az erdő belsejében ($z=3,263$ $df=78$, $P<0,05$).

A négy különböző szegélyen összehasonlítottuk a predációs rátákat (3. Ábra). A szegélyek között sem a talajfészkek, sem a bokorfészkek predációja nem különbözött szignifikánsan (talajfészkek: $G=5,31$ $df=3$, NS; bokorfészkek: $G=3,47$ $df=3$, NS). Szegélyenként összehasonlítottuk a talaj- és bokorfészkek predációját. Az erdő-tisztás és az erdő-parlag (Mg2) szegélyen nem volt különbség a két fészektípus predációjában (tisztás: $z=1,838$ $df=48$, $P<0,1$; Mg2: $z=0,501$ $df=30$, NS). Az erdő-lucernás (Mg1) szegélyen a talajfészkek predációja magasabb volt, mint a bokorfészkeké ($z=2,796$ $df=42$, $P<0,05$), az erdő-nyiladék szegélyen ellentétes eredményt kaptunk ($z=2,139$ $df=38$, $P<0,05$).

Az összes mintavételi helyre kirakott

talaj és bokorfészket tekintve a két fészektípus predációja nem különbözött szignifikánsan ($G=0,79$ $df=1$, NS)

A predátorok azonosítása a gyurmatojácson hagyott nyomok alapján történt. A nyomokból igen nehéz pontosan azonosítani a predátort (Larivière 1999), ezért csak emlős és madárpredátorokat különítettünk el.

Összesen 417 gyurmatojást raktunk ki, ebből 47-en találtunk nyomokat, 14 fognyom és 17 csőrnyom került elő. A fognyomos gyurmatojások többsége (11) talajfészkekből, a csőrnyomosak többsége (12) pedig bokorfészkekből került elő ($G=7,43$ $df=1$, $P<0,01$).

4. Következtetések

A mezőgazdasági területek erdőfragmentjeiben végzett fészekaljpredációs kutatások nagy részében magasabb predációs értéket kaptak a fragmentek szegélyében, mint a fragment belsejében. (Gates & Gysel 1978, Andrén & Angelstam 1988, M, ller 1989, Gardner 1998). A szegélyhez kapcsolódó növekedés a predációban annak tulajdonítható, hogy a fragmentációval egyidejűleg nő a generalista predátorok - elsősorban a varjúfélék - gyakorisága, melyek a táplálék keresése során többféle habitatban is megfordulnak, előnyben részesítik a szegélyeket, valamint az erdőfragmentek belsejébe is behatolnak. A kis területű erdőkben ez különösen megnöveli a predáció veszélyét, mert nagy a szegélyek aránya a belső területhez képest. Születtek azonban olyan kutatások is, melyekben azonos predációt kaptak az erdőfragmentek szegélyén és belsejében: pl. Santos & Telleria (1992), Nour *et al.* (1993), Keyser *et al.* (1998), Matessi &

Bogliani (1999). Ha a fragmentek alapterülete túl kicsi, a szegély, és a környező élőhelyről behatoló predátorok az egész fragmentre hatást gyakorolnak, így nem jön létre predációs különbség a szegély és az erdő belseje között.

A mi kutatásunk a fenti vizsgálatok sorába illeszkedik, mert nem igazolta a megnövekedett predációt az erdőszegélyben (Mg2). Sőt, a bokorfészkek esetén negatív összefüggést kaptunk, predációjuk kisebb volt a szegélyben, mint az erdő belsejében. A talajfészkek predációja azonos mértékű volt a két területen.

Úgy tűnik, hogy a predátorok aktivitása a szegélyre koncentrált (ezt igazolja a mező szélén a magas predáció), az erdőszegélyben mégsem találták meg a fészkeket. Ez valószínűleg a szegélyben kialakult vegetáció sajátoságaival magyarázható. A jó fényviszonyok következtében a szegélyben sokkal sűrűbb volt a növényzet (a cserje és a gyepszint is) mint az erdő belsejében, amely hatékonyan elrejtette a fészkeket predátoraik elől. A rejtettség különbségek azonban csak a bokorfészkek predációját befolyásolták. A talajfészkek predációja a szegélyben nem különbözött szignifikánsan az erdő belsejében kapott értékektől, vagyis a növényzet denzitásának változása nem befolyásolta a predációt. Ez a predátorok viselkedésével lehet összefüggésben. Számos kutatásban azt kapták, hogy a bokorfészkeket főleg madarak, a talajfészkeket pedig elsősorban kisemlősök zsákmányolják (Nour *et al.* 1993, Bayne & Hobson 1997, Hannon & Cotterill 1998). Ezt mi is alátámaszthatjuk a gyurmatojásokon kapott nyomok alapján. A kisemlősök éjszaka aktívak és olfaktorikus ingerek alapján tájékozódnak, ezért a vegetáció szerkezete kevésbé befolyásolja a táplálékkeresési hatékonyságukat. Ez azt jelenti,

hogy a talajfészkek predációja kevésbé fog függeni a rejtettségüktől, vagyis nagyjából azonos marad a különböző vegetációszerkezetű helyeken. A madarak viszont vizuális nappali predátorok, melyek a táplálékkeresés során valószínűleg a kevésbé sűrű, jobban átlátható helyeket részesítik előnyben, a nagy vegetációdensitású és zárt növényzetű szegélyeket elkerülik. Ez azt jelenti, hogy a bokorfészkek predációja a rejtettségüktől is függ, így eltér a különböző szerkezetű vegetációban.

A mezőgazdasági területekre jellemző, élőhelyszegélyen jelentkező magasabb predációt a mező 10 méteres sávjában kapott magas predációs érték támasztja alá. A mezőt alacsony és gyér növényzet borította, a fészkek sokkal feltűnőbbek voltak a predátorok számára. A szegélytől távolodva a predáció csökkent, valószínűleg azért, mert a szegélyek mentén kutató, illetve a szegély fát "leshelyként" használó predátorok nem vették észre a mező távolibb transzektjeibe kihelyezett fészkeket.

Az eltérő típusú szegélyeken nem különbözött a predáció. A legtöbb kutatás az éles típusú és két habitat között fokozatos átmenetet képező szegélyt hasonlította össze és meglehetősen vegyes eredményeket kaptak. Vagy az éles szegélyben volt magasabb a predáció (Sargent *et al.* 1998; Luck *et al.* 1999), vagy a lágy szegélyben (Fenske-Crawford & Niemi 1997), vagy nem kaptak szignifikáns különbséget (Yahner *et al.* 1989; Huhta *et al.* 1998). Az eltérő eredmények valószínűleg a kutatási területek eltérő jellegével (erdő, vagy mezőgazdasági terület által dominált), és a predátorközösség összetételével vannak összefüggésben. A mi esetünkben a lucernás (Mg1) szegélyen kapott magas talajfészkek-predációs érték valószínűleg azzal magyarázható, hogy a terület emberi tele-

püléshez közel helyezkedik el. Az emberhez kötődő predátorok, pl. kóborló háziállatok megtalálhatták a talajfészkeket, ez megnövelte a predációt. Az erdő-nyiladék szegélyen a bokorfészkek predációja volt magasabb. Ez a szegély nyíltabb és ritkább vegetációjú volt a többihez képest, a kevésbé rejtett bokorfészkeket könnyebben felfedezhették a predátorok. Mivel a vegetáció paramétereit nem mértük, a kapott eredmények alátámasztásához további vizsgálatok szükségesek.

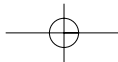
Vizsgálataink felmérő jellegűek voltak, ezért a jövőben további kutatások szükségesek a heterogén fás területek predációs viszonyainak a feltárásához. A területhatás (Báldi 1996) kiküszöbölésére más területek vizsgálatára is feltétlenül szükség van. A mesterséges fészkek jelzik ugyan a területre jellemző predációs mintázatot, de a valódi fészkek predációjának megismeréséhez valódi fészkekkel kell elvégeznünk a vizsgálatot. Tesztelni kell azt is, hogy a valódi- és műfészkek relatív skálán történő összevetése érvényes-e a közép-európai területekre? A predátorközösség felmérése feltétlenül szükséges ahhoz, hogy megismerhessük a madárpopulációkra gyakorolt hatásukat, ehhez denzitás- és diverzitásbecsléseket kell végeznünk, valamint meg kell kísérelni a territóriumok feltérképezését. Az eredmények hozzájárulhatnak a fragmentáció hatásainak jobb megértéséhez, az madárpopulációk veszélyeztetettségének felméréséhez és fontos információkat szolgáltathatnak a az alföldi táj ökológiailag megfelelő arculatának kialakításához.

Köszönetnyilvánítás. Köszönjük Csorba Gábor és Újhelyi Péter segítségét a gyurmatojásokon lévő nyomok azonosításában. A munkát az OTKA F/19737 pályázat támogatta.

Irodalomlista

- Andrén, H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Pp 225-255. In: Hansson, L., Fahrig, L. & G. Merriam (eds). Mosaic Landscapes and Ecological Processes. – Chapman and Hall, London, UK.
- Andrén, H. & P. Angelstam. 1988. Elevated predation rate as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. – *Ecology* 69: 544-547.
- Báldi, A. 1996. Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – *Természetvédelmi Közlem.* 3-4: 103-112.
- Bayne, E. M. & K. A. Hobson. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. – *Conserv. Biol.* 11: 1418-1429.
- Fenske-Crawford, T. J. & G. J. Niemi. 1997. Predation of artificial ground nests at two types of edges in a forest-dominated landscape. – *Condor* 99: 14-24.
- Gardner J. L. 1998. Experimental evidence for edge-related predation in a fragmented agricultural landscape. – *Australian J. Ecol.* 23: 311-321.
- Gates, J. E. & L. W. Gysel. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. – *Ecology* 59: 871-883.
- Hannon, S. J. & S. E. Cotterill. 1998. Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. – *Auk* 115: 16-25.
- Haskell, D. G. 1995. Forest fragmentation and nest predation: are experiments with japanese quail eggs misleading? – *Auk* 112: 767-770.
- Huhta, E., Jokimäki, J. & P. Helle. 1998. Predation on artificial nests in a forest dominated landscape - the effects of nest type, patch size and edge structure. – *Ecography* 21: 464-471.
- Keyser, A. J., Hill, G. E. & E. C. Soehren. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. – *Conserv. Biol.* 12: 986-994.
- Larivière, S. 1999. Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. – *Condor* 101: 718-721.
- Luck, G. W., Possingham, H. P. & D. C. Paton. 1999. Bird responses at inherent and induced edges in the Murray Mallee, South Australia. 2. Nest predation as an edge effect. – *Emu* 99: 170-175.
- Major, R. E. & C. E. Kendal. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. – *Ibis* 138: 298-307.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. – *Am. Nat.* 141: 897-913.

- Matessi, G. & G. Bogliani. 1999. The effects of nest features and surrounding landscape on predation rates of artificial nests. – *Bird Study* 46: 184-194.
- Mayfield, H. F. 1975. Suggestions for calculating nest success. – *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- Miller, A. P. 1989. Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. – *Oikos* 56: 240-246.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. – *Trends Ecol. Evolut.* 10: 58-62.
- Nour, N., Matthysen, E. & A. A. Dhondt. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. – *Ecography* 16: 111-116.
- Paton, P. W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? – *Conserv. Biol.* 8: 17-26.
- Reitsma, L. R., Holmes, R. T. & T. W. Sherry. 1990. Effects of removal of red squirrels, *Tamiasciurus hudsonicus*, and eastern chipmunks, *Tamias striatus*, on nest predation in a northern hardwood forest: An artificial nest experiment. – *Oikos* 57: 375-380.
- Santos, T. & J. L. Tellería. 1992. Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forests. – *Biol. Conserv.* 60: 1-5.
- Sargent, R. A., Kilgo, J. C., Chapman, B. R. & K. V. Miller. 1998. Predation of artificial nests in hardwood fragments enclosed by pine and agricultural habitats. – *J. Wildl. Manage.* 62: 1438-1442.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. – *Ecology* 66: 1211-1214.
- Yahner, R. H. 1988. Changes in wildlife communities along edges. – *Conserv. Biol.* 2: 1-7.
- Yahner, R. H., Morrell, T. E. & J. S. Rachael. 1989. Effects of edge contrast on depredation of artificial avian nests. – *J. Wildl. Manage.* 53: 1135-1138.



Ornis Hungarica 10: 49-53. 2000

Magyarországi kakukkgazdák: tojásmimikri, tojásfelismerés és védelmi stratégiák

Moskát Csaba

Moskát. C. 2000. Hosts of the Common Cuckoo in Hungary: egg mimicry, egg recognition and antiparasite defence – Ornis Hung. 10: 49-53.



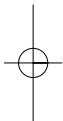
The present paper describes the main host species of the Common Cuckoo (*Cuculus canorus*) in Hungary, and evaluates their possible stages in the evolutionary arms race. The Robin (*Erithacus rubecula*) is presently parasitized by the Cuckoo in woodland habitats, but the rate of parasitism is much lower than it was a few decades ago. The Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) was heavily parasitized (50%) ca. 60 years ago, but a present study revealed an even higher rate of parasitism (65%). The Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) used to be parasitized in a low rate a few decades ago, but there is no new record on parasitized Red-backed Shrike clutches. Experiments using artificial cuckoo eggs revealed that this species still has a well-developed egg recognition and ejection ability, so it can be regarded as an abandoned host.

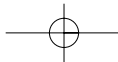
Moskát, Cs. MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, Magyar Természettudományi Múzeum, 1083 Budapest, Ludovika tér 2., e-mail: moskat@ludovika.nhmu.hu

Bevezetés

A kakukk (*Cuculus canorus*) a legmagasabb szintű költésparazitizmust képviseli, azaz tojásait idegen madárfajok fészkeibe csempészi, azokkal költeti és nevelteti fel. Utódgondozást nem végez, ún. obligát költésparazita. Speciális fészkelési stratégiája magára vonta a XIX. sz. végi tojásgyűjtők figyelmét, de költésbiológiáját valójában nem a tojásokat begyűjtő, hanem a gazda reakcióira is odafigyelő, korai madárökológusok munkássága révén kezdtük megérteni (Chance 1922, 1940, Baker 1942). Wyllie (1981) könyve jó összeggzője a kakukkkal kapcsolatos korai ismereteknek. A közben feljövő viselkedésokológia, sajátos megközelítésével, új lendületet adott a költésparazitizmus kutatásának (Rothstein & Robinson 1998, Davies 2000). Az Észak-

Amerikában a gulyajáró madarakon (*Molothrus* spp.), Európában a kakukkon, s alkalmilag még máshol, pl. egyes afrikai parazita pintyeken (*Vidua* spp.) beinduló kutatások a költésparazita és a gazda evolúciós lépéseit igyekeztek feltárni. Azaz ha a parazita kiválaszt egy gazdát, a gazda-költésparazita kapcsolatot a gazda védekező, parazitizmus ellenes viselkedésének fejlődése jellemzi, de egyúttal a parazita is adaptálódik a gazdához. A kakukk és gazdájának közös evolúciós fejlődése a kakukknál pl. kifejlesztheti a kakukktojások és a gazdatojások hasonlóságát (mimikri), a gyors letojást, azaz a kakukktojó 8-10 sec alatt képes a tojását a gazda fészkébe csempészni (Wyllie 1981, Moksnes et al. 2000), s így általában elkerüli a gazda támadását. Ugyancsak ilyen stratégia a gyors kelés, azaz a kakukktojásból rendszerint egy-két nappal korábban kel ki a



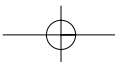


kakukkfőka, mint a gazdatojásból a gazdamadár fiókái. A parazitizmus érdekeit szolgálja, hogy a kakukkfőka kikelése után 1-3 napon belül minden tojást vagy fiókát kidob a fészekből, s a kakukkfőka felfokozott kéregetési viselkedése az egész fészekalj kéregető viselkedését hivatott pótolni, mely többletmunkára serkenti a szülőket. A gazda védekező viselkedése - érdekes módon - csak a letojás (kakukktój), ill. a kakukktój ellen irányul, a fióka ellen már nem. A gazda parazitizmus elleni adaptációja leginkább a parazita tojás elleni reakciónál tanulmányozható. Itt először is a gazdának fel kell tudnia ismerni a parazita tojást. Ha ez nem sikerül, akkor a gazda kénytelen elfogadni a kakukktóját, mely igen költséges lesz számára, saját utódai helyett a kakukkfőkát fogja felnevelni. Ha a felismerés bizonytalan, akkor ez a saját tojások tönkretételéhez vezethet. A parazitizmus ellen való adaptáció a gazda saját tojásainak a jobb felismerésének irányában hat (Rothstein 1982, Rodríguez-Gironés és Lotem 1999). Az olyan faj, mely saját tojásait nem ismeri, az a parazita tojást sem tudja eltávolítani (Sealy és Lorenzana 1998). A biztos felismerés esetén válik lehetővé a kakukktójás eltávolítása, leggyakrabban (1) kidobással ("ejekció"), vagy az egész fészekalj elhagyásával (2) ("dezertálás"). Ezt követően egy új fészket épít a gazda és új fészekaljat rak le. Egyéb módon is megszabadulhat a gazda a parazita tojástól, pl. a korai tojásrakási szakaszban, leginkább az üres fészekbe helyezett kakukktojásnál a tojás eltemetésével (3), azaz beépítheti a fészekanyagba.

A jelen dolgozat célja, hogy az utóbbi évek főbb gazda-költésparazita hipotéziseit áttekintse, s ugyanakkor a magyarországi helyzetről egy rövid átfogó képet mutasson.

A gazda-költésparazita kapcsolat néhány jellegzetessége

Moksnes és Røskaft (1995) az európai múzeumok tojásgyűjteményeiben 12 ezer kakukkos fészekaljat vizsgált át, s szerintük kb. 15 kakukkrasz található a Palearktikum európai részén. Azok a legjobb gazdák, melyek nyílt fészket építenek, s főleg rovartáplálékkal etetnek. Ilyen faj pl. a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*), melyet korábban Magyarországon szórványosan parazitált a kakukk, de ma már nem. Mű kakukktojásokra adott nagyszámú elutasító válasz alapján a tövisszúró gébics egy már elhagyott gazdának tűnik, mivel igen fejlett a tojásfelismerő képessége, s ezzel párhuzamban a parazitizmustól meg tud szabadulni az idegen tojás kidobásával, vagy a fészek elhagyásával (Moskát & Fuisz 1999). Ugyancsak hazai kutatások folynak a feketerigón (*Turdus merula*), mely kiváló gazda lehetne, de fészke túl mély, a kakukkfőka viszonylag nehezen tudja eltávolítani a feketerigó tojásait. Néhány fészeknél végzett kísérletünk szerint erre azonban minden esetben képes volt. Ugyanakkor a feketerigó főleg giliszta táplálékon neveli fiókáit, mely valószínűleg nem megfelelő táplálék a kakukkfőkának. Ez lehet az oka, hogy feketerigó típusú kakukkrasz nem alakult ki Európában. Egyes tojásgyűjteményekben ugyan található kakukknak vélt, feketerigó típusú kisebb tojás, de ez a részletesebb vizsgálatnál minden esetben abnormális méretű feketerigó tojásnak bizonyult (Røskaft, szóbeli közlés). Magyarországi feketerigókon végzett műtojásos kísérleti parazitizmus a feketerigók gyengébb tojásfelismerő képességét igazolták, a nádirigóhoz (*Acrocephalus arundinaceus*) és a



töviszúró gébicshez viszonyítva (Moskát Cs., Karcza Zs. és Csörgő T. még nem publikált eredményei).

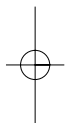
A parazitáltság foka, de gyakran a kakukkgazdák is változnak időben (Brooke & Davies 1987), egyes gazdákat elhagy a kakukk, másokat pedig újonnan parazitálhat. Erre jó példa Japánban a kékszarka (*Cyanopica cyana*), melyet szabályosan lerohant a kakukk, mikor a korábban különálló elterjedési területeik átfedésbe kerültek (Nakamura 1990, Nakamura et al. 1998, Takasu et al. 1993), majd a parazitáltsági szint lecsökkent.

A gazda-költésparazita kapcsolatokat néhány ismert elmélet segítségével írhatjuk le. Ezek közül talán a legfontosabb (1) a fegyverkezési verseny vagy más néven evolúciós versenyfutás elmélet (Dawkins & Krebs 1971, Davies 1999), miszerint ha a kakukk újonnan parazitál egy gazdapopulációt, a naív gazda még elfogadó, de fokozatosan javul majd a tojásfelismerő és ezzel összhangban a védekező képessége. A védekezés megjelenésével a parazitát érő szelekciós nyomás a parazita tojások mimikrijének javulása irányába hat. A parazita adaptációját a gazda ellenadaptációja követi, mely a tojásfelismerés és védekezés javulásában nyilvánul meg. Ezt megint a parazita tojás-mimikrijének javulása követi. Számos egyensúlyi állapotton keresztül zajlik ez a folyamat addig a határig, míg a kakukk már nem tud a tojásainak mimikrijén javítani, így túl sok kakukktojást sikeresen elutasít a gazda, s ez a kakukk reprodukciós sikerességét nagyon lecsökkenti. Ilyen esetben a parazita kénytelen elhagyni a gazdát, s egy újat keres, mely ideális esetben egy naív, még nem parazitált faj. Az elhagyott gazdának feltehetően nem költséges megőrizni a parazitizmus elleni védekezési képessé-

get (Briskie *et al.* 1992, Sealy & Bazin 1995, Soler *et al.* 1999), de fenyegetettség hiányában a képesség csökkenésével számolhatunk (Cruz & Wiley 1989), főleg ha jelentős mértékben nem genetikai háttere van a parazita tojások elutasításának, (Brooke et al. 1998, Lindholm 2000). (2) Az evolúciós egyensúly elmélet (Lotem et al. 1992) szerint a még fiatal, 1-éves tojók még tapasztalatlanok, saját tojásaikat is csak az első költésük során ismerik meg. Ezek elfogadják a kakukktojást, de a későbbi költéseik során ezt már inkább visszautasítják, mint ezt a japán nádírigók esete mutatta. A fiatal és öreg, ill. a naív és tapasztalt tojók aránya teszi lehetővé a gazda és a parazita túlélését, s ezek az arányok hosszú ideig stabilak maradhatnak.

Magyarországi kakukkgazdák

Magyarországon két fő gazdája ismeretes a kakukknak: hegyvidéken a vörösbegy (*Erithacus rubecula*), síkvidéken pedig a nádírigó. Varga Ferenc, Salgótarján-Zagyvarónán élő amatőr ornitológus évtizedekig tanulmányozta a vörösbegyes kakukkokat (Varga 1994). A nádírigós kakukkokról Molnár Béla szarvasi tanító munkáiból vannak ismereteink. Molnár Aquila-ban közölt fő művét (Molnár 1944) valójában mások állították össze halála után 6, magyar nyelven közölt kis füzetéből. Sok értékes adatot tartalmaz, nem csak a parazitáltsági szintről, hanem a nádírigó válaszreakcióiról is. Molnár (1944) kiemelkedően magas, 50%-os parazitáltsági szintet talált a nádírigónál. Érdekesség, hogy a magas parazitáltsági szint nem csökkent le, Moskát & Honza (2000) még ettől is magasabb szintet talált (65%), s



magas volt a többszörös parazitizmus aránya is. Az 1998 és 1999-ben talált 163 kakukktojásból 71 volt egyszeresen, 92 pedig többszörösen parazitált nádirigó fészekben (Moskát & Honza 2002). A magyarországi nádirigót parazitáló kakukkrassz közismerten kiváló mimikrit fejlesztett ki (Southern 1954). Az újabb kutatások szerint azonban igen nagy változatosságban fordul elő a kakukktojás, mimikris és nem mimikris típus egyaránt, s igen nagy fészekaljak közötti változatosságot mutat a nádirigó tojása is. Ez megnehezíti a kakukk dolgát, hiába van esetleg majdnem tökéletes mimikris tojása, viszonylag kicsi a valószínűsége hogy az a megfelelő típusú nádirigófészekbe kerül (Moskát & Honza 2002).

A fentebb említett két kakukkgazda mellett számos egyéb madárfaj fészében is találtak már kakukktojást Magyarországon. (A jelen cikknek nem feladata ennek részletes áttekintése.) Így pl. hazai múzeumokban fellelhetők különböző nádiposzáta és poszáta fajok kakukkos fészekaljai, vagy pl. alkalmilag parazitált, másodlagos gazdának tűnik a barázdabillegető (*Motacilla alba*) is. A hazai irodalomban számos apró utalás van, hogy alkalmanként találtak kakukkos fészekaljakat, vagy kakukkfiókát etető gazdamadarat. Érdekesség pl., hogy a kis őrgébics (*Lanius minor*) fészékben találtak kakukktojást Dinnyésnél, ill. egy másik esetben a Velencei-tavon olyan nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) fészekben, - ahonnan már a fiókák kirepültek - egy bezáptalt kakkukktojást találtak (Makatsch 1964).

A kakukk és gazdáik között lezajló ko-evolúciós lépések monitorozásához célszerű minden adatot megőrizni, mind a rendszeres, mind pedig az alkalmi kakukk-

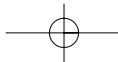
gazdák vonatkozásában. A jelen dolgozat szerzője szívesen fogad minden kakukkal kapcsolatos adatközlést. Erre alkalmas lehet az MME Faunisztikai Adattára is, de leginkább egy jól működő fészekkártya rendszerben lehetne nyilvántartani a kakukk adatokat. Ez Angliában is igen hasznosnak bizonyult (pl. Brooke & Davies 1987).

Köszönetnyilvánítás. A kutatás az OTKA T29570 pályázat keretében folyt.

Irodalom

- Baker, E. C. S. 1942. Cuckoo problems. – Witherby, London.
- Brooke, M. de L. & N. B. Davies. 1987. Recent changes in host usage by Cuckoos *Cuculus canorus* in Britain. – J. Anim. Ecol. 56: 873-883.
- Brooke, M. de L., Davies, N. B. & D. G. Noble. 1998. Rapid decline of host defences in response to reduced cuckoo parasitism: behavioural flexibility of reed warblers in a changing world. – Proc. R. Soc. Lond. B 265: 1277-1282.
- Briskie, J. V., Sealy, S. G. & K. A. Hobson. 1992. Behavioral defenses against brood parasitism in sympatric and allopatric host populations. – Evolution 46: 334-340.
- Chance, E. P. 1922. The Cuckoo's secret. – Sidgwick and Jackson, London.
- Chance, E. P. 1940. The truth about the Cuckoo. – Country Life, London.
- Cruz, A. & J. W. Wiley. 1989. The decline of an adaptation in the absence of a presumed selection pressure. – Evolution 43: 55-62.
- Davies, N. B. 1999. Cuckoos and cowbirds versus hosts: Co-evolutionary lag and equilibrium. – Ostrich 70: 71-79.
- Davies, N. B. 2000. Cuckoos, cowbirds and other cheats. – T & A D Poyser, London.
- Dawkins, N. B. & J. R. Krebs. 1979. Arms race between and within species. – Proc. R. Soc. Lond. B 205: 489-511.
- Lindholm, A. K. 2000. Tests of phenotypic plasticity in reed warbler defences against cuckoo parasitism. – Behaviour 137: 43-60.
- Lotem, A., Nakamura, H. & A. Zahavi. 1992. Rejection of cuckoo eggs in relation to host age: a possible evolutionary equilibrium. – Behav. Ecol. 3: 128-132.

- Makatsch, W. 1964. Ornithologische Beobachtungen in Ungarn. – Zool. Abhand. aus dem Staatl. Museum für Tierkunde in Dresden 27: 129-172.
- Moksnes, A. & Røskoft, E. 1995. Egg morph and host preference in the Common Cuckoo (*Cuculus canorus*): an analysis of cuckoo and host eggs from European museum collections. – J. Zool. Lond. 236: 625-648.
- Moksnes, A., Røskoft, E., Hagen, L. G., Honza, M., Mørk, C. & P. H. Olsen. 2000. Common Cuckoo *Cuculus canorus* and host behaviour at Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* nests. – Ibis 142: 247-256.
- Molnár, B. 1944. The Cuckoo in the Hungarian plain. – Aquila 51: 100-112.
- Moskát, C. & T. I. Fuisz. 1999. Reactions of the Red-backed Shrikes *Lanius collurio* to artificial Cuckoo *Cuculus canorus* eggs. – J. Avian Biol. 30: 175-181.
- Moskát, C. & M. Honza. 2000. Effect of nest and nest site characteristics on the risk of Cuckoo *Cuculus canorus* parasitism in the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus*. – Ecography 23: 335-341.
- Moskát, C. & M. Honza. 2002. European Cuckoo *Cuculus canorus* parasitism and host's rejection behaviour in a heavily parasitized Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* population. – Ibis, in press.
- Nakamura, H. 1990. Brood parasitism by the Cuckoo *Cuculus canorus* in Japan and the start of new parasitism on the Azure-winged Magpie *Cyanopica cyana*. – Jap. J. Ornithol. 39: 1-18.
- Nakamura, H., Kubota, S. & R. Suzuki. 1998. Coevolution between the Common Cuckoo and its major hosts in Japan. pp. 94-112. In: Rothstein, S. I. & Robinson, S. K. (Eds.). *Parasitic birds and their hosts: studies in coevolution*. – Oxford University Press, New York.
- Rodríguez-Gironés, M. A. & A. Lotem. 1999. How to detect a Cuckoo egg: a signal-detection theory model for recognition and learning. – Am. Nat. 153: 633-648.
- Rothstein, S. I. 1982. Mechanisms of avian egg recognition: which egg parameters elicit responses by rejecter species? – Behav. Ecol. Sociobiol. 11: 229-239.
- Rothstein, S. I. & S. K. Robinson. (Eds.) 1998. *Parasitic birds and their hosts: studies in coevolution*. – Oxford University Press, New York and Oxford.
- Sealy, S. G. & R. C. Bazin. 1995. Low frequency of observed cowbird parasitism on eastern kingbirds: host rejection, effective nest defense, or parasite avoidance? – Behav. Ecol. 6: 140-145.
- Sealy, S. G. & J. C. Lorenzana. 1998. Yellow Warblers (*Dendroica petechia*) do not recognize their own eggs. – Bird Behavior 12: 57-66.
- Soler, J. J., Martínez, J. G., Soler, M. & A. P. Møller. 1999. Genetic and geographic variation in rejection behavior of cuckoo eggs by European magpie populations: an experimental test of rejection-gene flow. – Evolution 53: 947-956.
- Southern, H. N. 1954. Mimicry in cuckoos' eggs. In: Huxley, J., Hardy, A. C. & E. B. Ford. (Eds.) *Evolution as a process*. pp. 219-232. – George Allen & Unwin, London.
- Takasu, F., Kawasaki, K., Nakamura, H., Cohen, J. & Shigesada, N. 1993. Modeling the population dynamics of a cuckoo-host association and the evolution of host defenses. – Am. Nat. 142: 819-839.
- Varga, F. 1994. Kakukk-megfigyelések a Zagyva forrásvidékén. – A szerző kiadványa. Salgótarján.
- Wyllie, I. 1981. *The Cuckoo*. – Batsford, London.



Ornis Hungarica 10: 55-63. 2000

Fióka-örökbefogadás a gulipánnál: evolúcióbiológiai vonatkozások

Lengyel Szabolcs

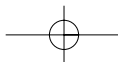
Lengyel, S. 2000. Adoption of alien chicks in the Avocet: evolutionary aspects. – Ornis Hung. 10: 55-63.

Adoption of alien chicks has been reported in over 120 bird species. Adoption may influence the survival of both the adopted chick and the chicks as well as the behaviour and/or reproductive success of the adopting adult. This paper presents preliminary results on the formation and frequency of adoption and its potential costs or benefits in the Avocet (*Recurvirostra avosetta*). Fieldwork was conducted on alkaline lakes of the Kiskunság National Park, central Hungary, in 1998. I colour-ringed avocet chicks a few hours after hatching to make identification of individual broods possible. After the hatching of chicks their parents led them to feeding areas. Adoptions usually occurred during such brood movements. I observed adopted chicks in 13% of the resighted broods (n=30); one family adopted four alien chicks, whereas three other pairs adopted one chick each. Adopted chicks tended to live longer and fledge in higher proportions than their siblings that remained in their natal brood. Adopting adults spent less time giving alarm signals when predators approached than adults that had not adopted chicks. There was no difference in any other behaviour type between adopting and non-adopting adults. The chicks of adopting adults were more likely to fledge than chicks of non-adopting adults. These preliminary results indicate that adoption may be beneficial for both the adopting adult and the adopted young. This result can be applied in the practice of nature conservation in the artificial adoption or repatriation of chicks artificially hatched from nests that are threatened with destruction.



Az idegen fiókák örökbefogadása a madarak széles körében elterjedt, meglejtét eddig több mint 120 fajnál jelezték. Az adoptálás befolyásolhatja a befogadott, illetve a befogadó szülő saját fiókáinak túlélését és kirepülési sikerét. Hasonlóképpen, az adoptálás révén változhat a befogadó szülő viselkedése és szaporodási sikere. E dolgozat előzetes eredményeket mutat be az adoptálás létrejöttéről és gyakoriságáról, valamint potenciális költségéről és hasznáról a fokozottan védett gulipán esetében. A terepi vizsgálatot a Kiskunsági Nemzeti Park szikes tavain végeztük 1998-ban. Az egyes családok elkülönítése érdekében a gulipánfiókákat kikelésük után néhány órával egyedi színesgyűrűs kombinációkkal láttuk el. Megfigyeléseink szerint a kikelést követően a szülők táplálkozó-területekre vezették fiókáikat. A fióka-örökbefogadások általában ezen mozgások közben jöttek létre. A visszalátott családok 13%-ában figyeltünk meg idegen fiókát (n=30 család), ebből egy család négy idegen fiókát fogadott be, míg három család egy-egy fiókát adoptált. Az adoptált fiókák általában hosszabb ideig éltek és nagyobb arányban érték meg a kirepülést, mint testvéreik, amelyek a saját családjukban maradtak. A befogadó szülők kevesebb időt töltöttek ragadozók elűzésével, mint azok a szülők, akik nem adoptáltak, míg más viselkedésben nem volt közöttük különbség. A befogadó szülő saját fiókái jobb túlélést mutattak, és nagyobb arányban repültek ki, mint a nem befogadó szülők saját fiókái. Ezen előzetes eredmények szerint az adoptálás előnyös lehet mind a befogadó szülőnek, mind a befogadott fiókának. A gyakorlati természetvédelemben ezt az eredményt a veszélyeztetett gulipánfészkek mentéséből származó fiókák mesterséges adoptálásánál, repatriációjánál lehet hasznosítani.

L. Sz.: Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Viselkedésszociológiai Kutatócsoport, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.



1. Bevezetés

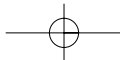
Az állatok szülői gondozásának evolúciójával foglalkozó területeken nagymértékű fejlődés volt tapasztalható az elmúlt évtizedben (Clutton-Brock 1991, Rosenblatt & Snowdon 1996). Ennek ellenére az utódgondozással kapcsolatban még bőven vannak megválaszolatlan kérdések. Az egyik ilyen fehér folt az alloparentális vagy idegenszülős gondozás, melynek során a fiatal egyed nem genetikai szülei, hanem más ivarérett fajtársa gondozza. A gerincesek körében az idegenszülős gondozás két fő formája a helper-rendszer és az örökbefogadás (Riedman 1982). Fióka-örökbefogadást a madarak mintegy 120 fajánál jeleztek (Skutch 1976). Az örökbefogadás különösen gyakori a fészekhagyó madárfajok körében, így például pingvineknél (Jouventin *et al.* 1995), réce- (Eadie *et al.* 1988, Bustnes & Erikstad 1991) és lúdféléknél (Choudhury *et al.* 1993, Forslund 1993), illetve a lilealkatúak rendjében, sirályoknál és csérek-nél (Holley 1984, Pierotti 1988), valamint partimadaraknál (Cooper & Miller 1992).

Az adoptálás evolúciós hátterét eddig a ludaknál és récéknél (Bustnes & Erikstad 1991, Choudhury *et al.* 1993, Forslund 1993, Munro & Bedard 1977, Patterson *et al.* 1982), valamint sirályoknál és csérek-nél (Miller 1972, Miller & Emlen 1975, Graves & Whiten 1980, Holley 1984, Pierotti & Murphy 1987, Morris *et al.* 1991) vizsgálták. E vizsgálatok következtetései megoszlanak aszerint, hogy az adoptálást evolúciósan előnyösnek vagy hátrányosnak vélik. Egyes szerzők szerint ludaknál-réceféléknél az örökbefogadás evolúciósan neutrális, mivel sem a befogadók túlélése, sem pedig reprodukív telje-

sítménye nem változott (Bustnes & Erikstad 1991, Larsson *et al.* 1995), míg más vizsgálatok költségeket mutattak ki a szülők és a fiókák oldalán is. Az adoptálás ugyanakkor előnyökkel is járhat, mint például a kis hólúdnál (*Chen caerulescens*), ahol a nagyobb fészekaljak jobb territóriumokat foglalnak el a telelőhelyeken (Williams 1994). A sirályok és csérek esetén az adoptálást a legtöbb vizsgálat szerint a saját családjukban hátrányos helyzetben levő fiókák kezdeményezik (Pierotti & Murphy 1987), és az adoptálás a fióka-felismerési képességek tökéletlenségével magyarázható (Knudsen & Evans 1986, Pierotti 1991, Roberts & Hatch 1994). Az adoptálás költsége e fajokban abban mutatkozik meg, hogy a befogadónak kevesebb fiókája éri meg a kirepülést (Carter & Spear 1986, Brown *et al.* 1995).

A partimadarak (Charadrii alrend) utódgondozási rendszere két szempontból különbözik a fent említett taxonokétól. Egyrészt, mivel a partimadarak fészekalja általában kevés, 3-4 tojásból áll, a fióka-örökbefogadás arányosan nagyobb változást jelenthet az utódgondozásban, mint a réce- és lúdféléknél. Másrészt a partimadarak fiókái teljes fészekhagyók, azaz a kikelést követő néhány órán belül önálló mozgásra és táplálkozásra képesek, míg a Laridae család fiókáit a szülők több héten át etetik a fészek közelében. Mindezek miatt a teljes fészekhagyó fiókáik tekintetében egyedülálló gondozási rendszerű partimadarak adoptálási viselkedésének evolúciójában más szelekciós hatások érvényesülhetnek, mint a fentebb említett taxonok evolúciója során.

A partimadarak adoptálási viselkedéséről több szerző is beszámolt (Soikkeli 1967, Hamilton 1975, Flemming 1987, Pierotti 1991). Az adoptálás a kolonialis-



fészkelő fajokban már a telepen létrejöhet, de a fészkaljmozgások során is kialakulhat. Mivel a partimadarak többsége csak vezeti, de nem eteti a fiókáit, az adoptálást a legtöbb szerző az alacsony gondozási költségek miatt neutrálisnak tartja e fajoknál (Hale 1980, Cooper & Miller 1992). Hangsúlyozni kell azonban, hogy konkrét vizsgálat eddig mindössze egy született. E vizsgálat egy alaszakai pólingfajnál a récefélék "óvoda-szerű" fészkalj-összeolvadásához hasonló rendszert mutatott ki (Lancot *et al.* 1995), amely azonban különbözik attól az esettől, amire általában az adoptálást (azaz egy vagy néhány fióka befogadását) értik. A szűkebben értelmezett adoptálást vizsgáló kutatások hiányának egyik oka lehet az, hogy a partimadár-fészkaljak mozgásainak és összetételének nyomkövetése, a kirepülési siker meghatározása terepen nehezen kivitelezhető.

A gulipán (*Recurvirostra avosetta*), melynél többször is beszámoltak adoptálásról (Glutz *et al.* 1975, Johnsgard 1981, Cramp & Simmons 1983), több ok miatt is alkalmas a viselkedés vizsgálatára. Egyrészt, a gulipánok kevésbé kötődnek a nővényzethez, mint más partimadár-fajok, így könnyebben észlelhetők és megfigyelhetők. A viszonylag nagy testméretű és lassan mozgó gulipánfiókákon az egyedi színes gyűrűk messziről és zavarásmentesen leolvashatók. Harmadrészt, a gulipán élőhelyeinek foltos elhelyezkedése miatt a családok könnyen nyomon követhetők. Negyedrészt pedig, a gulipán hazai állományának lassú gyarapodása (Boros & Szimuly 1993) lehetővé tehet egy ellenőrzött zavarással járó terepi kutatást.

Vizsgálatunk célja volt, hogy bizonyítékot találjunk a hazai gulipánok örökbefogadási viselkedésére és magyarázatot találjunk a gulipánok adoptálási viselkedé-

sének evolúciós hátterére, adaptív értékére. Terepi vizsgálatunkban ezért mérjük a szülők szaporodási sikerét és a fiókák túlélését, illetve kirepülési sikerét és összehasonlítjuk ezen paramétereket az adoptáló és nem-adoptáló szülők, illetve az adoptált és nem adoptált fiókák között. Jelen dolgozat e vizsgálat első terepi évének előzetes eredményeit foglalja össze.

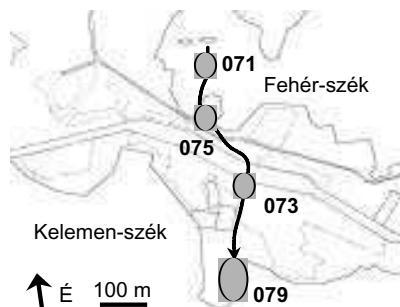
2. Módszerek

A gulipán párzási rendszere monogámia, utódgondozási rendszere biparentális, azaz mindkét szülő a fiókákkal marad. A fiókák teljes fészekhagyók, azaz a kikelést követően önálló mozgásra és táplálkozásra képesek (Cramp & Simmons 1983). A fiókák kelése után a család táplálkozó-területekre húzódik, ahol az egyes családok territóriumot foglalnak el (Cramp & Simmons 1983, saját megfigyelés).

A terepi vizsgálatot a Kiskunsági Nemzeti Park szikes tavain, a Fehér-, a Kelemen- és Zab-széken végeztem 1998. április közepétől július elejéig. A fészkelőállomány nagysága 1998-ban 90-100 pár volt. A terepmunka és a gulipán költésbiológiája máshol került részletezésre (Lengyel 1999), alább csak a legfontosabb módszereket és költésbiológiai paramétereket ismertetem.

A munka során 127 fészkek sorsát kísértem figyelemmel. A legalább egy fiókát kikeltő fészkek aránya 45% volt. A fészkek ellenőrzése nem befolyásolta azok pusztulását, mivel a meglátogatott szárazföldi fészkek (N=23) kelési sikere (0%) nem különbözött a nem ellenőrzött szárazföldi fészkek (N=27) kelési sikerétől (7%, Fisher egzakt $P=0,891$).

A kikelt fiókákat két színes gyűrű és az



1. Ábra. A gulipáncsaládok mozgása a Fehér-székről a Kelemen-székre. A kép az 1999. június 1-i állapotot mutatja, amikor négy család követte egymást a kelemen-széki táplálkozóterületre (a háromjegyű számok a család azonosítószámát jelzik). A 079-es számú család ért elsőként a Kelemen-szék partjára. Június 4-re a 079-es szülők örökbefogadtak a 073-as és 075-ös családból 1-1 fiókát, a 071-es családból pedig két fiókát, így összesen 7 (három saját és négy idegen) fiókára vigyáztak. A később érkező családok többi fiókája valószínűleg elpusztult a szárazföldi menetelés során.

Fig. 1. The movement of Avocet families between Fehér-szék and Kelemen-szék. The status on 1 June 1999 is shown when four families moved to feed on Kelemen-szék (the three-digit numbers denote the individual families). Family 079 was the first one arriving at Kelemen-szék. By 4 June, this family adopted one chick each from families 073 and 075, and two chicks from family 071. Together with their own three chicks, these parents raised seven chicks. Families arriving later had no chicks - they probably perished during the march from the nesting to the feeding area.

MME fémgyűrűjének egyedi kombinációjával jelöltük. Összesen 184 fióka keléséről volt tudomásunk, melyek közül 106-ot (58%) láttunk el egyedi, színes gyűrűs jelöléssel.

A jelölt családokat a kutatási területek rendszeres teleszkópos átvizsgálásával követtük, mely alkalmakkor feljegyeztük a család helyét és a jelen levő fiókákat. Azt a fiókát, melyet a röpképesség elérése (kb.

a 35. nap) után is láttunk, kirepültnek tekintettük.

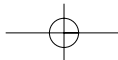
A kirepülési siker különbözött a két fő fiókavezetési területen. A Fehér- és Kelemen-széken a fiókák mindössze 6,6%-a érte meg a kirepülést, míg a Zab-széken ugyanez az arány 23,5% volt. E különbség valószínű oka, hogy a Fehér-székről a Kelemen-székre nagy távolságot kellett szárazföldön megtennie a fiókáknak, melynek során a ragadozók könnyen megtalálták a fiókákat. Az átlagos kirepülési siker a vizsgált összes területen 9,8% volt. A gyűrűzés nem befolyásolta a fiókák túlélését, mivel a nem jelölt, ismert sorsú fiókák ($n=46$) kirepülési sikere (8,7%) nem különbözött a fészekenél jelölt fiókák ($n=89$) sikerétől 9,0% volt (Fisher egzakt $P>0,999$).

A szülők viselkedésének mérésére 30 perces megfigyelések alatt rögzítettük az öreg madarak viselkedését. Az adatfeldolgozáshoz parametrikus statisztikai tesztet csak azok feltételeinek teljesülése esetén használtam, egyéb esetben nemparametrikus módszereket (Mann-Whitney U-teszt, Kruskal-Wallis ANOVA) alkalmaztam. A viselkedési elemzések során kovariancia-analízist (ANCOVA) használtam, melyben az átlagos fiókakor járulékos tényezőként szerepelt. A szövegben megadott és az ábrán feltüntetett adatok átlagokat ± 1 S.E.-t jelölnek.

3. Eredmények

3.1. Fióka-örökbefogadás

A költőszigeteken illetve a fészekaljmozgások közben összesen 4 esetben figyeltünk meg fióka-örökbefogadást. A Fehér-szék költőszigetein két olyan fióka



idegen családba adoptálódását figyeltem meg, amelyek testvéreit sirályok pusztították el. Egyik fióka sem élt 3 napnál többet, ám az egyik befogadó családnak két fiókája életben maradt a négy saját és egy idegen fiókája közül.

A másik két fióka-adoptálás fészekaljmozgások közben jött létre. A Zab-széken két, egy időben kelő család ért a tó északi oldalán levő félsziget belső részén található kisebb tóra. Egy napig a két, egyenként három fiókát vezető család egyszerre tartózkodott a kis tavon, s eközben az egyik fióka valahogyan átkerült az egyik családból a másikba. A két család, ezután már két illetve négy fiókával, ellenkező irányban hagyta el a kis tavat, és a félsziget két távol eső pontján foglalt territóriumot. A negyedik, a legérdekesebb örökbefogadási eset a Kelemen-szék északi végén játszódott le (1. Ábra). A Fehér-székről induló négy család közül az elsőként a Kelemen-székre érő család befogadta a később érkező három család négy fiókáját, így összesen hét fiatal madárról gondoskodtak a szülőmadarak.

A fióka-örökbefogadás gyakoriságára jellemző, hogy 4 család (13,3%) fogadott be idegen fiókákat a 30, legalább egyszer vizionlaltott és biztosan azonosított család közül. A 78 legalább egyszer visszalátott fióka közül 7 volt idegen családban, ami a fiókák 9,0%-ának felel meg. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy ezen arányok valószínűleg alulbecslik a valós adoptálási rátát, mivel a családok egy része nem volt jelölt.

3.2. Költség és haszon a fiókák oldalán

Az adoptált fiókák átlagosan hosszabb ideig ($22,6 \pm 7,23$ nap, $n=7$) éltek, mint elhagyott testvéreik ($7,7 \pm 4,23$ nap, $n=13$)

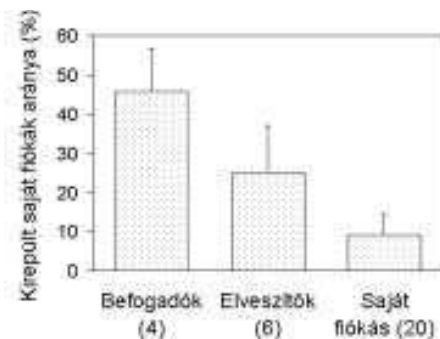
(Mann-Whitney $U=75$, $P=0,015$). A 7 adoptált fióka közül 3 (43%), míg 13 elhagyott testvérük közül 2 (15%) érte meg a kirepülést, ám ez a különbség a kis mintaszám miatt nem szignifikáns (feltételes binomiális egzakt teszt, $P=0,185$).

Azon fiókák kirepülési sikere, melyek saját, nem adoptáló családjukban maradtak 13% volt (47 fiókából 6 repült ki). Az adoptált fiókák kirepülési sikere magasabb volt ezen fiókák kirepülési sikerénél (43% szemben 13%-kal), mely eltérés szignifikáns (feltételes binomiális egzakt teszt, $P=0,049$). Más szavakkal azok a fiókák, melyek elhagyták családjukat, nagyobb valószínűséggel érték meg a kirepülést, mint azok, amelyek a saját családjukban maradtak.

3.3. A szülők oldala

Az adoptáló ($n=4$ család) és a nem-adoptáló ($n=13$) szülők közel ugyanannyi időt, idejük kb. kétharmadát töltötték utódgondozó viselkedésekkel (adoptáltak: $62,2 \pm 5,72\%$, nem-adoptáltak: $64,9 \pm 5,27\%$, ANCOVA, $F_{1,15}=0,00$, $P=0,975$). Az egyes viselkedéseket (figyelés, fiókavezetés, melengetés, pihenés, táplálkozás, territoriális agresszió, tollázkodás) külön elemezve a ragadozó-riasztás kivételével nem találtunk különbséget a két csoport között (ANCOVA, $P>0,2$). A ragadozó-riasztás során az öreg gulipánok zuhanóbombázással és hangjelzéssel riasztottak a ragadozókra, mely a legtöbb esetben barna réti-héja volt. Az adoptáló szülők ($n=4$) átlagosan $20,7 \pm 3,72$ másodpercet, míg a nem-adoptáltak ($n=9$) $27,3 \pm 7,85$ másodpercet töltöttek ragadozó-riasztással egy-egy alkalommal (ANCOVA, $F_{1,10}=6,54$, $P=0,028$).

Az örökbefogadás szempontjából a



2. Ábra. Az idegen fiókát befogadó, az adoptálás révén saját fiókájukat elvesztő és az adoptálás által nem érintett szülők saját fiókáinak átlagos kirepülési sikere. A kirepülési sikert a kirepült fiókáknak a kelt fiókák számához viszonyított százalékos arányával jellemeztük (összes átlag: $11,4 \pm 3,14\%$, $n=54$). Az ábrán csak a legalább egyszer visszalátott, ismert státuszú családok szerepelnek ($n=30$), zárójelben a mintaelemszámok láthatók. A három csoport között a kirepülési siker szignifikánsan különbözött (Kruskal-Wallis ANOVA, $H=17,73$, $P<0,001$).

Fig. 2. Fledging success (% of chicks fledged) of families that adopted, lost chicks, or were not affected by adoption. On average, fledging success was $11.4 \pm 3.14\%$, $n=54$. Only data from re-sighted families are shown ($n=30$), with the sample sizes per category in parenthesis. There was a significant difference among the three groups' fledging success (Kruskal-Wallis ANOVA, $H=17,73$, $P<0.001$).

szülőket három csoportba osztottam: (i) befogadók, (ii) a saját fiókájukat adoptálás miatt elvesztők, valamint (iii) az adoptálás által nem érintettek. A három kategóriába tartozó szülőpárok sikeressége szignifikánsan különbözött (2. Ábra). A befogadó szülők saját fiókáik mintegy 45%-át kirepítették. Mivel az adoptált fiókák magasabb arányban repültek ki, mint azok a fiókák, melyek saját családjukban maradtak (ld. fentebb), a fiókáikat elvesztő szülők is "jobban jártak", mint az adoptálás által nem érintett szülők, mivel saját fiókáik kb. 25%-át kirepítették. Az adoptálás által

nem érintett szülők fiókáinak mindössze kb. 9%-a érte meg a kirepülést.

4. Diskusszió

Az előzetes eredmények három fontos tanulsággal szolgáltak. Először is, hazai viszonylatban elsőként sikerült kimutatni, hogy az idegen fiókák örökbefogadása valóban létezik a gulipánnál. Másodsorban, habár a kis mintaelemszám nem tesz lehetővé messzemenő következtetéseket, úgy tűnik, hogy a fiókák "nyernek" azzal, ha saját családjukat elhagyva más fészekaljban keresnek adoptálást. Harmadsorban pedig, mivel az adoptált fiókát is tartalmazó fészekaljokban nagyobb volt a saját fiókák kirepülési sikere, a szülők számára is előnyös lehet az idegen fiókák örökbefogadása.

Vizsgálatunk nem volt olyan részletes, hogy ezen eredmények pontos háttérmechanizmusára fényt tudjunk deríteni. Valószínű azonban, hogy az adoptálás révén megnövekedett fészekaljméret több szempontból is előnyös lehet adoptálás mindkét résztvevőjének. Nagyobb fészekaljokban csökkenhet az egy fiókára eső ragadozási valószínűség, azaz a fióka túlélési esélye nőhet a nagyobb családokban (Williams 1994, Larsson *et al.* 1995). A négy megfigyelt adoptálási esemény közül kettőben ment saját családjánál nagyobb fészekaljba a fióka, egy adoptálásnál ugyanakkora családba ment, egynél pedig ismeretlen volt az eredeti család mérete. Ezen kevés adatból nem lehetséges egyértelműen eldönteni, hogy a nagyobb fészekaljat "választják"-e a fiókák.

A befogadó szülőnek szintén származhat előnye a nagyobb fészekaljméretből, hiszen így csökkenhet annak esélye, hogy

a ragadozók az ő fiókáit predálják (Pierotti 1988). Ez az előny akkor lehet igazán lényeges, ha a predáció jelentős szerepet játszik a fiókák pusztulásában, mint például a vizsgálat első évében. Közvetlenül azonban ezt a hipotézist sem tudjuk ellenőrizni a kevés adat miatt.

A nagyobb fészekaljméret azonban más szempontból is fontos lehet. Az idősebb fiókák aktívan részt vehetnek a ragadozók figyelésében és észlelésében, és "több szem többet lát" alapon előnyös lehet az adoptálás (Forslund 1993). Ezt támogatja az a megfigyelés, hogy az adoptáló szülők kevesebb időt töltöttek ragadozók elriasztásával, mint a nem-adoptáló szülők. Ez azonban csak indirekt bizonyíték a nagyobb fészekaljak előnyére, mivel nincsenek adatok arról, hogy a fiókák valóban részt vesznek-e a ragadozók észlelésében, illetve, hogy nagyobb fészekaljakban a fiókák hamarabb vagy jobban el tudnak-e rejtőzni a ragadozó közeledésekor.

További magyarázat lehet az eredményekre, ha az adoptáló szülők jobb kondíciójúak és/vagy minőségűek, mint a nem adoptáló szülők. Ebben az esetben a befogadott fiókák túlélése azért jobb, mert jobb szülői gondozásban részesülnek a befogadó családban, mint saját családjukban. Habár az utódgondozó viselkedésekben nem volt különbség az adoptáló és a nem adoptáló szülők között, elképzelhető, hogy a szülői minőség más szempontból fontos. A család által elfoglalt territórium minősége, a territórium táplálékgazdagsága, növényzethez (búvóhelyhez) való közelsége mind olyan tényezők, melyek pozitív kapcsolatban lehetnek a szülői minőséggel és a fiókák túlélésével is. Ha ez valóban így van, akkor az adoptálás a befogadó szülő számára lehet neutrális is, mivel a saját fiókái amúgy is magasabb arányban repül-

nek ki, mint a nem adoptáló szülők fiókái. Ezen hipotézisek ellenőrzésére további megfigyelések és kísérletes manipulációk (mesterséges adoptálások) szükségesek, melyekben a szülői minőség hatását kontrollálni lehet.

Az az eredmény, miszerint mind az adoptált fiókának, mind a befogadó szülőnek hasznos lehet az örökbefogadás, természetvédelmi szempontból is fontos lehet. A gulipánok, és más, hasonló élőhelyigényű fajok költési sikere gyakran alacsony amiatt, hogy az általuk elfoglalt mesterséges élőhely a költés ideje alatt megsemmisül. Jó példa erre a leengedett halastavak kopár medre, melyben a költés általában meghíúsul a halastó feltöltése miatt. Az ilyen veszélyeztetett fészkekből származó tojások begyűjthetők és mesterségesen kikeltethetők. Mivel az adoptálás nem jár hátránnyal sem a befogadó, sem pedig az adoptált fióka részére, a mesterségesen kikeltett fiókákat repatriációval más, állandóbb élőhelyen költő madarak családjába lehet elhelyezni. Ilyen próbálkozások történtek már a hazai gulipánok esetében (Mödlinger 1984, Bakacsi 1991). Előzetes eredményeink alátámasztják az ilyen jellegű természetvédelmi beavatkozások létjogosultságát.

Összegzőképpen elmondható, hogy a befogadott fiókák túlélése jobb volt, mint testvéreiké, és nagyobb arányban repültek ki, mint a saját családjukban maradó fiókák. A nem-adoptáló szülők több időt töltöttek a ragadozók elriasztásával, mint az adoptáló szülők. Ennek ellenére a befogadó szülők nagyobb arányban repítették ki saját fiókáikat, mint a nem-adoptálók.

Köszönetnyilvánítás. A Kiskunsági Nemzeti Park adott engedélyt a védett területeken folyó terepmunkára. Külön köszönet illeti Boros Emil ökológiai felügyelőt és Utassy Tibor ter-

mészetvédelmi őrt a logisztikai háttér megteremtésében nyújtott segítségével. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Gyűrűzőközpontja engedélyezte a gulipán színesgyűrűs jelölését. A terepmunkában Lontay Beáta, Papp Gábor, Pigniczki Csaba és Soltész Anita voltak segítőtársaim. A terepeszközök nagy részének biztosításáért C. Richard Tracynek, a University of Nevada, Reno Biological Resources Research Center igazgatójának mondok köszönetet. A kézirat elkészítése alatt a Kossuth Lajos Tudományegyetem Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszékének Viselkedésokológiai Kutatócsoportja biztosította a szellemi és logisztikai hátteret. A kutatást az OTKA F 026394 számú pályázata támogatta.

Irodalomlista

- Bakacsi, G. 1991. Gulipán (*Recurvirostra avosetta*) fióka repatriálás a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzetben, a szegedi Fehér-tó melletti halastórendszerben. Pp. 214-218. In: Gyurácz, J. (szerk.). A Magyar Madártani Egyesület III. Tudományos Ülése. – MME, Szombathely.
- Boros, E. & Gy. Szimuly. 1993. A gulipán (*Recurvirostra avosetta*) költőpopulációjának ökológiai helyzete Magyarországon 1993-ban. – Partimadár 3: 2-6.
- Brown, K. M., Woulfe, M., & R. D. Morris. 1995. Patterns of adoption in ring-billed gulls: Who is really winning the inter-generational conflict? – Anim. Behav. 49: 321-331.
- Bustnes J. O. & K. E. Erikstad. 1991. Parental care in the common eider *Somateria mollissima*; factors affecting abandonment and adoption of young. – Can. J. Zool. 69: 1538-1545.
- Carter, L. R. & L. B. Spear. 1986. Costs of adoption in Western Gulls. – Condor 88: 253-256.
- Choudhury, S., Jones, C. S., Black, J. M. & J. Prop. 1993. Adoption of young and intraspecific nest parasitism in barnacle geese. – Condor 95: 860-868.
- Clutton-Brock, T. H. 1991. The evolution of parental care. – Princeton University Press, Princeton.
- Cooper, J. M. & E. H. Miller. 1992. Brood amalgamation and alloparental care in the least sandpiper, *Calidris minutilla*. – Can. J. Zool. 70: 403-405.
- Cramp, S. & K. E. L. Simmons. 1983. Handbook of the birds of the western Palearctic. Vol. III. Gulls to waders. – Oxford University Press, Oxford.
- Eadie, J. McA., Kehoe, F. P. & T. D. Nudds. 1988. Pre-hatch and post-hatch brood amalgamation in North American Anatidae: a review of hypotheses. – Can. J. Zool. 66: 1709-1721.
- Flemming, S. P. 1987. Natural and experimental adoption of piping plover chicks. – J. Field. Ornithol. 58: 270-275.
- Forslund, P. 1993. Vigilance in relation to brood size and predator abundance in the barnacle goose, *Branta leucopsis*. – Anim. Behav. 45: 965-973.
- Glutz, V. B., Bauer, K. M. and Bezzel, E. (eds). 1975. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6. Charadriiformes. – Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Graves, J. A. & A. Whiten. 1980. Adoption of strange chicks by herring gulls, *Larus argentatus* L. – Z. Tierpsychol. 54: 267-278.
- Hale, W. G. 1980. Waders. – Collins, London.
- Hamilton, R. B. 1975. Comparative behavior of the American Avocet and the Black-necked Stilt (*Recurvirostridae*). – Ornithological Monographs 17. American Ornithologists' Union, Washington, D.C.
- Holley, A. J. F. 1984. Adoption, parent-chick recognition and maladaptation in the herring gull *Larus argentatus*. – Z. Tierpsychol. 64: 9-14.
- Johnsgard, P. A. 1981. The plovers, sandpipers, and the snipes of the world. – University of Nebraska Press, Lincoln.
- Jouventin, P., Barbraud, C. & M. Rubin. 1995. Adoption in the emperor penguin, *Aptenodytes forsteri*. – Anim. Behav. 50: 1023-1029.
- Knudsen, B. & R. M. Evans. 1986. Parent-offspring recognition in herring gulls (*Larus argentatus*). – Anim. Behav. 34: 77-80.
- Lancot, R. B., Gill, R. E. Tibbits, T. L. & C. M. Handel. 1995. Brood amalgamation in the Bristle-thighed Curlew *Numenius tahitiensis*: process and function. – Ibis 137: 559-569.
- Larsson K., Tegelström, H. & P. Forslund. 1995. Intraspecific nest parasitism and adoption of young in the barnacle goose: effects on survival and reproductive performance. – Anim. Behav. 50: 1349-1360.
- Lengyel, Sz. 1999. A gulipán (*Recurvirostra avosetta*) költésbiológiája és fióka-örökbefogadási viselkedése. – Tűzok 4: 57-63.
- Miller, D. E. 1972. Parental acceptance of young as a function of incubation time in the Ring-billed Gull. – Condor 74: 482-484.
- Miller, D. E. & J. T. Emlen, Jr. 1975. Individual chick recognition and family integrity in the ring-billed gull. – Behaviour 52: 124-144.
- Morris, R. D., Woulfe, M. & G. D. Wichert. 1991. Hatching asynchrony, chick care and adoption in the common tern: can disadvantaged chicks win? – Can. J. Zool. 69: 661-668.

- Mödlinger, P. 1984. A gulipán (*Recurvirostra avosetta* L.) állatkerti reprodukciójának és kardoskúti repatriációjának tapasztalatai és eredményei. – *Aquila* 91: 177-182.
- Munro, J. & J. Bedard. 1977. Gull predation and crèching behaviour in the common eider. – *J. Anim. Ecol.* 46: 799-810.
- Patterson, I. J., Gilboa, A. & D. J. Tozer. 1982. Rearing other peoples' young; brood mixing in the shelduck *Tadorna tadorna*. – *Anim. Behav.* 30: 199-202.
- Pierotti, R. & E. C. Murphy. 1987. Intergenerational conflicts in gulls. – *Anim. Behav.* 35: 435-444.
- Pierotti, R. 1988. Intergenerational conflicts in species of birds with precocial offspring. – *Proceedings of the 19th International Ornithological Congress*: 1265-1274.
- Pierotti, R. 1991. Infanticide versus adoption: an intergenerational conflict. – *Am. Nat.* 138: 1140-1158.
- Riedman, M. L. 1982. The evolution of alloparental care and adoption in mammals and birds. – *Q. Rev. Biol.* 57: 405-435.
- Roberts, B. D. & S. A. Hatch. 1994. Chick movements and adoption in a colony of Black-legged Kittiwakes. – *Wilson Bull.* 106: 289-298.
- Rosenblatt, J. S. & C. T. Snowdon. 1996. Parental care: evolution, mechanisms, and adaptive significance. – Academic Press, San Diego.
- Skutch, A. F. 1976. Parent birds and their young. – University of Texas, Austin.
- Soikkeli, M. 1967. Breeding cycle and population dynamics in the Dunlin (*Calidris alpina*). – *Ann. Zool. Fenn.* 4: 158-198.
- Williams, T. D. 1994. Adoption in a precocial species, the lesser snow goose: intergenerational conflict, altruism or a mutually beneficial strategy? – *Anim. Behav.* 47: 101-107.



Ornis Hungarica 10: 65-70. 2000

Haris egyedek felismerése hangelemzés alapján

Kenyeres András, Walter Wetstein és Szép Tibor

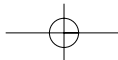
Kenyeres, A., Wetstein, W. and Szép, T. 2000. Individual recognition of corncrakes (*Crex crex*) by sound analysis. – Ornis Hung. 10: 65-70.

There are several species the monitoring data of which cannot easily be collected by any conventional technique (ringing, colour ringing, labelling, radio-tracking), although these data are essential for the study of these species' behaviour and ecological requirements. In this study we tested the method of individual recognition and investigated site fidelity of Corncrakes using their distinctive two syllable calls. Recordings were made in Szatmár-Bereg, NE Hungary, during the summer, 1999. We recorded all calling birds in the investigated meadow twice, the second recording was done ten days after the first one. Eleven calling males were recorded on the first field-survey and 12 on the second. For the individual recognition we measured the Euclidean distances between the discriminant function scores derived from the 15 variables measured on the waveform of the given individual's call. After ten days we found only one of the original eleven males calling in the same site of the same field using the stringent criterion for the individual recognition. In five cases values fell in an interval where, beside correct matches, a number of incorrect matches also can be made (lenient criterion). In conclusion we found at least 17 birds called in the study area. In the light of these findings, it would be advisable to survey other areas to acquire more precise information about the number, the site fidelity or the survival rate of corncrakes.



Számos faj esetében, azok rejtett életmódja miatt, nem vagy csak nagy nehézségek révén lehet az egyedek sorsát követni a hagyományos egyedi jelölésekkel (madárgyűrű, színes gyűrű, festés, rádióadó), amely vizsgálatok nélkül e fajok magatartásának és ökológiai igényeinek részletes vizsgálata rendkívül nehezen oldható meg. A haris (*Crex crex*) egyike ezen fajoknak, amely esetében azonban a hangok számítógépes elemzése alapján lehetőség nyílt az egyedek azonosítására azok befogás nélkül. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület "Haris védelmi programja" keretében a hang alapján történő egyedi elkülönítés módszerét, valamint az egyedeknek hangadó helyhez tanúsított hűséget vizsgáltuk a szatmár-beregi síkon fészkelő populációnál 1999-ben. A vizsgált területen kétszer készítettünk felvételt egy hét különbséggel. Első alkalommal 11, másodszor pedig 12 hím hangját rögzítettük ugyanazon a helyszínen. Egy angol vizsgálatok során kifejlesztett módszer alapján végeztük az egyedek elkülönítését, nevezetesen tizenöt változó diszkriminancia analíziséből származó értékek közötti euklideszi távolságokat mértük. Az első teljes felmérés során rögzített 11 egyedből 10 nap elteltével csak egyet sikerült teljes bizonyossággal újra megtalálnunk. Öt esetben nem lehetett teljesen egyértelműen eldönteni az azonosítás kérdését, mivel az értékek azon kritikus határok közé estek, amelyek esetében a félreazonosítás lehetősége fenn áll. A vizsgálati területen nagy valószínűséggel legalább 17 hím "reszelt" a vizsgált két hét alatt, amely több, mint amit a kétszeri felmérés eredménye, 12 hím, alapján becsülhetünk. A nagyobb térségre kiterjeszthető vizsgálatok segítségével további információkhoz juthatunk a haris hímek túlélési rátájával, helyhűségével, szubpopulációk közötti mozgásával kapcsolatban, valamint pontosabb egyed-számfelmérést végezhetünk. Ezen hazánkban elsőként alkalmazott módszer, az MME keretében kialakított hangelemző infrastruktúra révén további, az eddigieknél részletesebb (pl. fogás-visszafogás alapú) monitorozó kutatások alapját teremtheti meg a haris és más faj esetében.

K. A.: Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: kenyeres@freemail.hu; W. W.: 4400 Nyíregyháza, Nyár út 3. e-mail: walti@szabiny.hu; Sz. T.: Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Tanszék, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b. e-mail: szept@zeus.nyf.hu



1. Bevezetés

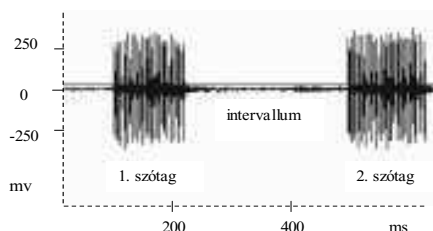
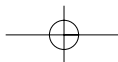
Korábban számos fajnál vizsgálták, illetve bizonyították az egyedek hang alapján történő elkülöníthetőségét. Ezen kutatások egy része csak vizuális összehasonlításon alapult (Wooler 1978, Saunders & Wooler 1988), amely így az objektivitást mellőzi, valamint az ismételhetőségi kritériumnak sem mindig felel meg. Egyes tanulmányokban, például a bölömbika, *Botaurus stellaris* esetében (McGregor & Byle 1992), a spektrogramból mért paraméterek diszkriminancia analízisével vizsgálták az egyedi elkülöníthetőséget. Más esetekben viszont a spektrogramokat korrelációs analízissel hasonlították össze, mint például az európai szuharbújó, *Cisticola juncidis* (McGregor *et al.* 1995), vagy a gyurgyalag, *Merops apiaster* (Lessells *et al.* 1995) esetében. A hang alapján történő elkülönítés különös jelentőséggel bír azoknál a fajoknál, amelyeket más módszerrel csak nagy nehézségek árán lehet felismerni, vizsgálni. Munkánk során egy ilyen fajt vizsgáltunk, a harist, *Crex crex*. A haris vonuló faj, hozzánk április végén érkezik és viszonylag korán, augusztusban távozik. Nedves réteken fordul elő, rejtőzködő életmód jellemzi. A párzási időszakban a hímekeket hangjukról könnyen fel lehet ismerni, recsegő kiáltásukat napnyugtától hajnalig hallatják, egy éjszaka alatt akár 10000 hangot is kiadhatnak, percenkénti 33-55 gyakorisággal (Peak *et al.* 1996). Állománya Európa szerte (Magyarországot is beleértve) erőteljesen megfogyatkozott. Magyarországi populációja 500-1000 párra tehető. Bár élőhelyigényével, életmódjával kapcsolatban bizonyos ismeretekkel rendelkezünk, túlélési rátájukról, helyhűségükről, valamint az egyes egye-

dek szubpopuláción belüli mozgásáról viszont még keveset tudunk. Ennélfogva az egyedszámnak hangadás alapján történő felmérése nem biztos, hogy reális adattal szolgál, hiszen lehetséges, hogy bizonyos egyedeket többször számlálunk, és így a valósnál nagyobb egyedszámot állapítunk meg. Ennél a fajnál hagyományos egyedi jelölésekkel (madárgyűrű, színes gyűrű, festés, rádióadó) nem vagy csak nagy nehézségek révén követhetjük a madarak sorsát. Azonban a hangok számítógépes elemzése útján lehetőség nyílt az egyedek elkülönítésére azok befogása nélkül. Időbeli paraméterek vizsgálata során May (1994) különbségeket talált az egyes egyedek között, de az elkülönítés nem volt száz százalékos. Viszont Peake és munkatársai (1996) további paraméterek bevonásával 100%-osra növelték a felismerhetőséget.

Kutatásunk során az egyedek elkülönítésére és felismerésére a fent említett módszert alkalmaztuk. Vizsgáltuk, hogy azonos réten megfigyelt madarakból egy hét elteltével hányat sikerül ugyanott újra rögzítenünk, tehát hány egyedet találunk meg újra.

2. Módszerek

A felvételeket Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében, Kisar községtől délre fekvő réten készítettük (48°02'-48°03' N, 22°30'-22°32' E) 1999 júniusában. Június 7-én és 8-án ugyanazon rét tizenegy különböző helyén, majd június 18-án ugyanitt 12 helyen rögzítettünk hím haris hangokat. A felvételeket Sennheiser K6-os modullal felszerelt Sennheiser ME 67-es kondenzátor mikrofonnal és Marantz PMD 222 típusú professzionális hordozható kazettás magnóval (szalagsebesség relatív ingado-



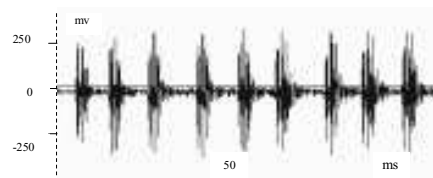
1. Ábra. A haris hangjának egy szótagpárjának hullámformája (amplitudo az idő függvényében). Az első szótag rendszerint rövidebb a másodiknál.

Fig. 1. The waveform (time v. amplitude) of a complete Corncrake call. The first syllable is generally shorter.

zási értéke: 0,12%) készítettük. A hanganyagokat minden esetben az adott madárhoz viszonyítva 20 méteren belüli távolságról rögzítettük, este 10 és hajnali 4 óra között.

Az elemzés során a Sonic Foundry cég Sound Forge 4.5, Windows rendszer alatt működő szoftverét használtuk. Mindegyik, átlagosan 3 perces felvétel első tizenöt jó minőségű, alacsony zajszinttel rendelkező szótagpárját digitalizáltuk.

A hím harisok hangadása szótagpárok ismételtetéséből áll. Az első rendszerint rövidebb a másodiknál. Az első szótag pulzusszáma saját mérések alapján 13-21, a második szótagé 16-24 között mozgott (1. Ábra). A hangmagasságot tekintve a harisok 2 és 7 kHz között hallatják jellegzetes reszelő "éneküket". A szótagok, ahogy azt már említettük pulzusokból állnak (2. Ábra). Ezek hossza átlag 3-5 ms, a közöttük lévő intervallum hossza pedig 4-8 ms. Korábbi kutatások csak kis különbséget találtak az egyes egyedek spektrogramja között. Munkánk során ezért méréseinket a hullámformán (amplitúdó-idő függvény) végeztük. Peake és munkatársai által alkalmazott módszer (1996) alapján a következő változókat mértük a haris hang-



2. Ábra. A haris első szótagjának részlete. Az elemzés során az első tíz pulzustól pulzusig tartó időintervallumot mértük.

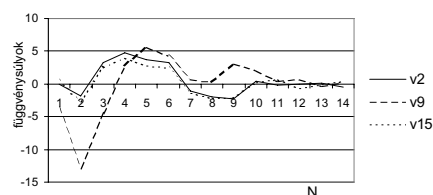
Fig. 2. One part of the first syllable of a Corncrake call. In the course of the analysis we measured the first ten pulse-to-pulse durations.

jában felvételenként tízszer ismételve: első szótag hossza (syl1), második szótag hossza (syl2), a kettő közötti időintervallum hossza (int), az első szótag első tíz pulzusának hossza külön-külön (p-pd1, p-pd2...stb.), valamint az első és második szótag pulzusszáma (slp, s2p). Az említett időbeli értékeket a számítógép képernyőjén kurzor segítségével mértük.

A számításokat SPSS 7.5 statisztikai programcsomaggal végeztük. Mindegyik érték normális eloszlást mutatott. Az egyedek elkülönítését a következők szerint történt. Minden felvétel adatait diszkriminancia analízissel elemeztük. Ez 14 értékkel (függvénysúlyok) jellemezte az egyes felvételeket. Az egyedek közötti különbséget a diszkriminancia analízis által kalkulált 14 függvénysúly alapján számított euklédesszi távolságokkal mértük. Az angol és a saját vizsgálataink alapján a hangjellemzőikben 4-nél kisebb euklédesszi távolságú egyedeket ugyanazon egyednek (1. kritérium), a 8-nál nagyobb távolságú egyedeket külön egyedeknek tekinthetjük nagy biztonsággal, míg a 4-8 euklédesszi távolságú (2. kritérium) egyedek esetében bizonytalan az azonosítás.

3. Eredmények

A fentiekben leírt módszer és kritérium rendszer alapján a következő eredményeket kaptuk a 23 felvételre vonatkoztatva. Az első két éjszaka felvett haris hangok közül csak egyetlen egyet találtunk meg 100% -os valószínűséggel a később rögzített 12 felvétel között is megtalálható volt. A diszkriminancia értékek közötti euklédieszi távolság ez esetben 2,391 volt, amely jóval a 4-es küszöb érték alatt található (3. Ábra). A 4 és 8 közötti euklédieszi távolságú felvételek esetében viszont nem ilyen egyértelmű a helyzet, mivel a korábbi kutatások alapján különböző egyedek hangjai lehetnek olyan hasonlóak, hogy ezen értékek közé essenek. De ez esetben az is előfordulhat, hogy ugyanazon madár hangjáról van szó. Természetesen minél kisebb az euklédieszi távolság, minél közelebb van a 4-es küszöb értékhez, annál valószínűbb az azonosítás. Öt esetben találtunk ilyen helyzettel. Az euklédieszi távolságok 6,49 és 7,59 értékek közé estek. Mivel nem csak két alkalommal készítettünk felvételt (hiszen az első felvétel során fenn maradt területeken található madarak rögzítését másnap végeztük el) lehetséges, hogy a második nap újra rögzítettük valamely előző nap felvett haris hangját. A négy második éjszaka rögzített madárból egy esett a 4-7 euklédieszi távolságú felvételek közé 7,19-es értékkel. Ezek alapján, az első kritériumnak megfelelően, az első két nap 11 egyedet rögzítettünk és ezekből tíz nap elteltével egy egyedet találtunk meg ugyanazon rét, ugyanazon helyén nagy biztonsággal, ezen felül 5 egyed azonosítása nem 100%-os. De a fent leírtak alapján, ha ugyanazon madárnak tulajdonítjuk az első két



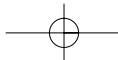
3. Ábra. 3 hangfelvétel (v2, v9 és v15) 14 diszkriminancia értékének eloszlása. Jól látható, hogy a v2-es és a v15 felvétel adatai közel megegyeznek, az értékek közötti euklédieszi távolság 2,391, minden valószínűség szerint ugyanazon madár hangját rögzítettük kétszer. A v9 és v15 esetében az euklédieszi távolság 15,0, míg a v9 és v2 esetében 15,7.

Fig. 3. 14 discriminant functions of 3 recordings (v2, v9 and v15). There are only small differences between v2 and v15 (the Euclidean distance: 2.391), indicating the calls of the same bird. The Euclidean distance between v9 and v15 was 15.0, and in the case of v9 and v2 15.7.

éjszaka rögzített 7,19-es euklédieszi távolságú két hanganyagot, az is lehetséges, hogy az első teljes felmérés során (első két nap) mindössze tíz haris hangját sikerült felvennünk.

A fent leírt módszerrel összehasonlítottuk 5 egyed ugyanazon éjszaka, mindössze néhány perces különbséggel felvett 2-2 hanganyagát. A statisztikai eljárás során az adatokat az összes többivel együtt elemeztük. A vizsgált egyedek 2-2 hangfelvétele közötti euklédieszi távolságok 1,24 - 2,23 értékek között mozogtak. Itt a legnagyobb távolság 2,23-as, a két hangfelvétel készítése között eltelt idő pedig mindössze néhány perc. Az azonosított madarunk két felvétele közötti euklédieszi távolság 2,39, és a két hanganyag rögzítése 10 nap különbséggel történt.

Adataink alapján a vizsgálati területen az első (szigorúbb) kritérium alapján kétszeri teljes felméréssel 22 egyed hangját



rögzítettük azonban ha a második kritériumnak megfelelő eseteket is beleszámoljuk, akkor is mintegy 17 hím "reszelt" a vizsgált réten.

4. Megvitatás

A kutatás során haris hímek helyhűségét vizsgáltuk hangelemzés alapján. Mivel ennél a fajnál a gyűrűzéses módszer alkalmazása rejtett életmódja miatt nagyon körülményes lenne, mi az egyedi felismerésre egy nem régiókban leírt, Magyarországon eddig még nem alkalmazott módszert használtunk. A harisnál a hangelemzéses eljárás egy biztosabb megoldásnak tűnik, már csak azért is, mert a hímek hangjukat az éjszaka 75-80%-án át hallatják (Stowe & Hudson 1991). A módszer alkalmazása során a hangból mért különböző változók diszkriminancia analíziséből számított értékek közötti euklideszi távolságokat mérjük.

Eredményeink alapján mindössze egyetlen egyedet sikerült teljes biztonsággal megtalálnunk ugyanazon rét, ugyanazon helyén tíz nap elteltével. Ha az olyan egyedeket is azonosítottuk véljük, amelyek euklideszi távolsága 4 és 8 közötti, akkor is nem kevesebb, mint 17 egyedet sikerült rögzítenünk. Ezek az eredmények mindenféleképp azt sugallják, hogy jelentős lehet egy területen belül a különböző egyedek mozgása.

Eredményeink azonban az eddigiekben alkalmazott harisszámlálási módszer problémájára is rávilágítanak, ugyanis az első teljes felmérésben szereplő 11 egyedből a második felmérés során legfeljebb 5 egyedet találtunk meg újra, és ezenfelül további 7, korábban nem ismert hím hangját rögzítettük. A harisok egyedszámának fel-

mérése általában a hangjukat hallató hímek számlálása alapján történik. Az általunk vizsgált területen két teljes felmérés során legfeljebb 12 egyeddel számoltunk volna az eddigi módszerekkel, hiszen első alkalommal 11, másodszor 12 hím hangját hallottuk. Eredményeink alapján jelentősen alulbecsülhetjük a területen "reszelő" hímek egyedszámát, hiszen a második felmérésnél nemcsak egyet, hanem a hímek száma. Megállapíthatjuk, hogy a szubpopuláción belüli mozgások miatt a haris egyedszámának a hangjukat hallató hímek alapján történő egyszerű számlálása meg lehetőségen félrevezető eredményekkel szolgálhat.

Az egyedi felismerésre általunk használt módszer alkalmazhatóságának határait is figyelembe kell vennünk. Az eljárást csak az egyévesnél idősebb hímeknél alkalmazhatjuk, mivel csak a hímek hallatják jellegzetes "kiáltozó" hangjukat. A másik problémát az egyes hanganyagok bizonyos változóinak diszkriminancia értékei közötti euklideszi távolságok határértékeinek megállapítása jelenti. Ugyanis ha a két vizsgált felvétel közötti euklideszi távolság a 4-es értéken belül van, akkor az azonosítás egyértelmű (Peake *et al.* 1996). Viszont abban az esetben, ha az érték 4 és 8 közé esik már előfordulhat az is, hogy az azonosításunk nem helyén való. E két érték között nagy esélye van annak, hogy a kérdéses két hangfelvétel ugyanazon egyedhez tartozik, de korábbi kutatások alapján a félreazonosítás lehetősége is fenn áll, ugyanis a felmérések szerint ugyanazon egyed két felvétele közötti euklideszi távolsága a 8-as értéket is elérheti (Peake *et al.* 1996).

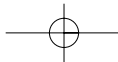
Ezen hazánkban elsőként alkalmazott módszer révén további, az eddigieknél részletesebb monitoring vizsgálatokat vé-

gezzhetünk el. Megfelelő minőségű és számú hanganyag birtokában lehetőségünk nyílna az egyedek nyilvántartására, ílymódon a túlélési ráták, az egyes területekhez tanúsított helyhűség, a szubpopuláción belüli mozgások, valamint az egyed-számfelmérés pontosabb becslésére. Nem utolsó sorban meg kell említenünk, hogy a felmérés során nincs szükség a madarak befogására, tehát a zavarás a lehető legkisebb mértékű, amely ezen fokozottan védett madárfaj védelme szempontjából nagy jelentőségű.

Köszönetnyilvánítás. Köszönetünket szeretnénk kifejezni a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnek valamint a KKA-nak a kutatáshoz szükséges feltételek megteremtésében nyújtott segítségéért. Sz.T. munkáját az OTKA T29853 pályázat, és a "Magyar Zoltán" posztdoktor ösztöndíj támogatta.

Irodalom

- Lessels, C. M., Rowe, C. L. & P. K. McGregor. 1995. Individual and sex differences in the provisioning calls of European bee-eaters. – *Anim. Behav.* 49: 244-247.
- May, L. 1994. Individually distinctive Corncrake *Crex crex* calls: A pilot study. – *Bioacoustics* 6: 25-32.
- McGregor, P. K. & P. Byle. 1992. Individually distinctive bittern booms: Potential as a census tool. – *Bioacoustics* 4: 93-109.
- McGregor, P. K., Anderson, C. M., Harris, J., Seal, J. R. & J. M. Soul. 1995. Individual differences in songs of Fan-tailed warblers *Cisticola juncidis* in Portugal. – *Airo* 5: 17-21.
- Peake, T. M., McGregor, P. K., Smith, K. W., Tyler, G., Gilbert, G. & R. E. Green. 1996. Individuality in Corncrake *Crex crex* vocalizations. – *Ibis* 140: 120-127.
- Saunders, P. A. & R. D. Wooller. 1988. Consistent individuality of voice in birds as a management tool. – *Emu* 88: 25-32.
- Stowe, T. J. & A. V. Hudson. 1991. Radio-telemetry studies of Corncrakes in Great Britain. – *Vogelwelt* 112: 10-16.
- Wooller, R. D. 1978. Individual recognition in the Kittiwake Gull, *Rissa tridactyla* (L.). *Z. Tierpsychol.* 48: 68-86.



Ornis Hungarica 10: 71-77. 2000

A barkóscinege (*Panurus biarmicus*) párképzési dinamikája fogás-visszafogás adatok alapján

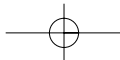
Bártol István és Csörgő Tibor

Bártol, I. and Csörgő, T. 2000. Dynamics of pair formation of the Bearded Tit (*Panurus biarmicus*) on the basis of capture-recapture data. – Ornis Hung. 10: 71-77.

We studied the pair-formation of the Bearded Tit in the year of hatching and the permanence of these pair bonds at the Lake Ludaško (Yugoslavia) between 1989-1999. The study period ranged each year from mid-July until the beginning of September. During the project 3279 Bearded Tits were ringed and 1262 recaptured. Two individuals were treated as pairs if matched one of the following criteria: (1) caught in the same or neighbouring net; (2) caught during the same, previous or subsequent mist-net control occasion; or (3) caught at least twice together, on the same day. These restrictions were fulfilled by 36 pairs: 33 pairs were captured twice and 3 three times. The proportion of male / female pairs was 89%, while 75% of them was formed by two juvenile birds. On the basis of the high proportion of juvenile pairs we suggest that pairs formed in the year of hatching. Every pair that was marked together and controlled during the following years consisted of a male and a female, which suggested that relations were permanent. The strength of relation between pair-forming individuals was tested with Fisher exact test, which showed significant associatedness. The sexual distribution of different pair-types was analyzed using χ^2 test. The number of heterosexual pairs was significantly higher than expected. Families tended to keep together after the fledging of chicks, and in the beginning of the study period birds moved in flocks. These groups broke into "engaged couples" by the end of July - beginning of August, which is very likely the period of pair-formation. The activity of birds decreased by mid August, caused by the intensive complete moult. After two-weeks of low activity, individuals of different age-groups built up mixed flocks. Associated pairs could be detected in these groups, that begun their regular roaming in late autumn.



Munkánkban a barkóscinege párképzési viselkedésének jelenségeit: a kikelés évében történő párbaállást és a párkapcsolatok tartósságát teszteltük, valamint vizsgáltuk a párképzés idődinamikáját. Az adatgyűjtést a Ludasi-tavon (Vajdaság, Jugoszlávia) 1989-1999 folyamán, július közepétől szeptember elejéig végeztük. A vizsgálat 11 éve alatt összesen 3279 barkóscinege lett megjelölve, míg a visszafogások száma 1262 volt. Azokat az egyedeket kezeltük párként, amelyek: (1) ugyanabban vagy az azt eggyel megelőző, illetve rákövetkező hálóban; (2) ugyanabban vagy az azt eggyel megelőző, illetve rákövetkező ellenőrzésben; vagy (3) a teljes vizsgálati időszak legkevesebb két különböző napján együtt kerültek befogásra. A fenti feltételeknek 36 párkapcsolat felelt meg: 33 párt kétszer és 3 párt 3 alkalommal fogtunk be együtt. A különmemű egyedek képezte kapcsolatok aránya 89% volt, aminek 75%-a két fiatal példányból álló pár. A fiatal párok magas aránya alapján arra lehet következtetni, hogy a párok már fiatal korban kialakulnak. A párban jelölt és a rákövetkező évek valamelyikében újra együtt visszafogott madárpárok mindegyike hím-tojó összetételű volt, ami a párkapcsolatok tartós jellegére utal. Az öreg-fiatal korstruktúrájú kapcsolatok szülők és fiókáik együtt mozgására utal. A párokat formáló egyedek asszociáltságát Fisher-féle exakt próbával teszteltük, amely kimutatta azok magasszintű kapcsoltóságát. A különmemű egyedekből álló párok arányának várhatótól való eltérését χ^2 -illeszkedésvizsgálattal teszteltük. A párok ivarvisága tekintetében - a teljes kutatási időre és annak egyes részidőszakaira nézve is - szignifikáns eltérés mutatható ki a véletlenszerűtől a különmemű kapcsolatok javára.



A párbaállás dinamikáját a χ^2 -teszt alapján elemeztük. A megfigyelési időszak kezdetén csapatosan, feltehetően családi kötelékben mozognak a madarak. Ezek szétesését "jegyespárookra" július végére-augusztus elejére becsljük, ami valószínűleg a párok kialakulásával esik egybe. Augusztus 10. körül a madarak aktivitása visszaesik, ami mögött az intenzív vedlés állhat. Ezt a kb. két hetes nyugalmi időszakot követően a különböző korcsoportú madarak kezdenek vegyes csapatokba verődni, amelyekben kimutathatók az összetartó, késő ősszel kóborlásba fogó párok.

B. I.: Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6701 Szeged, Pf. 51. e-mail: bartoli@knp.hu; Cs. T.: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatszervezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 3. e-mail: csorgo@cerberus.elte.hu

1. Bevezetés

A barkóscinege (*Panurus biarmicus*) a Timáliafélek családjának egyetlen európai képviselője. Már az 1950-es években felmerült a faj monogám párkapcsolat-rendszerének kérdése, ami ritka jelenségnek számít a NY-Palearktikum énekesmadarainak körében. Tömeges jelölésük során feltűnt, hogy egy hím és egy tojót gyakran ugyanabban a hálóban és időpontban fogtak be (Koenig 1951). Ez a megfigyelés megerősítést nyert, amikor bizonyos idő elteltével a korábban együtt meggyűrűzött madarakat szintén egyszerre fogták vissza. Koenig mindezek ismeretében felvetette a faj kikelés évében történő párbaállását, de hosszútávú visszafogási adatok hiányában nem tudta igazolni elméletét. Feindt & Jung 1968-ban említést tesz a barkóscinege partnerhűségéről. Elzen (1977) a témához kapcsolódóan egy átfogó, öt gyűrűzőállomás fogás-visszafogás adatait feldolgozó publikációt jelentetett meg, de az, a megkerülési adatok összesítésén kívül, nem hozott újat e téren.

Munkánkban a barkóscinege párképzési viselkedésének jelenségeivel kapcsolatban végeztünk megfigyeléseket. Az ezen a területen tett eddigi kutatásokkal ellentétben a potenciálisan párt alkotó egyedeket számítógépes algoritmusok segítségével válogattuk ki. Teszteltük a kikelés évében

történő párbaállást és a párkapcsolatok tartósságát valamint megvizsgáltuk a párképzés idődinamikáját.

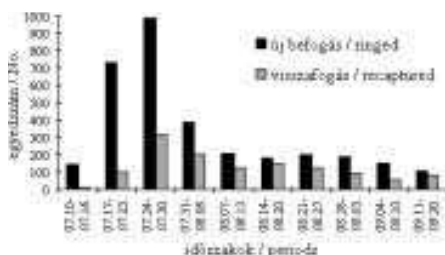
2. Anyag és módszer

A kutatómunka a Ludasi tavon (Vajdaság, Jugoszlávia) 1989-1999 közt folyt. A vizsgálati időszak minden évben július közepétől augusztus végéig-szeptember elejéig tartott. A madarak befogását függőhálókkal végeztük. A vizsgálat 11 éve alatt összesen 3279 barkóscinege lett megjelölve, míg a visszafogások száma 1262 volt. A megfogott madarak mérését az MME Actio Hungarica táborában alkalmazott módszerekkel végeztük (Szentendrey *et al.* 1979), a kor- és ivarhatározáskor Svensson (1992) munkájára hagytuk.

A teljeskörű biometria adatsorból csak a munkánk szempontjából lényeges barkóscinege kor- és ivaradatokat dolgoztuk fel. A 11 év során begyűjtött adatokból egységes számítógépes állományt képeztünk, amiből egy általunk írt program segítségével válogattuk ki azokat az egyedeket, amelyek nagy valószínűséggel párban akadtak hálóra. A keresés feltételeit az alábbiakban adtuk meg:

Azokat az egyedeket tekinthetjük "párnak", amelyek

1. ugyanabban vagy az azt eggyel megelőző, illetve rákövetkező hálóban,



1. Ábra. A befogott madarak egyedszámának megoszlása éven belül, hét napos bontásban. A 11 év adatait összevontuk.

Fig. 1. Seasonal dynamics of the activity by Bearded Tits at Lake Ludasko, Yugoslavia. Data from 1989-1999 are pooled.

- ugyanabban vagy az azt egygel megelőző, illetve rákövetkező ellenőrzésben,
- a teljes vizsgálati időszak alatt legkevesebb két alkalommal együtt kerültek befogásra.

A leírt módon párokat formáló egyedek asszociáltságát egyenként Fisher-féle exakt próbával teszteltük. A párok ivarel-oszlásának véletlenszerűtől való eltérését χ^2 -illeszkedésvizsgálattal teszteltük, amihez Elzen (1977) munkája szolgált alapul. A számítások során összehasonlítottuk a hím-tojó, hím-hím és tojó-tojó párkapcsos-

1. Táblázat. A barkóscinegék évenként vizsgált egyedszámai.

Tab. 1. The numbers of Bearded Tits captured and ringed at Lake Ludasko, former Yugoslavia, 1989-1999.

Évek / Year	Gyűrűzött / Ringed	Visszafogás / Recaptured	Összes / Total
1989	505	226	731
1990	286	129	415
1991	718	312	1030
1992	397	129	526
1993	167	31	198
1994	180	32	212
1995	136	22	158
1996	132	33	165
1997	99	35	134
1998	369	190	559
1999	290	123	413

latok empirikus számát a elméleti várható értékekkel. A párformálódás időbeli dinamizmusának követése érdekében ezt a statisztikai tesztet elvégeztük a vizsgálati időszak 7 és egy héttel átfedő 14 nap hosszúságú részydőszakaira is. Az átfedéssel időszakokkal való számolást az egyes köl-tési szezonok közti - például időjárásból, táplálékellátottságból stb. adódó - különbségek csökkentése érdekében láttuk fontosnak.

2. Táblázat. Az egyes pártípusok száma a teljes időszakra nézve, valamint azok megoszlása hét napos bontás esetén.

Tab. 2. Number of different pair-types during the whole study period and its weekly distribution.

különnemű egyedek képezte párok / "heterosexual" pairs						azonos nemű egyedek képezte párok / "homosexual" pairs							
						σ / σ				φ / φ			
	Juv	Ad	Juv?	Juv?	Σ	Juv	Juv	Ad	Σ	Juv	Juv	Ad	Σ
	Juv	Ad	Ad?	Ad?		Ad	Juv	Ad		Ad	Juv	Ad	
Total:	50	7	6	4	67	0	6	0	6	0	2	0	2
07.17-07.23.	10	3	1	1	15	0	0	0	0	0	0	0	0
07.24-07.30.	15	3	2	1	21	0	3	0	3	0	1	0	1
07.31-08.06.	7	1	1	0	9	0	0	0	0	0	1	0	1
08.07-08.13.	5	0	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
08.14-08.20.	4	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0
08.21-08.27.	2	0	1	0	3	0	2	0	2	0	0	0	0
08.28-09.02.	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
09.03-09.09.	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
09.10-09.20.	4	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0

3. Táblázat. A párkapcsolatok ivareloszlásának tesztelésére elvégzett χ^2 -illeszkedésvizsgálat eredményei a teljes vizsgálati időszakra és annak hét napos részüidőszakaira (A), illetve átfedő 14 napos részüidőszakaira (B) (Ad+Juv- két öreg vagy két fiatal egyed képezte párosokra, Juv- két fiatal egyed alkotta párokra).

Tab. 3. Results of the χ^2 test of the sex ratios of pairbonds during the whole study and for its 7-days-long periods (A), and for 14-days long periods overlapping by 7 days (B) (Ad+Juv- pooled data of pairs that were formed by individuals belonging to the same (Ad or Juv) age group, Juv- pairs that consist of two Juv individuals).

A		
	Ad+Juv (χ^2 , P)	Juv (χ^2 , P)
Teljes időszak /		
Whole study period	47,00***	34,00***
Egy hetes részüidőszakok /		
Weeks		
07.17.-07.23.	15,00***	10,00**
07.24.-07.30.	11,88**	6,80*
07.31.-08.06.	6,60*	4,80 NS
08.07.-08.13.	6,00*	5,00 NS
08.14.-08.20.	6,00*	4,00 NS
08.21.-08.27.	1,80 NS	2,00 NS
08.28.-09.03.	3,00 NS	3,00 NS
09.04.-09.10.	3,00 NS	3,00 NS
09.11.-09.20.	4,00 NS	4,00 NS
B		
Egy héttel átfedő		
14 napos időszakok /		
14-day periods, with		
one week overlap	Ad+Juv (χ^2 , P)	Juv (χ^2 , P)
07.17.-07.30.	25,80***	15,00***
07.24.-08.06.	17,91***	11,00**
07.31.-08.13.	12,37**	9,46**
08.07.-08.20.	12,00**	9,00*
08.14.-08.27.	5,18 NS	3,00 NS
08.21.-09.03.	3,00 NS	3,80 NS
08.28.-09.10.	1,50 NS	1,50 NS
09.04.-09.20.	7,00 *	7,00 *
09.11.-09.20.	4,00 NS	4,00 NS

***: $P < 0,001$, **: $P < 0,01$, *: $P < 0,05$,
NS=nem szignifikáns

3. Eredmények

A barkóscinegék befogási egyedszáma aránytalanul oszlott meg az egyes évek közt és a vizsgálati időszakon belül (1.

Táblázat, 1. Ábra). Azokat az egyedeket, amelyek befogás körülményei (hálózszám, befogás időpontja, kor- és ivaradatok) nem lettek pontosan feljegyezve, kihagytuk az adatfeldolgozásból. A vizsgált összegyedszám így lecsökkent 3188 egyedre, amiből 2221 volt újonnan jelölt és 967 visszafogott. A kezdeti kritériumok betartása mellett a párkereső program 111 párost mutatott ki. Mivel nem voltak korra és ivarra vonatkozó kikötéseink, az eltérő- illetve azonos korú- és nemű kapcsolatok egyaránt megjelentek az eredményállományban (2. Táblázat). Ily módon a hím-tojó párok mellett előfordultak két hím vagy két tojó alkotta párosok, valamint fiatal-fiatal, öreg-öreg és öreg-fiatal párosítások is. Ezek közül eltávolítottuk azokat a "párosokat", amelyek közös megkerülései - a párkeresési feltételeknek megfelelően - ugyanarra a napra estek és torzították volna eredményeinket. A megmaradt 36 párkapcsolat közül 33 pár kétszer került hálónkba és 3 olyan esetet regisztráltunk, amikor háromszor fogtuk be ugyanazt a párt. Az első és a harmadik visszafogás közt átlagosan mindössze 10,3 nap telt el. A párok közt öt olyan volt, amelyeket két egymást követő évben is befogtunk. Akárcsak az ugyanazon szezonban háromszor befogott párok, ez utóbbiak is kizárólag hím-tojó összetételűek voltak.

A párok asszociáltság-vizsgálata során a Fisher-féle exakt teszt a páralkotó egyedek magasszintű kapcsoltságát mutatta ki. Az ugyanazon szezonban háromszor visszafogott három párból egy $P < 0,01$, kettő $P < 0,005$ szinten bizonyult asszociáltnak, míg a két egymást követő szaporodási időszakban visszafogott 5 pár mindegyike $P < 0,005$ szinten. Az ugyanabban a szezonban kétszer visszafogott 28 pár közül 23 pár esetében $P < 0,005$, 5 párnál $P < 0,05$



szinten vethető el a párformáló egyedek függetlensége. Míg a fenti 23 pár 78,2%-át fiatal hím és tojó madarak képezték, addig az ötből csak egy ilyen pártípus volt. A párok 86,1%-a homogén korösszetételű volt, melyben domináltak a különmemű párkapcsolatok ($\chi^2=17$, $df=2$, $P<0,005$).

A párok ivareloszlásának tesztelése céljából elvégzett χ^2 -illeszkedésvizsgálat eredményeit a 3. Táblázat tartalmazza. A teljes kutatási időszakra összevont adatokra magasán szignifikáns eltérést tapasztaltunk a különmemű egyedek képezte párok javára mind az összesített (Ad+Juv), mind pedig a fiatal (Juv) korcsoport esetén (3. Táblázat). Mindkét időszakos bontás esetén $P<0,05$ szignifikancia szinten értelmezhető eltéréseket a megfigyelési periódus kezdeti 4-5 szakaszában kaptunk, míg az átfedő 14 napos bontás esetén a szeptember elején is. A párképzés idődinamizmusának lépéseire az egyes időszakokban megkapott χ^2 -értékek alapján következtettünk.

4. Diszkusszió

Az élőlények adaptív képességének meghatározóan fontos komponense az általuk képviselt reprodukciós startégia. A hazai madárfajok e téren nagy változatosságot mutatnak: míg a nagytestű ludak és sasok egy életre szóló monogám párkapcsolatban élnek, addig például az erdei szürkebegy (*Prunella modularis*) promiszkuitásban, stb. A legnépesebb madárcsoport, az énekesmadarak párzási rendszere alapvetően nem monogám, mint azt korábban feltételezték. A költőpárok összetartása gyakran csak az adott fészkalj felnevelésére korlátozódik és a következő költéshez már más partnert keresnek. Szaporodási viselkedése szempontjából a barkóscinege kivételes

helyet foglal el az énekesmadarak közt, hiszen monogám párkapcsolatrendszerben szaporodó faj. A párkötelékek tartósak, legtöbbször egy életre szólnak (Cramp 1993, Hoi & Hoi-Leitner 1997), ami fogásvisszafogás adatokkal igazolható (Spitzer 1972, Elzen 1977). Erre utal a hosszú időintervallumot felölelő 5 megkerülés, amelyek az első naptári évben fiataloként, a rákövetkező évben potenciális öreg költőpárként bukkantak fel. A statisztikai tesztek igazolják, hogy ezeknek a pároknak az egyedei nem egymástól függetlenül jelentek meg a mintában, hanem valós, tartós párkapcsolat eredményeként.

Koenig (1951) és Elzen (1977) megfigyelései szerint a párok már a kikelés évében kialakulnak. A párbaállás idejével kapcsolatos eredményeink megerősítik ezt a feltevést. Erre utal a hím-tojó kapcsolatok túlreprezentáltsága, illetve a homogén korösszetételű párok dominanciája a mintában. Az ugyanazon szezonban háromszor visszafogott párokból következtetni lehet a párösszetartásra.

A barkóscinege egyike a legkorábban fészkeléshez látó hazai énekesmadaraknak, nemritkán már március végén teljes fészkaljjal rendelkezik (Spitzer 1972). Ezt az is elősegítheti, hogy tavasszal a párok nem veszítenek időt a párkereséssel, így az együtt átvészelt tél után jobban ki tudják használni a szaporodási szezont (Spitzer 1974).

Jelölési adatokkal alátámasztott megfigyelés, amely szintén a fiatalokori párbaállás tényét igazolja, hogy mind az őszi eruptív magatartásforma, az ún. "magasrepülés", mind pedig a késő őszi kóborlás párokból játszódik le (Axell 1966, Elzen 1977). Erre az alapján lehet következtetni, hogy a migrációs időszakban a költőterületen kívül visszafogott madarak zöme egy

hím és egy tojó (feltehetőleg pár) volt (Dürr *et al.* 1999). Miután a párok megérkeztek a telelőterületre, újra csapatokká egyesülnek. Számos, a faj vonulásával foglalkozó munka (Pearson 1975, Wawrzyniak & Sohns 1982) bizonyítja, hogy ősszel a párok nem célirányosan hagyják el a szaporodóhelyet, hanem felfedező jelleggel szétszóródnak körülötte. A párokban történő kóborlás további előnyökkel járhat, hiszen egy új terület kolonizálása esetén közel azonos ivararány mellett a legkedvezőbbek a esélyeik.

A megfigyelések szerint a vizsgált időszak kezdetén, júliusban, a barkóscinegék csapatosan mozognak, de már ezekben is kimutathatók az eltérő nemű egyedek képezte "jegyespárok". A párok kialakulása így július végére-augusztus elejére tehető. Az öreg-fiatal korösszetételű és az azonos nemű fiatal egyedek közös megjelenései elsősorban a kutatási időszak elején tapasztalhatók és családi kötelékekben való mozgásra utalnak (2. Táblázat). Augusztus 10. körül a madarak detektálhatósága visszaesik, aminek hátterében az intenzív vedlés állhat (Pearson 1975). Ez a viszonylagos nyugalmi időszak kb. két hétig tart, amely elteltével egyaránt megjelennek nem első költésből származó fiatalok, fészkelést befejező idős egyedek és együtt mozgó családok is. A röpképességüket viszonyított, de még nem teljesen átvedlett példányok első befogásai augusztus végén várhatók. Ezzel egyidőben kezdenek el formálódni a későbbi "magasrepülő" csoportok is. Szeptember elején ezeknek a csapatoknak a döntő hányadát már valódi párok teszik ki (3. Táblázat), ami mintegy megelőzi a késő őszi, párkötelékben történő kóborlást.

A barkóscinegék párképzési viselkedésével kapcsolatban végkövetkeztetesként

levonható, hogy a fiatal madarak már a kikelés évében tartós, monogám párkapcsolatot létesítenek. A párbaállás időszaka július végére-augusztus elejére esik. Az őszi "magasrepülő" csapatokban már kimutathatók a párok. A csoportosulások fokozatosan felbomlanak és a kikelés helyét elhagyó párok kóborlásba kezdenek. Ezek a következő költési szezonig összetartanak és szülőhelyükre visszatérve, vagy új alkalmas élőhelyeken kolonizálva együtt szaporodnak.

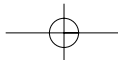
Mivel régióinkban a jelölési adatok szinte kizárólag a reprodukciós időszakból származnak, a barkóscinegék késő őszi-, téli- és tavaszi viselkedése szinte alig ismert. A nyár során megjelölt példányok / párok további sorsával kapcsolatban számos új információval szolgálna a költési időszakon kívül végzett gyűrűzőmunka. Ennek révén nyomon tudnánk követni a párok kóborlásának-szétszóródásának folyamatát, valamint a párösszetartást. Ez márcsak azért is fontos feladat lenne, mivel a tél bizonyítottan az egyik legkritikusabb időszak a egyedek túlélése szempontjából.

Köszönetnyilvánítás. Köszönet illeti a szabadkai "Csornai Richárd" Ökológusok Egyesületét, amely rendelkezésünkre bocsájtotta az adatbázist, valamint munkatársait, akik részt vettek az adatgyűjtésben. A számítógépes programokat Szarapka Lehel és Horváth András írták. Köszönettel tartozunk még Szigetvári Csabának és Horváth Andrásnak a dolgozat megírásában nyújtott segítségükért és hasznos tanácsaikért.

Irodalomjegyzék

- Axell, H. E. 1966. Eruptions of Bearded-Tits during 1959-1965. – *British Birds* 59: 513-543.
Cramp, S. 1993. The birds of the Western Palearctic. – Oxford University Press, Oxford.

- Dürr, T., Sohns, G. & H. Wawrzyniak. 1999. Ringfundauswertung in Ostdeutschland beringter bzw. kontrollierter Bartmeisen (*Panurus biarmicus*). – Vogelwarte 40: 117-129.
- Elzen, R. van den 1977. Paarzusammenhalt bei der Bartmeise (*Panurus biarmicus*). Eine Auswertung von Ringfunddaten. – Vogelwarte 29: 122-125.
- Feindt, P. & K. Jung. 1968. Bartmeisen (*Panurus biarmicus*)- Einblicke in ihr verborgenes Leben. – Zeitung. Mus. Hildesheim 20: 75.
- Hoi, H. & M. Hoi-Leitner. 1997. An alternative route to coloniality in the bearded tit: females pursue extra-pair fertilizations. – Behav. Ecol. 8: 113-119.
- Koenig, O. 1951. Das Aktionssystem der Bartmeise. – Österr. Z. Zool. 3: 1-82, 247-325.
- Pearson, D. J. 1975. Moults and its relation to eruptive activity in the Bearded Reedling. – Bird Study 22: 205-227.
- Spitzer, G. 1972. Jahreszeitliche Aspekte der Biologie der Bartmeise (*Panurus biarmicus*). – J. Orn. 113: 241-275.
- Spitzer, G. 1974. Zum Emigrationsverhalten der osteuropäischen Bartmeise (*Panurus biarmicus russicus*). – Vogelwarte 27: 186-194.
- Szentendrey, G., Lövei, G. & Gy. Kállay. 1979. Az "Actio Hungarica" mérési módszerei – Állattani Közlem. 66: 161-166.
- Svensson, L. 1992. Útmutató az európai énekesmadarak határozásához. 4. átdolgozott kiadás. – MME, Budapest.
- Wawrzyniak, H. & G. Sohns. 1982. Bartmeise. – N. Brehme Bücherei.



Ornis Hungarica 10: 79-85. 2000

A kis légykapó (*Ficedula parva*) élőhelyválasztása a Kőszegi-hegységben

Németh Csaba

Németh, C. 2000. Habitat selection of the Red-breasted Flycatcher (*Ficedula parva*) in the Kőszeg Mountains, Western Hungary. – Ornis Hung. 10: 79-85.

I studied the population size and habitat selection of the Red-breasted Flycatcher in the Kőszeg Mountains, W Hungary. Six breeding pairs were found. The potential Red-breasted Flycatcher habitats covered 645 ha, about 1/6th of the area of the Kőszeg Mountains. The breeding density was 0.018 pairs / 10 ha for the total area, and 0.09 pairs / 10 ha for the potential flycatcher habitats. The best breeding areas were stream-side forests facing NNE, with 80% beech (*Fagus sylvatica*) trees, older than 100 years. The conservation of the species, therefore, requires the preservation of old beech forests.



Munkámban 1996 és 1999 között a Kőszegi-hegység magyar oldalán fészkelő kis légykapó állományviszonyait, élőhelyválasztását és élőhelyeinek términtázatát vizsgáltam. Megállapítottam, hogy a vizsgált területen átlagosan 6 pár kis légykapó fészkel évente. A potenciális kis légykapó élőhelyek térképe szerint a hegység területének 1/6-od részén, 645 hektáron számíthatunk alkalmi költésére. A vizsgált terület egészéhez viszonyított állománysűrűség 0,018 pár/10 ha, a potenciális élőhelyek viszonylatában pedig 0,09 pár/10 ha. A madár biztos fészkelőhelyei olyan ÉÉK kitettségu patak völgy oldalak voltak, melyeket átlagosan 80 százalékosan bükk (*Fagus sylvatica*) alkotta, 100 évnél idősebb erdők borítanak. Természetvédelmi szempontból a potenciális élőhelyek idős bükkerdeinek fenntartásával őrizhető meg a kis légykapó Kőszegi-hegységbeli fészkelő állománya.

N. Cs.: Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Kőszegi Tájvédelmi Körzet, 9730 Kőszeg, Arborétum u.2.

1. Bevezetés

A kis légykapó (*Ficedula parva*) hazánk középhegységi lomberdeinek egyik legjelentetebb életmódot élő énekesmadara. Jelenlegi országos állománynagysága pontosan nem ismert. Barta Z. és Szitta T. 1978 és 1982 között végzett kutatásai szerint a Bükkben mintegy 50 pár költött (Schmidt 1998). A Kőszegi-hegység területéről Chernel I. (1899) mutatta ki elsőként, mint fészkelő fajt. Később Bechtold I. közli megfigyelését a hegységből (Bechtold 1981).

Helyi állományviszonyainak tisztázására 1996-ban kezdtem vizsgálatokat végezni a Kőszegi-hegység magyar oldalán, ezek kezdeti eredményeit a 'Cinege' című kiadványban közöltem (Németh 1996). Jelen munka az 1996-99 közötti időszak felméréseinek eredményeit mutatja be. Összehasonlítom az egyes kis légykapó élőhelyek erdőszerkezetét, bemutatom a potenciális élőhelyek és a tényleges revírek términtázatát.

1.1. A kis légykapó elterjedése, életmódja

A kis légykapó palearktikus faunaelem (Michael *et al.* 1993), Közép-Európától a

Kelet-Európai-alföldön keresztül egy viszonylag keskeny sávban egészen Kamcsatkáig fészkel (Schmidt 1998). Elterjedési területének nyugati határa Dél-Svédországtól Németország északi és keleti részén, valamint Nyugat-Szlovákián keresztül Kelet-Ausztriáig húzódik (Michael *et al.* 1993). Európai populációnagysága (Oroszország nélkül) 316-380 ezer példány körül alakul (Martin 1998). Hazánkban a közep-hegységek madara (Ott 1986, Schmidt 1998). Fészkelőhelyét tekintve Közép Európában elsősorban a középkorú és öregebb állományú bükkösökben találjuk, helyenként megtelepszik hasonló korú gyertyánosokban is. A Bükkben előkerült egyes lombdöböl és lucfenyves-bükkösből is (Bankovics *et al.* 1996). A szomszédos Ausztriában luc-, jegenyefenyő és bükkállományok szélében költ (Michael *et al.* 1993). Vonuló madár, mely általában május elején érkezik vissza délkelet-ázsiai telelőhelyéről. Évente egyszer költ, fészkelja május végén, június elején teljes. Fészek letört ág helyén kikorhadt üregben, farpedésben található 1,5-5 (8-10) m magasságban. Tojásainak száma többnyire 5-6 (4,7). A kotlási idő – az utolsó tojás lerakása után – 13-14 nap, a fiókák 13-14 napos korukban hagyják el a fészket.

2. Anyag és módszer

2.1. A vizsgált terület

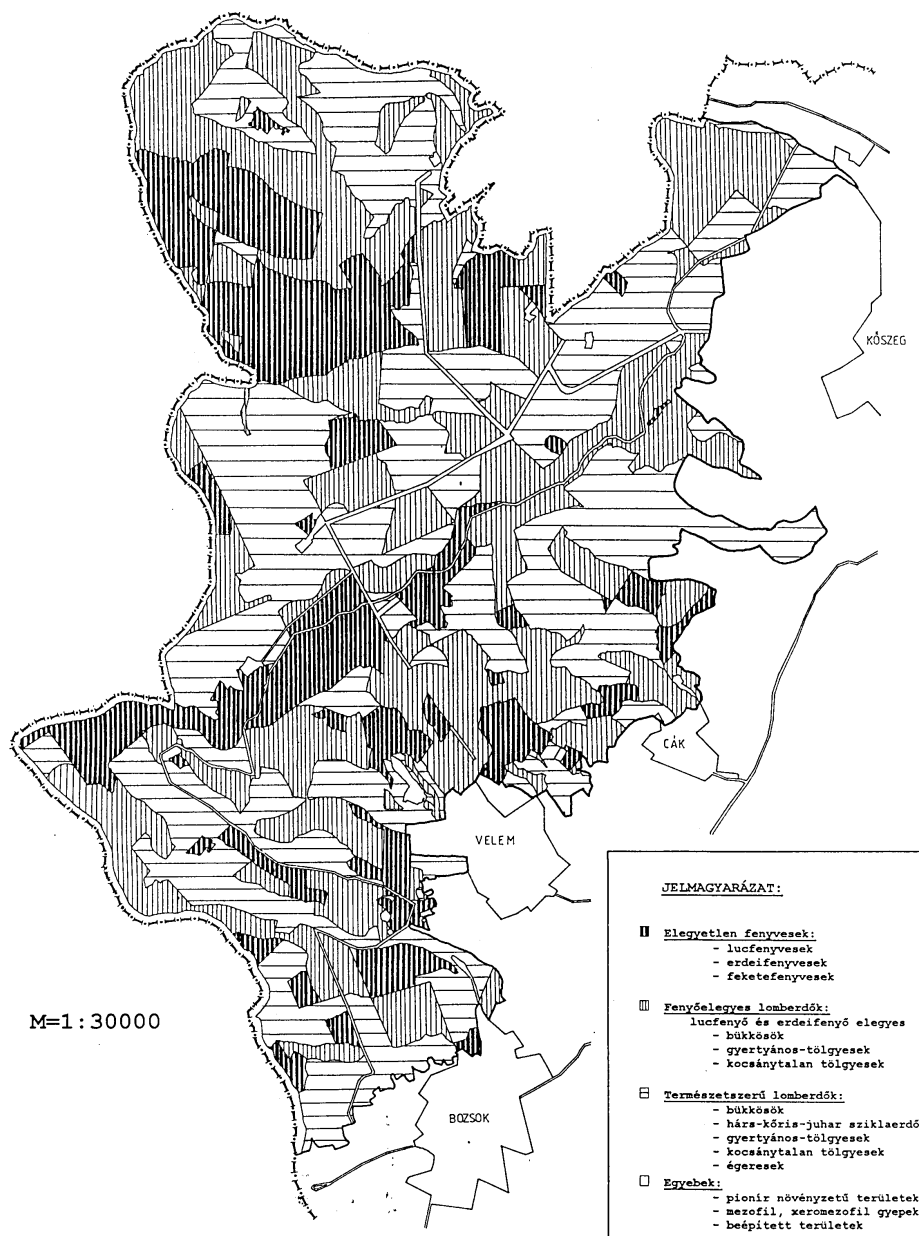
Munkám során a Kőszegi-hegység magyar oldalán vizsgáltam a kis légykapó elterjedési viszonyait (részletes leírást lásd: Markovics 1994). A terület aktuális vegetációját elsősorban fenyőelegyes lombdöbök, természet szerű lombdöbök és kisebb részben elegyetlen fenyvesek alkotják (1. Ábra).

2.2. Adatfelvételi módszerek

1996-ban az idős, legalább 70-80 éves bükkösök szisztematikus bejárásával kezdtem meg a kis légykapó állományfelmérést. Az évek során vizsgáltam a hasonló korú gyertyánosokat, gyertyános tölgyeseket és lucosokat is. Munkám könnyítése érdekében magnószalagra felvett kis légykapó ének lejátszásával próbáltam behatárolni az egyes kis légykapó territóriumok helyét. Amennyiben lehetőségem és időm engedte a magnóval behívott hím madarakat függőháló segítségével megfogtam és meg is gyűrűztem. Az élőhelyeket beazonosítottam 1:20000 méretarányú erdőgazdálkodási üzemi térképen. A felmérés négy éve alatt minden kis légykapó élőhelyet legalább kétszer ellenőriztem. Nem vizsgáltam a költések eredményességét, csupán az élőhelyválasztás tényét, a madarak jelenlétét regisztráltam.

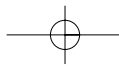
2.3. Értékelési módszerek

Egy alapmátrixot képeztem mindazon élőhelyekből, melyekben a négy éves felmérés során legalább egy alkalommal kis légykapóval találkoztam. Az élőhelyekhez hozzárendeltem azokat az általam kiválasztott jellemzőket, melyekkel feltételezésem szerint a vizsgált madárfaj élőhelyigényét jellemezni lehet: tengerszint feletti magasság, kitettség, vízfolyás megléte, faállomány kora és a bükk elegyaránya. A jellemzőket az Országos Erdőállomány Adattárból gyűjtöttem ki és alkalmanként a terepen tapasztalt viszonyoknak megfelelően módosítottam. Meghatároztam az élőhely jellemzők szélső értékeit (pl. minimális és maximális tengerszint feletti magasság stb.) és ezek figyelembevételével elkészítettem a hegység potenciális kis



1. Ábra. A Kőszegi-hegyég aktuális vegetációja faállománytípus-csoportok szerint. Készítette Szomorád Ferenc (1993).

Fig. 1. Map of the actual forest cover in the Kőszeg Mountains (after Szomorád 1993).



2. Ábra. A kis légykapó élőhelyeinek elhelyezkedése a Kőszegi-hegységben. A világos árnyalat a potenciális élőhelyeket jelzi, a sötét pedig ábrától függően a vonulóhelyeket, eseti költőhelyeket és biztos költőhelyeket.

Fig. 2. Map of Red-breasted Flycatcher habitats in the Kőszegi Mountains. Grey is the potential habitat (a); dark is the actual habitat used during migration (b); (c) irregular breeding habitats; (d) regular breeding habitats.

1. Táblázat. A kis légykapó állománysűrűsége Közép-Európában (Michael *et al.* 1993, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993).

Tab. 1. Density of the Red-breasted Flycatcher in Central Europe (after Michael *et al.* 1993, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993).

Hely / Location	Vizsgált terület / Area (km ²)	Élőhelytípus / Habitat	Talált revír / No. of territories	Állomány-sűrűség / Density (pár/10 ha)
Purkersdorf /Ausztria (Austria)	3	-	7	0,23
Wienerwald /Ausztria (Austria)	10	-	10	0,1
Bialowice/Lengyelország (Poland)	-	gyertyános tölgyes / oak-hornbeam forest	-	0,6-1,3
Krotoszyn/Lengyelország (Poland)	-	bükkelegyes tölgyes / beech-oak forest	-	0,3

légykapó élőhelyeinek térképét. Ezt összevetettem a valódi élőhelyek térképével. A továbbiakban a valódi élőhelyeket az észlelések száma és időpontja alapján három csoportra osztottam: (1) A vonulóhelyek csoportjába kerültek azok az élőhelyek, ahol csak a tavaszi vonulási időszakban figyeltem meg éneklő madarat. (2) Alkalmi költőhelyként kezeltem azokat a területeket, ahol legalább egy költési időszakban jelen volt a madárpár. (3) A biztos költőhelyek csoportjába sorolt élőhelyeken pedig a legalább két költési időszakban észlelt tartós jelenlét volt a feltétel.

erdőtömbjében 17 helyen talákoztam kis légykapóval (2. Ábra). Költési időszakban 1996 és 1997 nyarán 7-7, 1998 nyarán 6, 1999-ben 4 helyen észleltem tartós jelenlétét. Ez az összterületre vonatkoztatva átlagosan 0,018 pár/10 ha állománysűrűséget jelent. Ha kiszámítjuk a mintegy 10-szer nagyobb Bükk hegység 50 páros állományának hasonló jellemzőjét, akkor meglepően közeli 0,012 pár/10 ha értéket kapunk. A különbség mértéke azért tekinthető csekélynek, mivel itt különböző élőhelyszerkezetű összterületre és nem potenciális élőhelyre vonatkoztattunk.

Az élőhely jellemzők szélsőértékeinek figyelembevételével megrajzolt potenciális élőhelyek térképén (2. Ábra) látható, hogy az összterületnek csupán 1/6 része alkalmas a kis légykapó számára. Ezen az összesen 645 hektáron az átlag 6 páros állomány 0,09 pár/10 ha sűrűséggel van jelen, ami más közép európai élőhelyek ada-

3. Eredmények és értékelésük

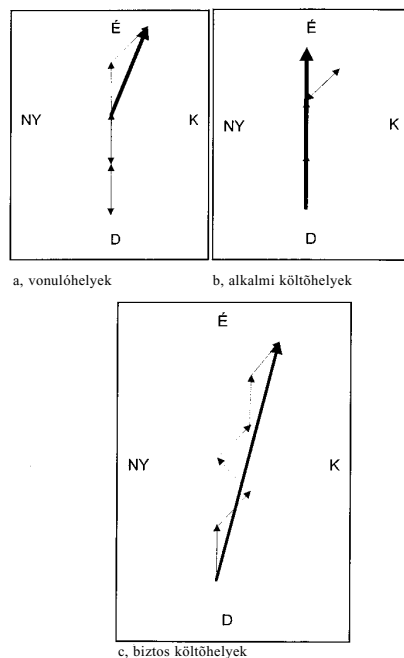
3.1. A kis légykapó élőhelyek térmentázata

A négy éves felmérés során a Kőszegi-hegység magyar oldalának 3900 hektáros

2. Táblázat. Kis légykapó élőhelyek átlagos jellemzői és szórásai a Kőszegi-hegységben.

Tab. 2. Average ($\pm$ SD) of habitat characteristics of the Red-breasted Flycatcher in the Kőszegi Mountains.

Élőhely / Habitat	Minta-nagyság N	Tengerszint feletti magasság / Height above sea level (m)		Állomány kora (év) / Forest age (year)		Bükk elegyaránya (%) / Percentage of Beech	
		átlag mean	szórás SD	átlag mean	szórás SD	átlag mean	szórás SD
Vonulóhelyek / Stopover sites	6	583	98	91	17	58	44
Alkalmi költőhelyek / Occasional breeding areas	5	530	148	96	11	73	11
Biztos költőhelyek / regular breeding areas	6	550	126	104	17	80	17



3. Ábra. A kis légykapó élőhelyeinek kitettsége. Fig. 3. Exposition of Red-breasted Flycatcher habitats (a, used during migration; b, occasional breeding habitats; c, regular breeding habitats).

tainál némileg kisebb (1. Táblázat). Ismerve azonban a Bükk hegység példáját, a Soproni-hegység hasonlóan alacsony állománysűrűségét (Kárpáti L. személyes közlése), valamint, hogy az állománynagyság egy földrajzi térségen belül is nagyon különböző lehet (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993), véleményem szerint egy természetes jelenséggel állunk szemben.

Feltűnő, hogy a potenciális élőhelyek két nagyobb tömbben (Stájer házak-Hármaspatak, ill. Szent Vid-Hosszúvölgy-Tündér forrás), valamint 1/3 részt szórtan helyezkednek el. A biztos költőhelyek a két nagyobb tömbön belül, azok patakmenti, ÉÉK-i kitettségű oldalaiban vannak. A vonuló- és alkalmi költőhelyek ezek körül szóródnak.

3.2. A kis légykapó élőhelyválasztása

Áttekintve a kis légykapó Kőszegi-hegységbeli élőhely csoportjainak 2. Táblázat szerinti átlagos jellemzőit, az alábbi következtetések tehetők:

(1) Tengerszint feletti magasság

A vizsgált területen a legalacsonyabban lévő élőhely 400 méteren, a legmagasabban lévő 750 méteren helyezkedett el. Összehasonlítva a szomszédos Ausztriában megfigyelt értékekkel, jó egyezést állapíthatunk meg, hiszen az Alpokban regisztrált 25 költés legtöbbje a 400-800 méteres tengerszint feletti magasságok közt zajlott (Michael *et al.* 1993). A hegység méretéből fakadóan a maximális érték nálunk legfeljebb 880 méter lehetett volna.

(2) Kitettség

Az élőhelycsoportokon belül vektorosan összegezve az élőhelyek kitettségét a 3. Ábra szerinti eredményt kapjuk. Az eredő vektorok irányai közt nincs számottevő különbség, mindegyik az északi és a keleti irány között helyezkedik el. Az eredő vektorok hossza az egy csoportba sorolt élőhelyek kitettségének homogenitását jelzi, mert akkor maximális, ha minden összetevőjük egyazon irányba mutat. Ebből a szempontból megvizsgálva az élőhelycsoportokat látható, hogy a leghomogénebb irányultságot a biztos költőhelyek mutatják, míg a vonulóhelyek kitettségének szórása nagy. Az alkalmi költőhelyek eredő vektorának hossza az előző két csoport vektorhosszai közé esik. Az utóbbi vektor hosszával kapcsolatban azonban meg kell jegyezni, hogy mivel az alkalmi költőhelyek száma eggyel kevesebb volt, mint a vonuló és a biztos költőhelyeké, az eredő vektor maximális hossza szükségszerűen kisebb kell, hogy legyen. Ez a tény azonban jelen esetben a három élő-

helytípus kitettségének egymáshoz viszonyított homogenitását nem befolyásolja. Fentiek alapján megállapítható, hogy a Kőszegi-hegység kis légykapó élőhelyei közül a biztos költőhelyek ÉÉK-i kitettség a leghomogénebb.

(3) Vízfolyás megléte az élőhelyeken

Schmidt (1998) szerint a kis légykapó előnyben részesíti azon élőhelyeket, melyeknek közelében vízfolyás, patak található. A vizsgálati terület 17 élőhelyéből 14 közvetlen közelében állandó vizű patakot találtam. A 3 víz nélküli helyből kettő vonulóhely egy pedig alkalmi költőhely. A vizsgált 4 évben a Kőszegi-hegység biztos kis légykapó költőhelyei kivétel nélkül állandó vizű patak völgyének oldalában voltak.

(4) Az élőhelyek faállományának kora

Az eseti költőhelyek átlagosan idősebb faállománnyal rendelkeztek a vonulóhelyeknél, az átlagosan legmagasabb korú állományok pedig a biztos költőhelyeken fordultak elő (2. Táblázat). A vizsgált 4 évben a Kőszegi-hegység biztos kis légykapó költőhelyei átlagosan száz évesnél idősebb erdőkben voltak.

(5) A bükk fafaj elegyaránya

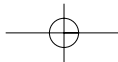
A bükk fafaj elegyaránya hasonló irányú növekedést mutatott az élőhelycsoportok között, mint a faállományok kora (2. Táblázat). A vizsgált 4 évben a Kőszegi-hegység biztos kis légykapó költőhelyein a bükk fafaj átlagosan 80 százalékos elegyarányban volt jelen.

3.3. Védelmi javaslat

A kis légykapó fészkelő állománya a Kőszegi-hegységben, illetve az irodalmi adatok alapján más hazai élőhelyeken is az idős bükkerdők fenntartásával őrizhető meg.

Irodalomlista

- Bankovics, A., Moskát, C. & T. Szitta. 1996. The avifauna of the Bükk National Park. Pp. 573-594. In: Mahunka, S. (ed.). The Fauna of the Bükk National Park. – Hungarian Natural History Museum, Budapest.
- Bechtold, I. 1981. A Kőszegi Tájvédelmi Körzet madárvilága. – Alpokalja Természeti Képe, Közlemények 1:105-108.
- Chernel, I. 1899. Magyarország madarai, különös tekintettel gazdasági jelentőségükre I-II. – A Földművelésügyi Magyar Királyi Miniszter Kiadványai, Budapest.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer. 1993. Zwergschnäper – Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/4 – Aula, Wiesbaden.
- Markovics, T. 1994. A Kőszegi-hegység természetföldrajzi képe. Pp. 6-13. In: Bartha, D. (ed.). A Kőszegi-hegység vegetációja. – Erdészeti és Faipari Egyetem Növénytani Tanszék, Sopron.
- Martin, F. 1998. Red-breasted Flycatcher. Pp. 616-617. In: Hagemeijer, E. J. M. & M. J. Blair (eds). The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. – T & A D Poyser, London.
- Michael, D., Andreas, R. & B. Hans-Martin. 1993. Zwergschnäper - Atlas der Brutvögel Österreichs. – Umweltbundesamt, Wien.
- Németh, Cs. 1996. Kis légykapó (*Ficedula parva*) állományfelmérés a Kőszegi-hegységben. Pp. 10-12. In: Gyurácz, J. (ed.). Cinege. – Chernel István Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Szombathely.
- Ott, J. 1986. A kis légykapó (*Ficedula parva*) költése és táplálkozása. A Magyar Madártani Egyesület 2. Tudományos Ülése, Pp. 179-182. – Magyar Madártani Egyesület, Szeged.
- Schmidt, E. 1998. Kis légykapó. Pp. 324-325. In: Haraszthy, L. (ed.). Magyarország madarai. – Mezőgazda, Budapest.
- Szomorad, F. 1993. A Kőszegi-hegység erdőirtásulási. Pp. 106-133. In: Bartha, D. (ed.). A Kőszegi-hegység vegetációja. – Erdészeti és Faipari Egyetem Növénytani Tanszék, Sopron.



Ornis Hungarica 10: 87-91. 2000

A kis őrgébics (*Lanius minor*) élőhely-választása és költési sikere a Kiskunságban

Bártol István és Lovászi Péter

Bártol, I. and Lovászi, P. 2000. Habitat selection and reproductive success of the Lesser Grey Shrike (*Lanius minor*) in the Kiskunság area. – Ornis Hung. 10: 87-91.

We studied the habitat selection of the Lesser Grey Shrike (*Lanius minor*) in two study sites, in Apajpuszta and Baks puszta, in the Kiskunság region, central Hungary. In 1998 and 1999 we found 98 nests, mainly on roadside trees, and in small woodlands surrounded by short-grass steppes. Most of the nests were built on poplar (*Populus* spp.) and black locust (*Robinia pseudoacacia*) trees. There was a significant difference in nest tree selection between the two sites, explained by the difference in tree species composition and human disturbance. Lesser Grey Shrikes preferred habitats for nesting with high quality hunting areas nearby, while structural characteristics of the habitat were not so important. High rates of nest predation in the incubation stage and unfavourable weather conditions during the nestling period caused a low reproductive success in the two years of study.



Munkánkban a kis őrgébics (*Lanius minor*) habitat-szelekcióját oly módon vizsgáltuk, hogy a fészkek környékének vegetációs szerkezetét összevetettük a faj két tipikus, ám adottságaiban eltérő kiskunsági élőhelyén, Apajpusztán és a Baksi-pusztán. A kutatást 1998-1999 években végeztük, a megvizsgált 98 kis őrgébics fészkek döntő részét az útmenti fasorokban, pusztai erdőfoltokban és kisebb fás csoportokban találtuk. Fészkelésre a madarak mindkét helyszínen a nyárfát és az akácot részesítették előnyben. A gébicsek magasabb fákat választottak és magasabbra rakták fészkeiket Apajon, mint Bakson. A szignifikáns eltérésre az adhat magyarázatot, hogy Apajpusztán a fészkek számottevőbb humán zavarásnak vannak kitéve, de oka lehet a két vizsgálati terület különböző fajfaj-kompozíciója is. Eredményeink alapján arra következtethetünk, hogy a kis őrgébics fészkelőhely választása leginkább az alkalmas táplálkozóhelyek minőségétől és közelségétől függ illetve kevésbé hat rá a fészkelőhely élőhelyi és strukturális sajátossága. A költési szezonban rendszeresen ellenőrzött 20 fészkek alapján a reprodukciós siker rendkívül alacsonynak bizonyult. Ennek hátterében a kotlás során mért magas fészkepredációs ráta és a kirepülési periódusban előforduló kedvezőtlen időjárási hatások állnak.

B. I.: Kiskunság Nemzeti Park Igazgatósága, 6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19., e-mail: szirti.1@galamb.net. L. P.: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21. e-mail: lovaszi.peter@mme.hu.

1. Bevezetés

Bár a kis őrgébics (*Lanius minor*) hatalmas elterjedési területe Ny-K-i irányban Spanyolországtól Közép-Ázsiáig terjed, É-D-i irányban pedig Oroszországtól (55°N) a Földközi-tengerig (Cramp & Perrins 1993, Hagemeijer & Blair 1997),

az utóbbi évtizedekben több európai élőhelyen a populációk drámai csökkenését figyelték meg (Lefranc 1993, 1995, Tucker & Heath 1994). Századunk elején még ez a faj "Magyarország melegebb részein" a leggyakoribb gébiczfaj volt (Herman 1901). Az 1970-1990 közt eltelt időszakban országos szintű populációméret-csökkenése volt tapasztalható, ám az-

óta állományai helyenként megerősödtek (Magyar *et al.* 1998). Napjainkban a tövis-szűrő gébics (*Lanius collurio*) országszer-
te gyakrabban kerül szem elé, mint a kis
örgébics, mely utóbbi aktuálisan veszé-
lyeztetett fajként szerepel a Magyar Vörös
Könyvben (Rakonczay 1989) és a hazai
szárazföldi gerincesek természetvédelmi
rangsorában (Báldi *et al.* 1995). A kis ör-
gébics országos elterjedése elsősorban az
Alföldre korlátozódik, de lényegesen ala-
acsonyabb számban előfordul legelők és
öreg gyümölcsösök körül, a Dunántúlon és
az Északi-Középhegység lábainak délies
kitettségu lejtőin (Magyar *et al.* 1998). Ti-
pikus alföldi élőhelye az alacsony vegetá-
cióval borított puszta, ahol ritkás facso-
portokban és utakat szegélyező fasorok-
ban fészkel (Horváth 1959).

Munkánkban a kis örgébics habitat-
szelekcióját oly módon vizsgáltuk, hogy a
fészkek környékének vegetációs szerkezetét
összevetettük a faj két tipikus, ám adottsá-
gaiban eltérő kiskunsági élőhelyén. A ku-
tatás célja az volt, hogy megismerjük azo-
kat az élőhelyi jellemzőket, amelyek
kulcsfontosságú szerepet töltenek be a kis
örgébics országos állományának megörzé-
sében. Mivel a szaporodási siker az egyik
legmeghatározóbb tényező a veszélyezte-
tett madárfajok fennmaradásában, össze-
vetettük a kis örgébics két fő élőhely-tí-
pusból (nyárfasorok és akácfa-csoportok)
származó reprodukciós-siker adatait.

2. Anyag és módszer

A kutatás a Kiskunság három területén
folyt:

- (1) 1998-ban Csongrád megyében, mint-
egy 2250 km²-en átfogó felmérés ké-
szült a fészkelőállományról.

Részletesebb vizsgálatokat a Kiskunsá-
gi Nemzeti Park két helyszínén végez-
tünk:

- (2) Baksi-puszta (46°30'N, 20°05'E). Ez a
Szegedtől ÉK-re 25 km-re elterülő, kb.
30 km² nagyságú mozaikos táj főként
alacsony növényzettel borított puszta,
amibe számos egyéb habitat-típus (szi-
kes tó, halastó, mocsarak, tölgy- és
akácfa ligetek stb.) ékelődik be. A leg-
jellemzőbb tájhasználati típusok a ka-
szálás és legeltetés. Ezen a területen
1998-1999-ben folyt a kutatás.
- (3) Apajpuszta (47°10'N, 19°10'E). Ez a
mintaterület Budapeستől D-re kb. 50
km-re, Apaj és Kunszentmiklós telepü-
lések körül helyezkedik el. Területén a
nagy kiterjedésű (kb. 50 km²), egybefüg-
gő, formagazdag szikesek közé elszór-
tan mezőgazdasági művelésbe vont föld-
területek ékelődnek be. A tájat az utak és
csatornák mentén húzódó fasorok és
pusztai facsoportok teszik változatossá.
Ezen a vidéken a mai napig jelentős táj-
használati módként maradt fenn az ősi
jellegű külterjes állattartás. A helyszínen
1999-ben folytak vizsgálatok.

A terepvizsgálatok minden évben és hely-
színen május elejétől július közepéig tar-
tottak. A kutatási területeken mindkét sze-
zonban vizsgáltuk a kis örgébics
fészkelőhely-választását és költési sikerét.
Május elejétől kezdődően lassan haladó
gépkocsiból kerestük a gébicsket. Az ész-
leléseket térképen rögzítettük és a fészke-
ket távcsővel kerestük meg. Ezt követően
minden fészeknél kitöltöttünk egy élöhe-
lyfelmérő-lapot, amin feljegyeztük a
fészkelőfa fajtát, valamint megbecsültük a
fészkelőfa magasságát és a fészkek földfel-
színtől való magasságát. A költési siker ki-
számításához regisztráltuk a fészkenkénti
tojásszámot valamint a kikelt és kirepült fi-

1. Táblázat. A vizsgált kis őrgébics fészkek száma a kutatás két évében.

Tab. 1. Number of nests of the Lesser Grey Shrike controlled in the two-year study period. (n.a. = no data available).

	Apaj	Baks	Egyéb területek / Other sites
1998	n.a.	18	26
1999	50	3	1
Összesen / Total	50	21	27

n.a. = nincs adat

ókák számát.

3. Eredmények és diszkusszió

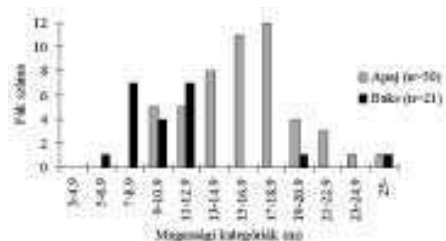
Az 1998-as dél-magyarországi felmérés során 2250 km²-en 126 kis őrgébics terítoriumot találtunk, így a költőpárok átlagos denzitása 0,05 pár/km² volt. A faj által legsűrűbben benépesített terület a Baksipuszta volt, ahol 1998-ban 18 pár telepedett meg (0,6 pár/km²), míg a következő évben csak 3 pár költött (0,1 pár/km²) (1. Táblázat), amely igazolni látszik azokat a gébicspopulációk nagyságában tapasztalható jelentős évek közti ingadozásokat, amelyekről Tucker & Heath (1994) tesz említést.

A fészkek többsége nyárfára és akácra épült. Eredményeink összhangban vannak

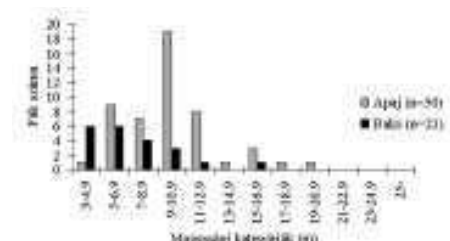
a korábbi megfigyelésekkel (pl. Horváth 1959), amelyek szerint a magyarországi kis őrgébics preferálja a nyárfát és az akácot, ám mindazonáltal érdemes megemlíteni, hogy Szlovákiában a kis őrgébics fészkek 97%-át különböző gyümölcsfákon találták (Krištín 1995). Ennek valószínű magyarázata, hogy ezek az adatok olyan két élőhelyről származnak, melyek fészkelőhely-kínálata merőben eltérő.

A kis őrgébics magasabb fákat választottak ($t=4,23$, $df=69$, $P<0,01$) (1. Ábra) és magasabbra rakták fészkeiket Apajon, mint Bakson ($t=3,31$, $df=69$, $P<0,05$) (2. Ábra). A szignifikáns eltérés feltehetőleg azzal magyarázható, hogy Apajpusztán a fészkek számottevőbb humán zavarásnak vannak kitéve, de oka lehet a két vizsgálati terület különböző fafaj-kompozíciója is. Eredményeink alapján arra következtethetünk, hogy a kis őrgébics fészkelőhely-választása leginkább az alkalmas táplálkozóhelyek minőségétől és közelségétől függ, illetve kevésbé van rá kihatással a fészkelőhely élőhelyi és strukturális sajátosságai. A táplálkozóhelyek kapcsán fontos kiemelni a jó rálátást biztosító leshelyek szerepét a gébics táplálkozásában (Moskát *et al.* 2000).

A faj reprodukciós sikerének megismérlése céljából 20 fészkek ellenőrzését végez-



1. Ábra. A fészkelésre használt fák magassága.
Fig. 1. The distribution of the heights of trees with nests of *Lanius minor* in the two study areas, 1997-1998.



2. Ábra. A fészkek földtől mért magassága.
Fig. 2. The distribution of *Lanius minor* nest heights above ground in the two study areas during 1997-1998.

2. Táblázat. A kis őrgébics költési sikere a két kutatási területen

Tab. 2. Reproductive success of the Lesser Grey Shrike in the two study sites.

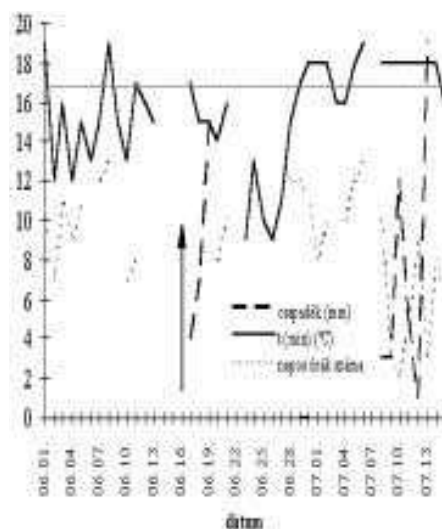
	Sikeres / Successful	Sikertelen / Unsuccessful
Baks (1998)	12	11
Apaj (1999)	3	17

tük el a tojásrakás kezdetétől a fiókakirepülés időszakáig. Mindkét vizsgálati területen lényegesen alacsony szaporodási sikert mutattunk ki (2. Táblázat). Általában véve a gébicsfészkek tojásrakási és kotlási időszakban tapasztalható pusztulásáért elsősorban a predáció, a szélsőséges időjárás és a zavarás tehető felelőssé (Mercum és Yosef 1998, Diehl 1995, Fuisz *et al.* 1997). Apajpusztán 1999-ben a természe-

tes fészkek 31,8%-át fosztották ki ragadozók, ami magas predációs rátának felel meg. Mindezt megerősíti műfészkes predációs kísérletünk, amely szerint egy hét leforgása alatt a műfészkek 68,8%-a semmisült meg (Bártol és Lovászi, előkészületben). A főbb predátorok - hasonlóan egyéb kutatók korábbi megfigyeléséhez (Warncke 1958, Tucker és Heath 1994, Krištín *et al.* 2000) - a varjúfélék családjából kerültek ki, mint például a szarka (*Pica pica*) és a dolmányos varjú (*Corvus c. cornix*).

A kis őrgébics jól alkalmazkodott a kontinentális klímaviszonyokhoz, amelyet a meleg, száraz nyarak jellemeznek (Tucker és Heath 1994). Emiatt a költési szezonban előforduló, tartós csapadékkal járó hideg időjárás végzetes lehet a gébicsfiókák túlélése szempontjából (Lefranc 1993, 1995). Haensel (1963) idézi Przygodda tapasztalatát, aki szerint a frissen kelt fiókák túlélési valószínűsége erősen lecsökken azokban az időszakokban, amikor a hőmérséklet tartósan 17 °C alá esik. Ezt figyelhettük meg Apajpusztán 1999-ben, amikor egyhetes kedvezőtlen időjárást követően az aktív, főképp kirep tetés előtt álló fészkek 85%-a megsemmisült (3. Ábra). Az öreg madaraknak is szembesülniük kell a rossz idő okozta táplálékhiánnyal, ami a lecsökkent rovaraktivitás következményeként lép fel. Ellen tétben a többi gébicsfajjal, a kis őrgébics szűk táplálékspektrummal rendelkező faj és csak elvétve tűzi fel táplálékát, ami révén még inkább fogékonyabbá válik az időjárás negatív hatásaival szemben (Lefranc & Worfolk 1998).

Köszönetnyilvánítás. A kutatás koordinálásáért, hasznos tanácsaiért és mindenkorai segítőkészségéért köszönettel tartozunk Dr. Moskát Csabának. A terepi munkában való közreműködé-



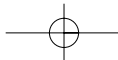
3. Ábra. Egyes időjárási tényezők változása a fiókanevelési periódusban (a fekete nyíl egy 17°C alá süllyedő, tartós lehüléssel járó időszak kezdetét jelzi).

Fig. 3. Values of rainfall, temperature and sunshine hours during the nestling period (black arrow points to the start of a cool period, below the critical temperature, 17°C).

sért és észrevételeikért Bankovics Andrást, Dr. Fuisz Tibort és Kisbenedek Tibort illeti elismerés. A kutatást a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, valamint a Környezetvédelmi Minisztérium támogatta (KKA 98-3044 és 1-0208/98 KTHP sz. pályázatok.)

Irodalomlista

- Báldi, A., Csorba, G. & Z. Korsós. 1995. Magyarországi szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Cramp, S. & C. M. Perrins. (Eds). 1993. The Birds of the Western Palearctic. Vol. VII. – Oxford University Press, Oxford.
- Diehl, B. 1995. A long-term population study of *Lanius collurio* in a heterogeneous and changing habitat. – Proc. West. Found. Vert. Zool. 6: 157-162.
- Fuisz, T., Moskát, C. & J. Y. Park. 1997. Nest-site selection and habitat use of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*) in Hungary. – IBCE Tech. Publ. 6: 31-34.
- Haensel, J. 1963. Vom Schwarzstirnwürger (*Lanius minor* Gmelin) im nordöstlichen Harzvorland, seine Bestandsschwankungen und ihre vermutlichen Ursachen. – Beitr. z. Vogelk. 8: 353-360.
- Hagemeijer, W. J. M. & M. Blair. (Eds). 1997. The EBCC atlas of European breeding birds: the distribution and abundance. – T. & A. D. Poyser, London.
- Herman, O. 1901. A madarak hasznáról és káráról. – Természet Tudományi Társulat, Budapest.
- Horváth, L. 1959. The life history of the Lesser Grey Shrike in Hungary. – Acta Zool. Hung. 4: 319-322.
- Krištin, A. 1995. Why the Lesser Grey Shrike survives in Slovakia: food and habitat preferences, breeding biology. – Fol. Zool. 44: 325-344.
- Krištin, A., Hoi, H., Valera, F. & C. Hoi. 2000. Breeding biology and breeding success of the Lesser Grey Shrike *Lanius minor* in a stable and dense population. – Ibis 142: 305-311.
- Lefranc, N. 1993. Les Pies-grièches d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient. – Delachaux et Niestlé, Lausanne.
- Lefranc, N. 1995. Decline and current status of the Lesser Grey Shrike (*Lanius minor*) in western Europe. – Proc. West. Found. Vert. Zool. 6: 93-97.
- Lefranc, N., & T. Worfolk. 1998. Shrikes of the World. – Pica Press, Sussex.
- Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Nagy, T. & A. Bankovics. 1998. Nomenclator Avium Hungariae. – Birdlife Hungary, Budapest.
- Mercum, H. & R. Yosef. 1998. A comparison of life history parameters of five Laniidae species. – IBCE Tech. Publ. 7: 92-101.
- Moskát, C., Fujimaki, Y. & S. Yamagishi. 2000. Perch site preference of the Bull-headed Shrike (*Lanius bucephalus*) during the breeding season in Japan. – Ring 22: 51-57.
- Rakonczay, Z. (Ed.). 1989. Hungarian Red Data Book. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tucker, G. M. & M. F. Heath. (Eds). 1994. Birds in Europe. Their conservation status. – Birdlife International, Cambridge.
- Warncke, K. 1958. Zur Brutbiologie des Schwarzstirnwürgers. – Vogelwelt 79: 177-181.



Ornis Hungarica 10: 93-98. 2000

A kék vércse, a vörös vércse és az erdei fülesbagoly mesterséges telepítésének eredményei a Dél-Alföldön

Molnár Gyula

Molnár, G. 2000. The breeding of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*), Kestrel (*Falco tinnunculus*) and Long-eared Owl (*Asio otus*) in artificial nest boxes in the Dél-Alföld region. – Ornis Hung. 10: 93-98.

We have installed artificial nests of several types to aid the nesting of Red-footed Falcons, Kestrels and Long-eared Owls in the Dél-Alföld region, between 1989 and 1999. The majority of the installations were in three protected regions of 'puszta' (Pitvaros, Cserebökény and Baks) and a pasture near Hódmezővásárhely. The number of birds breeding in the areas gradually increased in reaction to the installations. The three species occupied 29-52% of the nest boxes, although there were yearly fluctuations. The average numbers of eggs and nestlings of the three species were also examined throughout the 10 years. Based on the remnants of food found in the nests we could also analyse the prey spectra. Artificial nest boxes are usually successful in increasing raptor density, if undisturbed breeding grounds (an alley, a patch of woods, etc.) and an appropriate food base can be found.



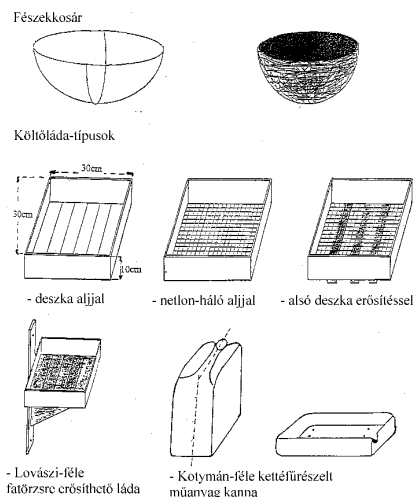
Különböző típusú, általunk kialakított mesterséges fészkek kihelyezésével segítettük elő a kékvércse, a vörös vércse és az erdei fülesbagoly költését a Dél-Alföldön 1989-1999 közt. A fészkekben ritkán más fajok is költöttek. A kihelyezések többsége három védett puszta (Pitvaros, Cserebökény, Baks) és egy hódmezővásárhelyi legelőn történt. A költő párok száma a növekvő fészkek-kihelyezések miatt fokozatosan nőtt. A három védett faj 29-52%-os arányban foglalta el a műfészkeket, bár éves ingadozások megfigyelhetők. A költések egy részének sikerterelenségét a természetes és antropogén pusztulások jelentik, melynek okait többnyire sikerült megállapítani. A három fajnál vizsgáltuk az átlagos tojás- és fióka-számot a 10 év alatt. A fészkekben talált táplálék-maradványokból következtetni lehet a fiókáknak hordott zsákmány-állatok spektrumára is. A telepítés mindenhol eredményes, ahol zavartalan költőhely (fásorok, erdőfoltok stb.) és megfelelő táplálékbázis található.

M. Gy. SZTE JGYTF Kar, Biológia Tanszék, 6725 Szeged, Boldogasszony sgt. 6.

1. Bevezetés

A dél-alföldi madármegfigyelők az 1960-as évek óta tapasztalják a kék vércse (*Falco vespertinus*) és a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) költő állományának csökkenését. Ennek egyik oka lehet a fészkelési lehetőségek beszűkülése, többek között a vetési varjú (*Corvus frugilegus*)

telepeinek csökkenése és a szarka (*Pica pica*) fészkeinek vadászok általi szétlővése (tavaszi dúvadirtás). A kék vércse műfészkekben való sikeres költését (Csörgesy 1908, Homoki-Nagy 1958) figyelték meg fűzfavesszőből font kosarakban. Később mások kísérletei is bizonyították a két vércse-faj fészkelésének elősegítését mesterséges telepítéssel. Az MME szegedi csoportja először 1989-ben a Cserebökényi



1. Ábra. A műfészkek általunk alkalmazott típusai.

Fig. 1. Schematic designs of the artificial nest-boxes used.

pusztán helyezett ki műfészkeket. A magas elfoglalási arányt látva (10 fészekből 8-ban költöttek) 1990-től szisztematikusan folyt a telepítés, kiterjesztve azt más hasonló élőhelyekre is. A műfészket a fészket nem építő fajok közül az erdei fülesbagoly (*Asio otus*) is elfoglalja, így ennek a fajnak a telepítését is végeztük a munkánk során.

2. Célkitűzés

Célunk volt, hogy a mesterséges telepítéssel megállítsuk a három faj költő állományának további csökkenését a kiszemelt területeken. E mellett kísérleteztünk a madaraknak megfelelő, de minél olcsóbban és tömegesen előállítható műfészkek általunk kifejlesztett típusaival is (1. Ábra). A telepítések elsősorban a Csongrád megyei három védett pusztá (Cserebökény, Pitvaros, Baks) vércse- és bagoly-állományának nö-

velését célozták, de kiterjesztettük azt más alkalmas, nem védett élőhelyekre is (Hódmezővásárhely, Földeák). A költési időben folytatott fészkek-ellenőrzéseknél az elfoglalási arány mellett vizsgáltuk az utódok számát (tojás- és fiókaszám), és a fiókák-nak hordott táplálék-maradványokat.

3. Módszerek

3.1. Vizsgálati területek

Cserebökény TK (KMNP): a pusztá K-i szélén középkorú akác (*Robinia pseudoacacia*) erdőszáv, 350 m hosszú, átlagosan 10 m széles. Ettől Ny-ra 400 m-re a pusztá közepén egy 0,25 hektáros, kerek akác erdőfolt.

Pitvarosi TK (KMNP): a Montág pusztá ÉK-i szélén "L" alakban, 600 m hosszban, 20 m szélesen elhúzóódó akác erdőszáv, helyenként fehér nyár (*Populus alba*) és erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) példányával, itt-ott sűrű gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) cserjeszinttel.

Baksi pusztá TT (KNP): három akác-erdőszáv (100x15 m, 300x20 m, 70x30 m) és egy 0,4 hektáros, négyzet alakú akác erdőfolt.

Megjegyzés: mindhárom területen az erdőfoltokat természetközeli, szikesedő, nedves talajú pusztai növényzet övezi, de a közelben mindig található megművelt mezőgazdasági terület is.

Hódmezővásárhely-Ficséri pusztá: nagy kiterjedésű legelő közepén öt, egymás közelében lévő, magas körisekből (*Fraxinus excelsior*) álló fasor, egyenként 0,5 ha.

Hódmezővásárhely, Rárós-Kétkő: legettett rét mellett egy nagyobb erdőfolt (kb. 3 ha), melyet akác, erdei fenyő és ma-

1. Táblázat Táplálékmaradványok a műfészkekben.

Tab. 1. Food remnants in the nests of Kestrel and Red-footed Falcon.

	Vörös vércse	Kék vércse
Rovar/Insecta	11	6
Szitakötő/Odonata	1	1
Kétszárnyú/Diptera	5	0
Sáska/Acridiidae	9	8
Szöcske/Tettigoniidae	10	3
Bogár/Coleoptera	0	14
Butabogár/ <i>Pentodon idiota</i>	0	15
Unka/ <i>Bombina</i> sp.	0	1
Fürge gyík/ <i>Lacerta agilis</i>	1	4
Énekesmadár/Passeriformes	1	0
Mezei pacsiirta/ <i>Alauda arvensis</i>	0	2
Pityer/ <i>Anthus</i> sp.	1	1
Nádi sármány/ <i>Emberiza schoeniclus</i>	1	0
Cickány/ <i>Sorex</i> (?) sp.	1	0
Mezei pocok/ <i>Microtus arvalis</i>	593	165

gas köris vegyesen alkot. A tájat elhagyott tanyahelyek tarkítják.

Hódmezővásárhely-Csomorkány: 5 km hosszú vegyes állományú erdősáv, körülötte mezőgazdasági terület és természetközeli rét.

Földeák: földutak mentén lévő akác-erdősávok, főleg mezőgazdasági területek közt, néhol legelőfoltok a közelben.

A műfészkek kihelyezése március első felében, ellenőrzésük május második felében, június közepén és július elején történt. A kihelyezést és az ellenőrzést 8 m-es alumínium létrákkal végeztük. A fészkek rögzítése az ágakhoz hajlékony dróttal történt, 4-9 m közti magasságokban a fákra, néhány esetben sűrűbb bokrokra 2,5-3,5 m-re. A műfészkekbe száraz gallyakat tömködtünk, a költőládákba vékony száraz gallyakra száraz fűvet, arra pedig a ládával azonos méretű gyepetglát helyeztünk a füves részével lefelé. A puha földbe középen egy fészkekmélyedést alakítottunk ki.

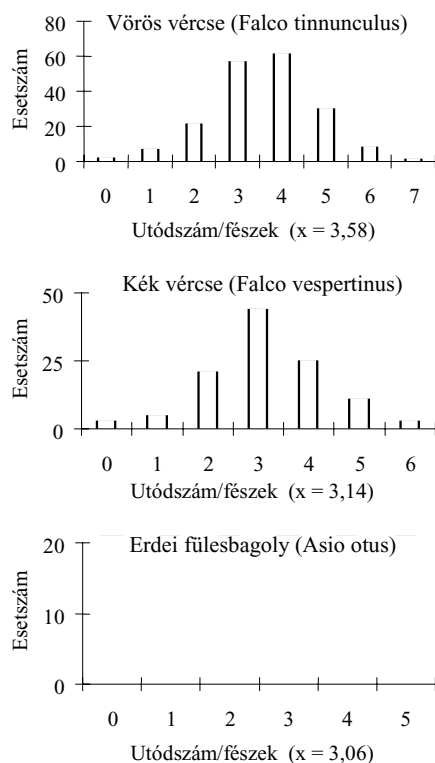
A megfelelő korú fiókákat alumínium gyűrűvel láttuk el, a fészkekből vászon-

zsákban kötéllel engedték le őket, gyűrűzésük a földön történt. Feljegyeztük a költés körülményeit és a fészkekben talált táplálék-maradványokat a két vércse esetében (1. Táblázat). A műfészkek számát 1990-től 1999-ig 14 db-ról fokozatosan 276-ra emeltük. A műfészkek és a költőládák mellett nagy méretű deszka-odúkat is alkalmaztunk, melyek számát fokozatosan növeltük. Az odúk 25x25 alapon 35 cm magasak voltak, a téglalap alakú bejáró nyílás 17x25 cm. Az odú 2,5 cm vastag nyárfá deszkából készült, és sötétbarna olajfestékkel impregnáltuk.

4. Eredmények

A fészekkosarakból idővel a gallyak kiestek, nehézkes pótlásuk miatt a fából készült költőládákra tértünk át, melyeknek különböző típusait kísérleteztük ki (1. Ábra). A kettéfűrészelt 10 és 20 literes műanyag kannák szintén beváltak. A kihelyezett fészkek elfoglalási aránya 29-52% közt változott a 10 év alatt, átlagosan 43,8% volt (2. Táblázat). A költő vörös és kék vércse párok száma a kihelyezett műfészkek számának növelésével fokozatosan nőtt (2. Táblázat). Az erdei fülesbaglyok száma változó volt. Egerész ölyv (*Buteo buteo*) négy alkalommal költött úgy, hogy műfészkekre vagy költőládára gallyfészket hordott. Kabasólyom (*Falco subbuteo*) a Baksi pusztán két évben költőládában fészkel 1-1 pár. Egyéb fajok: tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) 4, örvös galamb (*Columba palumbus*) 5, dalmányos varjú (*Corvus corone cornix*) 1 alkalommal fészkel műfészkekben.

Az ellenőrzések során talált tojásos és fiókás fészkeket együtt utódszám jelöléssel ábrázoltuk. Eszerint a vörös vércse-



2. Ábra A fajok utódszáma (tojás- és fiókaszám együtt).

Fig. 2. Number of offspring in the three studied species (nests with eggs and fledglings were pooled).

nél 187 fészekaljnál a 3-as és 4-es utódszám egyformán a leggyakoribb volt (átlag 3,58), míg a kék vércsénél 112 fészekaljnál a 3-as utódszám volt a leggyakoribb

(átlag 3,143). Az erdei fülesbagolynál kétsúcú görbét kaptunk (1 utód ill. 4 utód esetén), ami vagy a kis mintaszámból (34), vagy a pocokos és nem pocokos évek szétválasztásából adódik (2. Ábra).

A fészekbe hordott táplálékmaradványok alapján megállapítható, hogy a vörös vércse mezei pocok tápláléka 3,6-szor nagyobb, mint a kék vércsée, viszont utóbbi faj rovar tápláléka nem jelentős mértékben nagyobb. Mindkét faj zsákmányolt madarat is (1. Táblázat).

5. Megvitatás

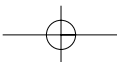
A vércse-fajok műfészkekben történő költését korábban többen bizonyították (Csörgey 1908, Homoki-Nagy 1958, Tóth 1994a, b). A műfészkek kihelyezése ott eredményes, ahol természetszerű gyepterületek mint táplálkozó helyek találhatók a fészkek közelében. Ugyanezt írja le Tóth (1994a, b), és hogy a fészkek zavartalan, főként dűvadgyérítéstől mentes területeken legyenek.

A kék vércse 3-as átlag utódszámát (nálunk 3,143, 2. Ábra) más szerzők is leírták, azonban a tojásos és fiókás fészekaljakat külön tüntették fel. Az átlag tojásszám mindig magasabb, mint a fiókaszám. A Hortobágyon Haraszthy (1980) 27 fészkekben 3,64 átlag tojásszámot és 46 fészkekben 2,85 átlag fiókaszámot talált.

2. Táblázat. A költő párok száma és a műfészkek elfoglalási aránya.

Tab. 2. Number of breeding pairs and the percentage of occupied artificial nests.

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Összesen / total
Vörös vércse / <i>Falco tinnunculus</i>	4	6	5	8	25	39	26	55	74	78	321
Kék vércse / <i>Falco vespertinus</i>	2	4	7	7	18	17	17	25	41	40	178
Erdi fülesbagoly / <i>Asio otus</i>	1	2	2	1	10	2	2	5	7	14	46
Kihelyezett / No. artificial nests	14	24	42	59	112	115	130	171	237	276	
Elfoglalt / No. occupied artificial nests	7	12	14	17	53	48	46	88	123	133	
%	50	50	33	29	47	42	35	52	52	48	



Haraszthy és Bagyura ugyanott 1993-ban a kék vércse telepeken 3-as és 4-es fészkek aljak dominanciáját találta, 3,84 átlag tojásszámmal és 3,27 átlag fiókaszámmal. Békés megyében Tóth (1994a, b) a 3 tojásos fészke aljakat találta gyakorinak. A telepesen költők fészke alj-átlaga 1990-ben 3,0, 1991-ben 2,52, 1993-ban 2,22 volt. Apajpusztán Haraszthy és Bagyura (1994) a 3-as tojásszámot 15 fészekben, 4-es 20 fészekben talált, ugyanezen a telepen később 3-as fiókaszám 12 fészekben, 4-es fiókaszám 5 (!) fészekben fordult elő.

A tojásszámok nagyobb szórása (2,22 és 3,64 közt változó) a táplálkozó és fészkelő helyek minőségi, valamint az egyes évek időjárási különbségeivel magyarázható. A kelési sikeresség sem túl magas arányú (Haraszthy 1980, Haraszthy & Bagyura 1993, 1994, Tóth 1994a, b), a fiókák felnevelése közben pedig predációs hatás növeli a mortalitást. A telepesen költők sikeresebben röptetnek fiókákat, mint a szoliter párok (Haraszthy-Bagyura 1993, Tóth 1994a, b). Mi ezt nem vizsgáltuk. Megfigyeltük viszont három különböző évben, hogy a közelben költő héja (*Accipiter gentilis*) gyakran zsákmányolt a pelyhes fiókák közül, sőt egyszer majdnem az összes fészekben megghiúsította a vércse-fajok költését. A költési időszakban 1996-ban 10, 1997-ben 17, és 1999-ben 9 pelyhes - tehát a kotlóládából a fehér tollruha miatt jól kilátszó - vércse-fiókát zsákmányolt a héja. A zsákmányolási módrol következtettünk héjára, és arról, hogy a fészektelep fölött többször észleltük megjelenését (Cserebökény és Baks). A héja és a macskabagoly (*Strix aluco*) vércse-zsákmányolását többen leírták (Horváth 1964, Bagyura & Haraszthy 1994, Haraszthy & Bagyura 1994, Tóth 1994a, b). Nemcsak fiókát, hanem repülő

fiatalt és öreg madarat is zsákmányolnak ezek a ragadozók. A nagyobb mortalitás megelőzése végett a zártabb, nagy méretű deszkaodúk számát növeltük. Az ezekben lezajlott költéseknél (csak vörös vércsék költöttek) predációs mortalitást nem tapasztaltunk.

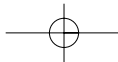
A kék vércsék táplálék-összetételével többen foglalkoztak a Kárpát-medencében (Balát & Bauer 1955, Keve & Szíjj 1957, Horváth 1964, Haraszthy *et al.* 1994, Tóth 1994a, b). A vizsgálatok szerint a mezei pocok mellett a nagy testű rovarok (sás-kák, szöcskék, cserebogarak stb.) jelentős mértékben fordulnak elő táplálékukban. A vörös vércse táplálékában vizsgálataink szerint több a mezei pocok (1. Táblázat). Az ásóbéka zsákmányolását Horváth (1964) és Haraszthy *et al.* (1994) találta jelentősnek. A Dél-Alföldön a *Bombina bombina* hordása fordult elő. Mások nem említik a madár-zsákmányt, nálunk a pusztai környezetben élő énekes madarak fiataljait is zsákmányolta mindkét faj (1. Táblázat).

Köszönetnyilvánítás. Köszönet illeti a MME Csongrád Megyei Csoportjának azon tagjait, akik a telepítésnél, ellenőrzéseknél a fásasztó munkákat végezték, közülük is elsősorban Kotymán Lászlót, Lovászi Pétert, Barkóczi Csabát, id. Galiba Ferencet és Kószó Istvánt, akik a munkálatok jelentős részénél segédkeztek.

Irodalomlista

- Bagyura, J. & L. Haraszthy. 1994. Adatok a héja (*Accipiter gentilis*) ragadozómadár- és bagoly-táplálékához. – *Aquila* 101: 89-92.
- Balát, F. & K. Bauer. 1955. Beitrag zur Kenntnis der Ernährung und Brüten unceren Rotfuss und Turmfalken. – *Zool. und Entomol. Listy* IV. 18: 99-104.
- Csörgy, T. 1908. A M. O. K. ezévi működése a gyakorlati madárvédelem terén. – *Aquila* 15: 302-305.

- Haraszthy, L. 1980. Adatok a Hortobágyon költő kékvércsék mennyiségi viszonyaihoz és költésbiológiájához. – *Aquila* 87: 121-123.
- Haraszthy, L. & J. Bagyura. 1993. Comparison of the nesting habits of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*) in Colonies and Solitary Pairs. Pp. 80-85. In: *Biology and Conservation of Small Falcons*. – The Hawk and Owl Trust, London.
- Haraszthy, L. & J. Bagyura. 1994. A kék és vörös vércse állományának vizsgálata Apajpuszta térségében. – *Heliaca* 1: 14-16.
- Haraszthy, L., Rékási, J. & J. Bagyura. (1994): A kék vércse (*Falco vespertinus*) táplálékának vizsgálata fiókanevelés idején. – *Aquila* 101: 104-110.
- Homoki-Nagy, I. 1958. Kékvércsék erdejében. – Színes természetfilm, Budapest.
- Horváth, L. 1964. A kék vércse (*Falco vespertinus* L.) és a kis örgébics (*Lanius minor* Gm.) élettörténetének összehasonlító vizsgálata II. – *Vert. Hung.* 6: 13-19.
- Keve, A. & J. Szíjj. 1957. Distribution, Biologie et alimentation du Falcon Kobez *Falco vespertinus* L. en Hongrie. – *Alauda* 25: 1-22.
- Tóth, I. 1994a. Vércsevédelem Békés megyében (1989-1993). – *Heliaca* 1: 9-11.
- Tóth, I. 1994b. Kék vércse (*Falco vespertinus*) állományfelmérés és védelem Békés megyében (1990-1993). – *Heliaca* 1: 12-14.



Ornis Hungarica 10: 99-110. 2000

A nádi tücsökmadár elsőrendű evezőinek postnuptiális vedlése

Kelemen Márton, Halmos Gergő és Csörgő Tibor

Kelemen, M., Halmos, G. and Csörgő, T. 2000. The postnuptial moult of Savi's Warbler (*Locustella luscinioides*). – Ornis Hung. 10: 99-110.

The moult of Savi's Warbler was studied in 9 consecutive years, between 1990-1998 at Ócsa Ringing Station (central Hungary). During this period a total of 139 Savi's Warbler (*Locustella luscinioides*) moult cards have been collected. According to the sequence and initiation point of the wing feather moult, the data were divided into three groups: (1) the descendent group: birds which showed a normal descendent sequence when caught; (2) the excentric group: birds that initiated the moult with a central primary and did not show an ascendant "wave"; (3) the divergent group initiated the moult from a central primary and showed both the ascendant and descendent waves. The excentric group was divided into subcategories by the initiation locus. We examined separately the extent and timing of the postnuptial moult in the (1) and (2) groups. The date of moult initiation and also the speed of moult increased with the decreasing number of primaries involved in moult. Possible explanations for individual variation of moult characteristics - second clutch, brood failure, time stress and alternative strategies - are discussed.



A nádi tücsökmadár vedlését 1990-1998 között, az Ócsai Madárvártán fogott madarak alapján vizsgáltuk. Az adott periódus alatt összesen 139 postnuptiális vedlés alatt lévő egyedet fogtunk. Az elsőrendű evezők vedlésének iniciációs pontja illetve a vedlési hullám(ok) haladási iránya alapján, az adatokat három nagy csoportra osztottuk: (a) a deszcendens csoport egyedei az adat-felvételezéskor, az európai énekesekre jellemző deszcendens szekvenciát mutatnak. (b) az excentrikus csoport egyedei az elsőrendű evezők vedlését valamely középső evezővel kezdik és innen az evezők cseréje csak a szárnycsúcs irányába halad tovább. (c) a divergens csoport egyedei a vedlést valamely középső evezővel kezdik és innen a tollak cseréje mindkét irányba - a szárnycsúcs és a test irányába is - tovább halad. Az adatok további elemzésének során az excentrikus csoportot további egységekre bontottuk, aszerint hogy az egyedek pontosan melyik evezővel kezdődik a vedlés. A harmadik (divergens) csoportot kizártuk az analízisből a kis mintaszám miatt. Az első és a második csoportba tartozó egyedek vedlésének időtartamát valamint a tollak cseréjének sorrendjét vizsgáltuk. A vedlés időtartama és sebessége nőtt a cserélendő tollak számának növekedésével. A vedlés kezdésének időpontja kitolódik a cserélendő elsőrendű evezők számának csökkenésével. A nádi tücsökmadár vedlési rendszere a különböző tényezők eredményeként kialakult eltérő vedlési időtartamhoz való alkalmazkodásként jött létre. Három hipotézist tárgyalunk, amelyek magyarázhatják a vedlési rendszer összetettségét. Okozhatják ivari különbségek, egyedi életmentből fakadó különbségek és az ha a vedlés sebessége nem növelhető tovább a lemaradás kompenzálására. Eredményeink alapján a harmadik lehetőséget kizárhatjuk. A nádi tücsökmadár vedlésének teljes megértéséhez további vizsgálatok szükségesek. Különösen fontos lenne a vedlés vizsgálatának költsébiológiával való kombinálása és a vedlés telelőterületen történő monitorozása.

K. M., H. G. és Cs. T.: ELTE Állatszervezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 3.

1. Bevezetés

A nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) vedlése rendkívül kevésbé ismert. A vedléssel foglalkozó, nagy összefoglaló munkákban (Ginn & Melville 1983, Jenni & Winkler 1994), vagy teljesen rendszeretlennek jellemzik a vedlését, vagy ha stratégiák szerint próbálták osztályozni a vedlési sajátosságokat, szinte minden stratégiába besorolhatónak bizonyult a madár. A konkrét ismeretek szinte teljes hiányának ellenére, meglehetősen sok olyan publikáció látott napvilágot, amely a faj vedlésével foglalkozik. Ezek azonban minden esetben kis mintaszámmal dolgoztak (≤ 25), és következtetéseik ellentmondások. Az 1970-ben napvilágot látott első vizsgálatokban (Stresemann & Stresemann 1970, Steiner 1970) a kutatók még abban sem értettek egyet, hogy a faj vedlése eltér az európai énekesek többségétől. Steiner felismerni vélte a faj vedlésének különlegességét, de nem tudott semmi konkrétummal szolgálni. Stresemannék úgy vélték, hogy a faj vedlése nem tér el a többi fajtól, ők 4 Afrikában gyűjtött múzeumi példányt vizsgáltak meg és ezeknek alapján a fajt a prenuptialis teljes vedlést folytató fajok közé sorolták. A vedlés szekvenciájában nem találtak eltérést a normális énekesekre jellemző szekvenciától. Thomas (1977) volt az első, aki 25 különböző eredetű múzeumi példány elemzése alapján, felismerte és elemezte a nádi tücsökmadár vedlési sajátosságait. Két csoportba sorolta a vizsgált egyedeket, az első csoportba az európai énekesekre jellemző deszcendens szekvenciát követő egyedeket, míg a másodikba az ettől bármilyen módon eltérő egyedeket sorolta. A második csoportra ő használta először az

excentrikus vedlés kifejezést. Ez alatt azon szekvenciák gyűjtőfogalmát értette, amelyek bármilyen módon eltérnek a deszcendens szekvenciától. Jenni és Winkler (1994) a nádi tücsökmadarat azon fajok közé sorolták, amelyeknek vedlése tisztázásra vár. A faj vedlésének jellemzését nehezíti, hogy az egyes egyedek nem csak a vedlés szekvenciájában különböznek egymástól. Thomas összegyűjtött adatai között, mind prenuptialis, mind postnuptialis teljes vedlést folytató egyedek megtalálhatóak. Eddig Büki (1985) dolgozta fel a legnagyobb adatbázist (80 postnuptialis vedlési adat), az adatfelvétel módja azonban nem tette lehetővé ezen adatok részletes feldolgozását, ugyanis nem lehetett megállapítani a növekvő tollak cserélődésének sorrendjét. Tovább nehezíti a faj vedlésének megértését az a tény, hogy bizonyos egyedek felfüggesztik a vedlést a prenuptialis vagy(és) a postnuptialis tollcsere során is. Egyes kutatók (Rymkevich 1990, Svensson 1992) szerint a legtöbb észak- és nyugat-európai öreg madár a vonulást öreg tollakkal kezdi, tehát szerintük a populáció döntő többsége prenuptialis vedlést folytat. Thomas (1977) egy statisztikus vedlési szekvencia diagrammot dolgozott ki, mely megadja az evezők vedlési sorrendjének valószínűségét. Az aktív vedlésben lévő madarak minden egyes tollának aktuális vedlési kódját átlagolta, és arra következtetett, hogy statisztikai szempontból a legnagyobb átlagú tollak cserélődnek elsőként. Ugyanezt a módszert használta Büki is szakdolgozatában, ő sem ismerte fel azonban, hogy ez a módszer a nádi tücsökmadár esetében műterméket eredményez (lásd később).



2. Terület és módszer

Az Ócsai Tájvédelmi Körzet a Duna-Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó, egy ősi Duna-meder területén kialakult posztglaciális maradvány-láp. Ennek északi részén található az Ócsai Madárvárta. 1983 óta a területen rendszeres madárbefogást folytatunk, állandó hálózásokkal, a lápra jellemző vegetációtípusokban. Az itt befogott 144 fajhoz tartozó (mintegy 150 000 ezer) madár közül, a nádi tücsökmadár egyike a területre leginkább jellemző fajoknak. A tábor története során kb. 2500 egyedet jelöltünk. Ebben a munkában az 1990-98 között befogott, aktív postnuptialis vedlést folytató, adult egyedek vedlési adatait elemeztük.

A vizsgált periódus alatt 139 vedlési adatot gyűjtöttünk. Az adatfelvételnél, a vedlő egyedek mindekét szárnyának, minden egyes evezőjéhez egy 0-5-ig terjedő kódot rendeltünk, a 0-ás kód öreg tollat, az 1, 2, 3, 4-es értékek az éppen cserélődő toll egymást követő fejlettségi állapotait, míg az 5-ös kód a teljesen kifejlett új tollat jelöli (a módszer részletes leírását lásd Ginn & Melville 1983, magyar nyelvű leírás Miklauczic & Csörgő 1986). Az egyes evezők kódjainak összege adja az adott tollcsoport - esetünkben az elsőrendű evezők - vedlettségi állapotára jellemző vedlési indexet (ezentúl Vi.). Az evezőket a test irányából a szárnycsúcs felé számoztuk, tehát az alapstratégia szerinti sorrendben (1-es legbelül, 10-es legkívül).

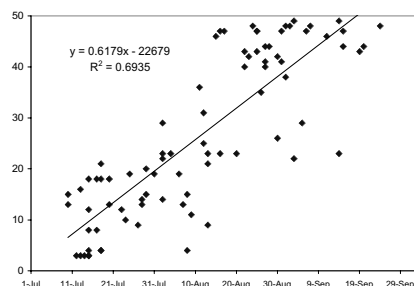
Az elemzés során, stratégiák szerint szétbontva, az elsőrendű index értékeket ábrázoltuk az idő függvényében. Az így nyert ponthalmazra lineáris regresszióval illesztettünk egyenest. A vedlés kezdési időpontjának, sebességének és időtartamá-

nak becslését az illesztett egyenes jellemzői alapján végeztük. Bár az irodalom szolgáltat pontosabb módszert a vedlés sajátosságainak vizsgálatára (Underhill & Zucchini 1988) az évenként fogott relatív kevés egyed és a visszafogások kis száma miatt nem tudtuk ezeket a módszereket alkalmazni. A kapott eredmények alkalmasak a vizsgált sajátosságok becslésére, és mivel minden csoportnál azonos módszert alkalmaztunk, alkalmasak a csoportok összehasonlítására is.

3. Eredmények

3.1. Szekvencia

Az evezők vedlésének iniciációs pontja alapján a madarak két nagy csoportra különülnek el: a deszcendens csoportra és az excentrikus csoportra. Az első csoportba tartoznak azok a madarak, amelyek a normális deszcendens szekvenciát követve az 1-es sorszámú elsőrendű evezővel kezdik a vedlést, míg a második csoportba az alapszekvenciától bármilyen módon eltérő iniciációt mutató madarakat soroljuk. Bár az összes adatot figyelembe véve, a deszcendens stratégia részesedése több mint 52,5%, ez nem tekinthető a deszcendens stratégia valódi fontosságának a faj által használt szekvenciák között. Azok a madarak, amelyek divergens szekvenciát követnek, valamely középső (általában 2-4-es sorszámú) evezővel kezdik a vedlést és ebből a fókuszából, mindkét irányba megindul egy vedlési hullám. Ha az aszcendens hullám eléri a legbelső 1-es sorszámú evezőt, és annak növekedése befejeződik, a szekvencia megkülönböztethetlenné válik a deszcendens szekvencia előrehaladott állapotától.



1. Ábra. A deszcendens szekvenciát követő egyedek elsőrendű evezőinek vedlési indexének alakulása az idő függvényében. A pontokra lineáris regresszióval illesztettünk egyenest, az ábrán feltüntettük az egyenes egyenletét.
Fig. 1. Scatterplot of the individual moult scores in relation to time in the descendant group, Ócsa, 1990-1998. The growth line was fitted with linear regression.

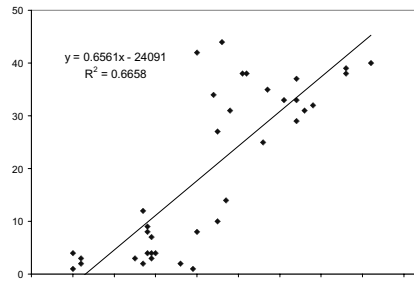
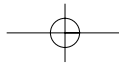
A szekvenciák valós gyakoriságának megállapítására elemeztük a 10-nél kisebb vedlési indexű madaraknál előforduló szekvenciákat ($n=36$). Kiderült hogy a madarak 33,3% (12/36) deszcendens, míg 66,7% (24/36) excentrikus iniciációt mutat. Ezzel a módszerrel sem kapunk azonban valós képet a szekvenciák gyakoriságáról, ugyanis a valódi excentrikus és a divergens szekvencia nem minden esetben különböztethető meg a vedlés ilyen korai stádiumában. A divergens szekvencia esetében ugyanis nem mindig indul egyszerre a két hullám.

Megállapítható, hogy a nádi tücsökmadár elsőrendű evezőinek vedlése - a fajok döntő többségével szemben - nem egy meghatározott szekvencia szerint történik. Az egyedek legalább három szekvencia szerint cserélhetik evezőiket. A teljes mintán és a 10-nél kisebb elsőrendű indexű madarakon nyert eredmények kombinálásával, jól lehet becsülni a használt szekvenciák gyakoriságát. A teljes mintában a deszcendens és a divergens szekvencia -

ha az utóbbi előrehaladott állapotban van - nem különíthető el. A tíznél kisebb Vi-ü madarakon pontosan fel lehet ismerni a deszcendens szekvenciát használó madarakat, de nem lehet elkülöníteni az excentrikus és a divergens szekvencia szerint vedlőket. A két csoport elemzésének alapján, a szekvenciák becsült gyakorisága a következő képen alakul. Megközelítőleg egyharmaduk az európai énekesek többségéhez hasonlóan, deszcendens szekvenciát használ. Az egyedek mintegy 20%-a divergens szekvencia szerint cseréli a tollait. Feltehetően az excentrikus szekvenciának a legnagyobb a jelentősége a faj vedlési rendszerében, mivel az egyedek megközelítőleg fele, látszólag ezt a szekvenciát követi.

Az általunk vizsgált deszcendens iniciációjú madarak mindegyike a normális énekesmadár szekvenciát követi, az evezők egymás után cserélődnek. Ez alól csak a 10-es evező kivétel, amely bizonyos esetekben gyorsabban fejezi be a növekedést, mint a 9-es (esetleg a 8-as) evező(k). Ennek magyarázata azonban nem a tollak cseréjének sorrendjében, hanem a 10-es evező csökevényes voltában keresendő, ebből kifolyólag a 10-es evező bár megfelelő sorrendben esik ki, a növekedése hamarabb befejeződik, mint a sorrend alapján előtte cserélődő evezőké. Általában egyszerre 3-5 toll növekedik.

Az excentrikus stratégiát követő egyedek a vedlést valamely középső elsőrendű evezővel kezdik (1. Ábra), és a vedlési hullám a szárnycsúcs irányába halad, így a belső tollak nem cserélődnek az adott vedlési periódus alatt. A divergens csoportban levő madarak iniciációja hasonlít az excentrikusokéra, de az iniciációs pontból két vedlési hullám indul ki a test, illetve a szárnycsúcs irányába.

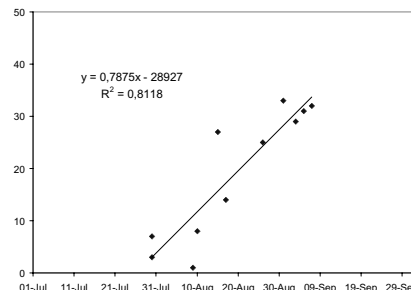
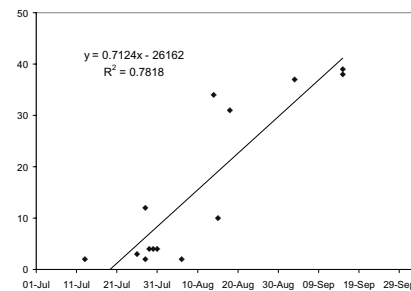
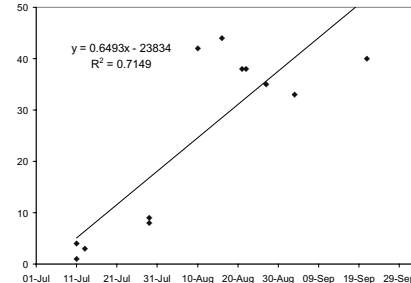


2. Ábra. Az excentrikus szekvenciát követő egyedek elsördendő evezőinek vedlési indexének alakulása az idő függvényében.
Fig. 2. Scatterplot of the individual moult scores in relation to time in the excentric group, Ócsa, 1990-1998.

3.2. A vedlés dinamikája

A vedlés dinamikájának elemzésekor, a vedlés átlagos sebességét, időtartamát és a folyamat becsült kezdeti időpontját vizsgáljuk. Az elemzés során külön kezeltük a különböző szekvenciákat használó csoportokat. A deszcendens csoportot és az excentrikus csoportot vizsgáltuk. A divergens csoportot, egyrészt a kis mintaszám ($n=20$), másrészt a csoporton belüli nagy polimorfizmus miatt kizártuk a vizsgálatból, de a szekvencia potenciális szerepére a faj vedlési rendszerében kitérünk a tárgyalás során.

A deszcendens vedlésű madarak ($R^2=0,69$, $n=72$, $P<0,001$) kezdték a legkorábban a vedlést (jún. 25.), ugyanakkor a vedlés időtartama a leghosszabb (81 nap) míg sebessége a legkisebb volt (0,62 Vi/nap, 1. Ábra). Az excentrikus vedlés sebessége nem különbözött szignifikánsan (0,65 Vi/nap) a deszcendenstől, azonban később kezdődött (júl.11.) és rövidebb ideig tartott (69 nap) mint a deszcendens csoporté. Ez azért lehetséges, mert a megközelítőleg azonos sebességű excentrikus



3. Ábra. A különböző tollal kezdő, excentrikus stratégiát használó egyedek vedlési indexének alakulása az idő függvényében. (A-2-es; B -3-as; C-4-es evezővel kezdő egyedek csoportja).
Fig. 3. Changes in the average primary index of different subgroups of the excentric group during the autumn migration. (A-initiation locus primary no. 2; B - ini.loc. pr. no. 3; C - ini. loc. pr. no. 4).

szekvencia esetén, kevesebb tollat cserélnek a madarak.

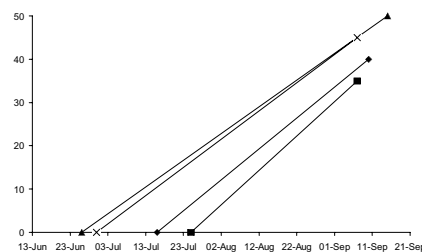
Bár az excentrikus csoport adatai meg lehetőségen szorosan illeszkednek a rájuk illesztett egyeneshez (2. Ábra, $R^2=0,66$, $n=37$, $P<0,001$), a csoport mégse egysé-

1. Táblázat. A különböző stratégiát használó csoportok dinamikai jellemzőinek összesítése. A zárójelben lévő számok annak az evezőnek a sorszámát jelölik, amelye az adott csoport kezdi a vedlést. Tab. 1. Parameters of moult dynamics in the subgroups using different moult strategies. The numbers in parentheses indicate the primary position where the moult is initiated.

Csoport / Group	Kezdési dátum / Starting date	Időtartam / Duration, days	Befejezési dátum / End date	Sebesség (Vi/nap) / Rate of moult (Vi/day)
Deszcendens (1)	25. Június	81	Szeptember.14	0,69
Excentrikus (2)	30. Június	69	Szeptember.07	0,71
Excentrikus (3)	16. Július	56	Szeptember.10	0,78
Excentrikus (4)	25. Július	44	Szeptember.07	0,81

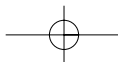
ges. Az elemzések kezdetén a fajjal foglalkozó többi szerzőhöz hasonlóan, az excentrikusan vedlő madarakat egységes csoportként kezeltük. Van azonban egy nagyon jelentős különbség az excentrikusan vedlő madarak között, mégpedig a cserélt elsőrendű evezők számát illetően. Ugyanis az excentrikus szekvencia esetén, egy középso elsőrendű evezővel kezdődik a vedlés és innen, a szárnycsúcs irányba indul ki vedlési hullám. Az határozza meg tehát a cserélt tollak számát, hogy hol kezdi a madár a tollak cseréjét. Néhány elsőrendű evezővel kevesebbet cserélni jelentős idő és energianyereséget jelent, indokolt tehát a cserélt tollak számának alapján az excentrikus csoport tagolása. Az excentrikus csoportból így kiválasztottuk a 2-es, 3-as, ill. 4-es tollakkal kezdő egyedeket és külön elemeztük ezek vedlésének dinamikáját (3. Ábra A, B és C). A fennmaradó tollakkal kezdő egyedeket nem vizsgáltuk, a kis mintaszám miatt. A csoport felosztásának jogosságát az is alátámasztja, hogy a részcsoporthoz külön-külön szorosabban illeszkednek a rájuk illesztett egyeneshez, mint a teljes adathalmaz (A: $R^2=0,71$, $n=12$, $P<0,001$; B: $R^2=0,78$, $n=14$, $P<0,001$; C: $R^2=0,81$, $n=11$, $P<0,001$). Az excentrikus csoport egységes kezelése tehát műterméket eredményezett. A következőkben az egyes evezővel kezdő csoportokat külön kezeljük, és nem térünk ki a teljes excentrikus csoport sajátosságaira.

A három excentrikus csoport eredményeiben egyértelmű tendenciák figyelhetőek meg (1. Táblázat). A cserélendő tollak számának csökkenésével - ahogy várható volt - csökken a vedlés időtartama. A vedlés becsült kezdési dátuma a cserélt tollak számának csökkenésével egyre későbbre tolódik. Meglepő eredmény volt, hogy a cserélendő tollak számának növekedésével csökken a vedlés sebessége. (4. Ábra) Bár ez az eredmény nem volt várható, később láthatjuk, hogy ez az eredmény logikusan illeszkedik a nádi tücsökmadár vedlési rendszerébe.



4. Ábra. A különböző stratégiát használó csoportokhoz tartozó regressziós egyenesek. Látható, hogy a kezdési időpontok közötti különbség sokkal nagyobb mint a befejezések közötti különbség. (%- deszcendens, x - 2-es evezővel kezdő excentrikus, ■ - 3-as evezővel kezdő excentrikus, ! - 4-es evezővel kezdő excentrikus).

Fig. 4. The lines fitted with linear regression on the different subgroups. The period between the moult initiations of the subgroups is much longer than the period between the dates of moult finishing.



A vizsgálati periódus alatt nem fogtunk olyan felnőtt egyedet, melyről egyértelműen kiderül, hogy nem folytat postnuptialis vedlést. Kijelenthető tehát, hogy eltérően az északi populációktól, Magyarországon az összes egyed megszakított vagy teljes postnuptialis vedlést folytat. Sajnos kevés információnk van arról, hogy mi történik a telelő területeken, a kis számú tavasszal fogott egyed alapján levonható következtetésekre a következő fejezetben térünk ki.

4. Diskusszió

Eredményeink alátámasztják azt a sok helyen előforduló megállapítást (pl. Thomas 1977, Jenni & Winkler 1994), miszerint a nádi tücsökmadár vedlési rendszere a legbonyolultabb az ismert vedlési rendszerek között. Az eddig ismert, egyik legrendhagyóbb vedlésű faj a mezei poszáta volt. Ennél a fajnál földrajzi elterjedéstől függően postnuptialistól prenuptialisig folyamatosan változik a vedlési rendszer (pl. Rymkevich 1990). Van néhány jelleg azonban, amely állandónak tekinthető a faj vedlésében. Minden repülőtoll egyszer vedlik az év során, nem fordul elő aszcendens hullám az elsőrendű evezők vedlésében, egy populáción belül az egyedek döntő többsége azonos vedlési stratégiát folytat.

A nádi tücsökmadár, a többi tücsökmadárral és az *Acrocephalus* nem tagjaival van közeli rokonságban. Az *Acrocephalus*-oknál kevés olyan fajt ismerünk (pl. énekes nádiposzáta *Acrocephalus palustris*, Jenni & Winkler 1994), amelynél a szekvencia különbözik az énekesmadarak deszcendens alapszekvenciájától. A tücsökmadarak (*Locustella* spp.) között már több kivétel is előfordul. A berki tücsök-

madár (*Locustella fluviatilis*) adult egyedei a költőterületen, vagy vonulás közben egy észak-afrikai vedlőterületen folytatnak részleges vedlést, amelynek során a külső elsőrendű evezőket is cserélik (Pearson & Backhurst 1983), ezt követi egy teljes vedlés a telelőterületen. Hasonló vedlési sajátosságokkal rendelkezik több más tücsökmadár (pl. *L. fasciolata* és *L. certhiola* (Baker 1997)) és az énekes nádiposzáta (Pearson 1983). Megfigyelhetők tehát, hogy a rokon fajok között előfordulnak különleges vedlési szekvenciák - de szemben a nádi tücsökmadárral - nem fordul elő divergens szekvencia, és egy populáció egyedeinek döntő többsége azonos szekvenciát követ.

A nádi tücsökmadár vedlési rendszere teljesen egyedülálló, látszólag nincsenek olyan szabályok, amelyek egy populáció egyedeinek döntő többségére érvényesek. A vizsgált populációban az egyedek bármelyik vedlési szezonban cserélhetik evezőiket, a szekvencia nem meghatározott, teljes vedlés és felfüggesztés egyaránt előfordul. A használt szekvencia még az egyed élete során is változhat, egy vizsgált egyed két egymást követő évben egyszer deszcendens, egyszer excentrikus szekvenciát követve cserélte evezőit (saját megfigyelés). Kizárhatjuk tehát a használt szekvencia közvetlen genetikai meghatározottságát.

Nehéz jellemezni a populáció által használt vedlési szekvenciákat. Thomas (1977) kidolgozott egy "statisztikus vedlési szekvenciát". Ő az aktív vedlésben lévő madarak egyes evezőihöz rendelt kódokat összeadta és minden értéket elosztott a mintaszámmal. A kapott értékek alapján arra következtetett, hogy a legvalószínűbb szekvenciát az evezők a hozzájuk rendelt értékek alapján történő sorba rendezésével

kapjuk meg. Ez a módszert használta Büki (1985) is szakdolgozatában. Mindketten a divergens szekvenciát kapták legvalószínűbbnek. Eredményeink alapján kijelenthetjük, hogy ez a módszer nem ad reális eredményeket, mivel az excentrikus és a deszcendens szekvenciák ilyen jellegű együttes elemzése divergens szekvencia diagrammhoz vezet. Tehát, a módszer olyan esetben is divergens szekvenciához vezet, amikor a vizsgált mintában egyetlen ezt a szekvenciát követő egyed sem található.

A szekvenciák gyakoriságának becslésére megfelel az általunk használt módszer, vagyis a 10-nél kisebb vedlési indexű egyedeknél, valamint a teljes mintán tapasztalt gyakoriságok kombinálása. Az igazi kérdés azonban nem az, hogy milyen gyakoriak pontosan ezek a szekvenciák, hiszen tudjuk, hogy mindhármát a populáció jelentős százaléka használja. Valószínű, hogy a kérdésre nem is lehet egyértelmű választ adni, mivel a szekvenciák gyakorisága évről évre és területenként is változhat (saját megfigyelés és Bank szóbeli közlés).

A vedlési stratégiáknak a szekvencián kívül szerves része a vedlés dinamikája is. A vedlés időtartama nagyon változatos az európai énekesek között. A nagytestű fajok (pl. varjúfélék *Corvidae*) vedlése 140-180 napig is eltarthat, míg az Északi-sarkkörön túl költő hósármány (*Plectrophenax nivalis*) vedlése akár 28-30 nap alatt is befejeződhet (Ginn & Melville 1983). Általános szabálynak tekinthető, hogy az állandó vagy rövidtávon vonuló fajok vedlése hosszabb, mint a hosszútávú vonulóké, az első csoport vedlése 40-80 napig, míg a második csoporté 30-50 napig tarthat (Jenni & Winkler 1994). A nádi tücsökmadár hosszútávú transz-szaharai vonuló, a

deszcendens szekvenciát követő egyedek vedlésének időtartama sokkal nagyobb (~80 nap), mint az a vonulási jellemzők alapján várható lenne. Az excentrikus szekvencia szerint vedlő egyedek vedlésének időtartama és sebessége a cserélt tollak számától függően változik. A cserélt tollak számának csökkenésével nő a vedlés sebessége és csökken az időtartama. Az iniciációs pont szárnycsúcs irányába való tolódásával, a vedlés kezdetének időzítése egyre későbbre tolódik. Az excentrikusan vedlő egyedek vedlésének időtartama már jobban egyezik, a hosszútávú vonulókra jellemző értékekkel (69, 56 ill. 44 nap), bár ezek az értékek is magasak kissé. Minden szekvencia típussal jellemezhető csoport sajátos dinamikai jellemzőkkel rendelkezik (1. Táblázat). A következőkben - excentrikus ill. deszcendens stratégia néven - a szekvenciai és dinamikai jellemzőkre egyaránt utalunk.

A populációban előforduló szekvenciák sokféleségének magyarázatára több hipotézist lehet felállítani. Északi kékbegy populációk vizsgálatakor megfigyelték, hogy a valamilyen okból későn vedlő madaraknál a vedlés átfed a zsírfelhalmozással. A szerzők ezt az átfedést azzal magyarázták, hogy az északi populációkban a vedlés sebessége már eleve maximális, így a késői vedlők nem kompenzálhatják a lemaradást a tollcsere sebességének növelésével (Lindström *et al.* 1994). Feltehetően ez az oka az északi fajoknak (pl. fitisz füzike *Phylloscopus trochilus*) rendszeresen előforduló felfüggesztett vedlésnek is. Első hipotézisként tehát feltehetjük, hogy a nádi tücsökmadárnál azért fordulnak elő a rövidebb vedlési időt lehetővé tévő szekvenciák, mert a vedlés sebessége eleve maximális a fajnál, ezért a sebesség növelésével az egyedek nem tudják kompenzál-



ni a rendelkezésükre álló kevesebb időt.

Sok fajnál előfordul, hogy a hímek a költés ill. a fiókanevelés befejezése előtt elkezdik a vedlést. Ez hosszútávú vonuló (pl. kormos légykapó *Ficedula hypoleuca* (Hemborg 1998)) és állandó fajoknál (pl. szén cinege *Parus major* (Dhondt 1981)) egyaránt előfordul. A lemaradást a tojók többféle módon kompenzálhatják. Az állandó fajok esetében, a tojók vagy később fejezik be a vedlést - tehát nem hozzák be a lemaradást -, vagy a rendelkezésre álló rövidebb idő alatt cserélik ki a tollaikat. A vonuló fajoknál is előfordul a sebesség növelésével történő kompenzáció, de erre általában nincs lehetőség a tollcsere eleve magas sebessége miatt. Ezekben az esetekben a lemaradt egyedek felfüggeszthetik a vedlést. A felfüggesztés sokkal gyakoribb a később vedlő tojóknál (pl. fitisz füzike (Norman 1990)). Feltételezhetjük tehát azt is, hogy a nádi tücsökmadarak által használt vedlési stratégiák sokfélesége ivari különbségekre vezethetőek vissza. A később vedlő tojók használják a rövidebb vedlési időszakot biztosító stratégiákat, a rendelkezésükre álló rövidebb vedlési időszak kompenzálására.

Népszerű hipotézis, hogy a vedlést felfüggesztő egyedek életmenet jellemzőikben térnek el, a "normális" fajra jellemző stratégiát folytató fajtársaiktól. A legfontosabb szerepe a vedlési sajátosságok alakulásában a költés alakulásának van. Ez különböző irányban befolyásolhatja a vedléshez rendelkezésre álló idő hosszát. Azoknak a párok amelyeknek a költési periódus késői szakaszában megy tönkre a fészekaljja, nincs lehetőségük pótköltést folytatni. Ezek az egyedek korán elkezdik a vedlést, és fajtársaikhoz viszonyítva a leghosszabb idő áll rendelkezésükre a vedlés befejezéséhez. Azok az egyedek ame-

lyek másodköltést vagy pótköltést folytatnak, később fejezik be a költési periódust egy fészekaljat nevelő (vagy elsőre sikeresen költő) fajtársaikhoz képest (Jenni & Winkler 1994). A rendelkezésükre álló rövidebb időhöz pedig, az előző hipotézisnél leírt módon alkalmazkodhatnak. Harmadik hipotézisünk az, hogy a nádi tücsökmadár vedlési stratégiái, az egyedi életmenetek által eredményezett, sajátos helyzetekhez való alkalmazkodást szolgálják.

Hipotéziseink szerint a madarak, a vedléshez rendelkezésre álló periódus hosszának megváltozásához alkalmazkodnak a különböző stratégiákkal. Az általunk vizsgált négy stratégia esetében, a vedlések befejezési időpontja egy héten belül esik, míg a kezdési időpontok közötti különbség pontosan egy hónap. Ez a tény bizonyítja, hogy esetünkben is a rendelkezésre álló időhöz való alkalmazkodást szolgálják a különböző stratégiák.

Az első hipotézis szerint a madarak azért használnak eltérő stratégiákat, mert nem tudják tovább növelni a vedlés sebességét. A nádi tücsökmadár által használt stratégiák azonban sebességükben is erősen eltérnek egymástól. Az elemzésekből kizárt divergens szekvencia révén a vedlés sebessége feltehetően tovább növelhető. Elvethető tehát az a hipotézis, hogy a különböző stratégiák meglete kizárólag annak tulajdonítható, hogy a madarak képtelenek tovább növelni a vedlés sebességét. A vedlés maximális sebessége nem egyenlő a tollak fizikailag elképzelhető leggyorsabb növekedéssel, mivel a madár nem fektetheti minden energiáját a tollak képzésébe. A maximális sebesség függ az egyed kondíciójától és az élőhely minőségétől (rendelkezésre álló táplálék). Ezek a tényezők pedig többek között az egyedi életmenet által meghatározottak.

A faj költésbiológiájával kapcsolatos rendkívül szegényes ismereteink miatt, a második hipotézis sem megerősíteni, sem elvetni nem tudjuk. Azoknál az énekesmadár fajoknál, amelyeknek jól ismerjük vedlési sajátosságait, a tollcsere időzítésében szinte mindenhol előfordul nemek közötti különbség. A nádi tücsökmadárnál ennek a kérdésnek a vizsgálatára a mi módszereinkkel nincs lehetőség. A két nem képviselőit ugyanis lehetetlen tollazati bélyegek alapján megkülönböztetni (Svensson 1992). Nem valószínű, hogy az ivari különbségek önmagukban ilyen mértékű heterogenitást eredményeznének a vedlési sajátosságokban.

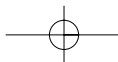
Az egyedi életmenet kihatással van az egyed által használt vedlési stratégiára (Jenni & Winkler 1994), valószínűleg ennek a tényezőnek van a legnagyobb szerepe a használt stratégia meghatározásában. Az egyedi életmenetnek az egyed vedlési sajátosságaira gyakorolt hatásának pontos meghatározásához, valamint az esetleges ivari különbségek pontos kimutatásához részletes költésbiológiai vizsgálatok szükségesek.

A nádi tücsökmadár vedlési rendszere a különböző tényezők eredményeként kialakult eltérő vedlési időtartamhoz való alkalmazkodásként jött létre. A faj vedlésének talán legsajátosabb jellemzője, hogy a cserélendő elsőrendű evezők száma - a vizsgált stratégiáknál -, a vedlési ciklus elején, az iniciációs pont helye alapján eldől. A többi európai énekesnél - az esetek döntő többségében - az utoljára cserélendő evezőket (általában a belső másodrendű evezőket) érinti a felfüggesztés. Ez az előre meghatározott felfüggesztés teljesen ismeretlen jelleg. Van ugyan néhány olyan faj, amelyeknél a csupán a külső elsőrendű evezők cserélődnek a postnuptialis vedlés

során, de ezeknél a fajoknál (pl. parlagi pityer *Anthus campestris* (Stressemann & Stressemann 1968)) az egyedek döntő többsége ezt a stratégiát alkalmazza.

A nádi tücsökmadár vedlési rendszerének teljes megértéséhez további kutatások szükségesek. Az általunk feldolgozott 139 vedlési adat, az eddigi legnagyobb vizsgált adatbázist képi. A nádi tücsökmadár vedlési rendszerének kialakításában három stratégia játszik szerepet. A deszcendens stratégiát azok az egyedek használják, amelyeknek hosszú idő áll rendelkezésére a vedlés befejezéséhez. A deszcendens stratégia révén az egyedek kis sebességű vedlés mellett összes elsőrendű evezőket kicserélik. Az excentrikus stratégiát használó egyedek bizonyos számú elsőrendű evezőjüket nem cserélik ki. A cserélt evezők száma az iniciációs pont helyétől függ. A kevesebb cserélt evező és a vedlés nagyobb sebessége miatt, ennél a stratégiánál a vedlés hossza jelentősen (akár felére is) csökkenhet. A divergens stratégiát az adatok kis száma és nagy divergenciája miatt nem tudtuk részletesen elemezni. A két irányba haladó vedlési hullám valószínűleg a tollcsere sebességének drasztikus emelkedését eredményezi. A madár rövid idő alatt is képes lehet a teljes tollazat cseréjére. A stratégia feltehetően azért nem helyettesítheti az excentrikus stratégiát, mert magas energiaigénye miatt, csak nagyon jó kondíciójú egyedek alkalmazhatják magas táplálékellátottság mellett.

A faj vedlésének teljes megértéséhez további kutatások szükségesek. Kísérletesen kellene vizsgálni azokat a tényezőket, amelyek az egyed stratégia "választását" befolyásolhatják. Genetikai módszerekkel meg lehetne határozni az egyedek ivarát, így választ keresni a kérdésre, hogy milyen



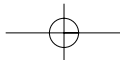
mértékben befolyásolja az ivar a használt stratégiát. Egy faj vedlése nem érthető meg teljesen csak akkor, ha az éves ciklus során lezajló összes tollcserét ismerjük. A nádi tücsökmadár prenuptialis vedléséről szinte semmit nem tudunk. Kaspárek (1981) szerint a fiatal egyedek a telelőterületen teljes vedlést folytathatnak. Ennek a megfigyelésnek és a tavasszal érkező madarak tollazatának rendkívül jó állapota alapján (saját megfigyelés), nem zárható ki, hogy az egyedek legalább egy része évi két teljes vedlést folytat. Ennek a kérdésnek a megválaszolásához Afrikában is vizsgálni kellene a faj vedlését. Tekintve, hogy eddig egyetlen transz-szaharai vonulót ismerünk melynek két teljes vedlése van egy évben (fitisz füziike), ennek a ténynek a feltárása különösen fontos lenne.

Köszönetnyilvánítás. Köszönet illeti azt a több 100 embert, akik önfeláldozó munkájukkal lehetővé tették az Ócsai Madárvárta működését. Köszönjük a támogatást az Earthwatch Institute Boston-nak, a Henkel Magyarország Kft-nek, a Regionális Környezetvédelmi Központnak, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnek, a Magyar Természetvédők Szövetségének és a Független Ökológiai Központhoz.

Irodalomlista

- Aidley, D.J. & R. Wilkinson. 1987. Moults of some palearctic warblers in northern Nigeria. – *Bird Study* 34: 219-225.
- Bahrmann, U. 1971. Über eine regelwidrige Handschwingermauser beim Eichelhäher *Garrulus glandarius glandarius*. – *Beitr. Vogelkunde* 17: 413-414.
- Baker, K. 1997. Warblers of Europe, Asia and North Africa. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Bensch, S., Hasselquist, D., Hedenström, A. & U. Ottosson. 1991. Rapid moult among palearctic passerines in West Africa - an adaptation to the oncoming dry season? – *Ibis* 133: 47-52.
- Büki, J. 1985. A nádi tücsökmadár vedlésének problematikája. – Szakdolgozat, Juhász Gyula Tanárképző Főiskola, Szeged.
- Dhondt, A. A. 1981. Postnuptial moult of the Great Tit in southern Sweden. – *Ornis Scand.* 12: 127-132.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & J. Sargatal. eds. 1992. Handbook of the Birds of the World. Vol. 1. – Lynx Edicions, Barcelona.
- Dorka, V. 1971. Der mausermodus der Flugfedern von *Corvus f. frugilegus* als Ausdruck oecologisch bedingter Anforderungen an den Flugapparat. – Thesis, University of Tübingen, Tübingen, Germany.
- Galbraith, H., Mitchell, A. B. & G. Shaw, G. 1981. The moult of the Dipper in central Scotland. – *Bird Study* 28: 53-59.
- Ginn, H. J. B. & D. S. Melville. 1983. Moults in Birds. – British Trust for Ornithology, Tring.
- Haukioja, E. 1971. Flightlessness in some moulting passerines in Northern Europe. – *Ornis Fenn.* 48: 101-117.
- Hemborg, C. 1998. Reproduction and Moults in Pied and Collared Flycatchers (*Ficedula hypoleuca* and *F. albicollis*). – PhD thesis, Acta Universitatis Upsaliensis, Uppsala, Sweden.
- Herremans, M. 1987. Prenuptial moult of migrating Water Pipits in central Belgium. – *Ring and Migration* 8: 129-134.
- Jenni, L. & R. Winkler. 1994. Moults and ageing of European passerines. – Academic Press, London.
- Kjellén, N. 1994. Moults in relation to migration in birds - a review. – *Ornis Svecica* 4: 1-24.
- Lindström, A., Pearson, D.J., Hasselquist, D., Hedenström, A., Bensch, S. & S. Akesson. 1993. The moult of Barred Warblers *Sylvia nisoria* in Kenya - evidence for a split wing-moult pattern initiated during the birds' first winter. – *Ibis* 135: 403-409.
- Lindström, A., Daan, S. & H. Visser. 1994. The conflict between moult and migratory fat deposition: a photoperiodic experiment with bluethroats. – *Anim. Behav.* 48: 1173-1181.
- Mead, C. J. & B. R. Watmough. 1976. Suspended moult of trans-saharan migrants in Iberia. – *Bird Study* 23: 187-196.
- Miklauric, M. & T. Csörgő. 1986. A mezei veréb (*Passer montanus*) magyarországi populációjának vedlése. – MME II. Tudományos Ülése, Szeged. Pp. 280-286.
- Müller, H. E. J. 1981. Alterbestimmung, Mauser und einige biometrische Daten von Rohrschwärzen. – *Falke* 28: 258-265.
- Nikolaus, K. & D. Pearson. 1991. The seasonal separation of primary and secondary moult in Palearctic passerine migrants on the Sudan coast. – *Ring and Migration* 12: 46-47.

- Nisbet, I.C.T. 1967. Migration and moult in Pallas's Grasshopper warbler. – *Bird Study* 14: 96-103.
- Norman, S. C. 1990 Factors influencing the onset of post-nuptial moult in Willow Warblers *Phylloscopus trochilus*. – *Ringling & Migration* 12: 135-138.
- Pearson, D. J. & G. C. Backhurst. 1983. Moult in the River Warbler *Locustella fluviatilis*. – *Ringling & Migration* 4: 227-230.
- Rymkevich, T. 1990 Moult of passerines of north-western USSR. – *Izd. Leningradskogo Universiteta*, Leningrad.
- Sass, M. 1995. Összehasonlító anatómiai előadások III: A köztakaró. – Eötvös Kiadó, Budapest.
- Steiner, H. M. 1970. Die vom schema der Passeres abweichende Handschwinge mauser des Rohrschwirls (*Locustella luscinioides*). – *J. Orn.* 111: 230-236.
- Stressemann, E. & V. Stressemann. 1968. Die Mauser von *Anthus campestris* und *Anthus richardi*. – *J. Orn.* 109: 17-21.
- Stressemann, E. & V. Stressemann. 1970. Über die Vollmauser des Rohrschwirls (*Locustella luscinioides*). – *J. Orn.* 111: 237-239.
- Stressemann, E. & V. Stressemann. 1971. Die post-nuptiale und die praenuptiale Vollmauser der asiatischen Würger *Lanius tigrinus* und *L. cristatus*. – *J. Orn.* 112: 373-395.
- Stressemann, V. 1963. Zur Richtungsumkehr der Schwinge- und Schwanzmauser von *Muscicapa striata*. – *J. Orn.* 104: 101-111.
- Thomas, D. K. 1977. Wing moult in the Savi's Warbler. – *Ringling & Migration* 1: 125-130.
- Underhill, L. G. & W. Zucchini. 1988. A model for avian primary moult. – *Ibis* 130: 538-372.
- Underhill, L. G., Prys-Jones, R. P., Dowsett, R. J., Herroelen, P., Johnson, D. N., Lawn, M. R., Norman, S. C., Pearson, D. J. & A. J. Tree. 1992. The biannual primary moult of Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* in Europe and Africa. – *Ibis* 134: 286-297.
- Williamson, K. 1972. Reversal of normal moult sequence in the Spotted Flycatcher. – *Br. Birds* 65: 50-51.
- Wood, J. B. 1976. The biology of Yellow Wagtails over-wintering in Nigeria. – PhD thesis, University of Abredeen, Abredeen, UK.



Ornis Hungarica 10: 111-113. 2000

Adatok a fülemülesitke (*Acrocephalus melanopogon*) vedlési stratégiájához

Hulló István és Gergely József

Hulló, I. and Gergely, J. 2000. Data on the moulting strategy of the Moustached Warbler, *Acrocephalus melanopogon* (Temminck, 1823). – Ornis Hung. 10: 111-113.

We captured and ringed 272 Moustached Warblers (*Acrocephalus melanopogon*) at Lake Ludas, (N Yugoslavia) between 1990-1999, of which 33 individuals (12.1%) moulted. Half of the individuals (49%) moulted body feathers. The moult of wing feathers started earlier in adults (17 July) than in immatures (24 July), and lasted 66.6 days in adults, and 51 days in immatures. The moulting process and the moulting curves were similar in the two age groups.



A Vajdaság (Jugoszlávia) északi részén fekvő Ludasi-tavon 1990 és 1999 között gyűrűzött 272 fülemülesitke közül 33 egyed (12,1%) vedlette a repülőtollait. A meggyűrűzött madarak fele (49%) testvedlést végzett. Az adult madarak repülőtollainak cseréje korábban kezdődik (július 17.), mint az immaturoké (július 24.). A kézevezők vedlésének időtartama az adult példányoknál 66,6 nap, míg az immatur egyedeknél 51 nap. A két korcsoportban a repülőtollak vedlésének lefolyása között nem mutatható ki jelentős eltérés. A vedlési index (kéz-, kar, vállvevők és kormánytollak) időbeni változása hasonló lefutású görbével jellemezhető mindkét korcsoportban.

H. I. és G. J.: Csornai Richárd Ökológusok Egyesülete, 24000 Szabadka, Engels u. 9. Jugoszlávia

1. Bevezetés

A Ludasi-tavon már több mint tíz éve tanulmányozzuk Vajdaság (Jugoszlávia) egyetlen ismert fülemülesitke-állományát. Így 1996 tavaszán a hímek területfoglaló éneke alapján 12 költő pár jelenlétét regisztráltuk. A teljes állomány nagyságát 30-40 párra becsültük. A költő párok a tó elmocsarasodott, belső tavacskákkal tarkított, keskenylevelű gyékénnyel (*Typha angustifolia*) benőtt részein telepednek meg (Gergely & Hulo 1998).

A fülemülesitke a rövid távú vonuló nádiposzták közé tartozik. A kárpát-medencei populáció a telet az Appenin félsziget északi részén tölti, elsősorban a Pódelta környékén (Cramp & Brooks 1992).

Legkorábban érkező és legkésőbb elvonuló nádiposztánk első példányai már március közepén költőterületükön vannak, míg a legutolsó vonuló példányokkal decemberben is találkozhatunk (Ludasi-tó, 1997. 12. 22.).

A fülemülesitke már a költőterületén megkezdte a testtollak, repülőtollak váltását, de nem minden madár vedli ki repülőtollait a költőterületen (Busse 1989). E tanulmány célkitűzése a fülemülesitke vedlésleírása a Ludasi-tavon.

2. Anyag és módszer

Vizsgálatainkat 1990 és 1999 között a Vajdaság északi részén, a magyar határ közelében elterülő Ludasi-tó természetvédelmi

terület észak-keleti részén végeztük. A madarakat a part menti szegélynádásokban kifeszített függőhálókka (350 m²) fogtuk be a július közepétől szeptember közepéig terjedő időszakban. A tízéves periódusban összesen 272 egyedet jelöltünk meg. Közülük mindössze 33 példány (18 adult és 15 immatur) vedlette ki a repülőtollait. E mellett vizsgáltuk a madarak testvedlését is (0-3-ig értékelve). A vedlést Snow (1967) módszerével írtuk le. A tollak vedlési állapotából korcsoportonként (immatur és adult) kiszámítottuk az első-, másod-, harmadrendű evezők és a farktollak vedlési indexét. A többször megfogott madarak vedlésiindex-értékeiből és a befogások között eltelt napok számából az egyedi vedlési rátát is kiszámoltuk.

3. Eredmények és megvitatás

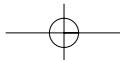
A hét vizsgálati év alatt 33 vedlő egyedet fogtunk, ezért az évek adatait össze kellett vonnunk. Mivel az évek között is lehet eltérés a vedlés lefolyásában, amik az összevonás miatt befolyásolják adatainkat elsősorban tájékoztató jellegűnek szánjuk.

A Ludasti-tavon fogott fülemülesítkének (272 pld.) mindössze 12,1%-ánál zajlik le a repülőtollak teljes kivedlése vonulás előtt. A repülőtollak vedlésétől eltérően, a testtollak vedlését az 1996-tól 1999-ig terjedő négy év adatait figyelembe véve a fülemülesítké 49%-ánál tapasztaltuk. A testtollak vedlésének kezdete mindkét vizsgált korcsoportnál július második dekádjában veszi kezdetét. Az immatur egyedek egy része részleges tollcserét végez, amit a vonulás idejére felfüggeszt. A telelőterületre érkezve befejeződik a repülő- és testtollak cseréje (Cramp & Brooks 1992). Az immatur

egyedek testtollai vedlésének legkorábbi dátuma július 16., míg az adult egyedeké július 18. Az adult madarak repülőtollainak cseréje korábban kezdődik (július 17.), mint a fiataloké (július 24.) (1. Táblázat). A populációra jellemző vedlésidők a kézevezőknél az adult madarak esetében hosszabbak, átlagosan 66,6 nap, míg az immatur egyedeknél 51 nap. A tollváltás az immatur és adult egyedeknél egyaránt a kézevezők kivedlésével kezdődik. Az evezőtollak cseréjével egy időben zajlik a kar- és vállvezők, valamint a kormánytollak (farktollak) kivedlése. A karevezők vedlése a kézevezők vedlésindexének (i_1) kb. egyharmad értékénél ($i_1=14-16$) veszi kezdetét. A legkorábban a vállvezők és a kormánytollak cseréje fejeződik be. A kézevezők kivedlésével párhuzamosan történik a kontúrtollak (testfedő tollak) vedlése is, de az állomány nagy része a költőterületen, tehát a vonulás megkezdése előtt csak a testtollait váltja, a repülőtollait majd csak a telelőterületén cseréli le újakra.

A két korcsoportban a repülőtollak vedlésének lefolyása között nem tudtunk jelentős eltéréseket kimutatni. A vedlési index (kéz-, kar-, vállvezők és farktollak) időbeni változása az adult és az immatur madaraknál hasonló lefutású görbével jellemezhető (1-4. Ábra). A vedlés kezdete és időtartama (dinamikája) a Ludasi-tavi populációban hasonló módon zajlik, mint az ausztriai állomány (Fertő-tó) esetében (Cramp & Brooks 1992).

Köszönetnyilvánítás. Köszönetünket fejezzük ki a Csornai Richárd Ökológusok Egyesülete mindazon tagjainak, akik az évek folyamán részt vettek a Ludasi-tavon folyó nyári madárgyűrűző táborokban.



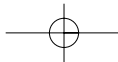
1. Táblázat. Az 1990 és 1999 között meggyűrűzött repülőtollaikat vedlő fülemülesitkék (*Acrocephalus melanopogon*) vedlésindexeinek összesítése.

Tab. 1. The moult index values of Moustached Warblers caught with moulting flight feathers, Lake Ludas, 1990-1999.

No	Ring	Year	Date	Age	Weight	index1	index2	index3	index4	index sum
1	k13221	1996	17-Jul	1+	10.2	2	0	0	0	2
2	k13514	1996	23-Jul	1+	13.2	3	0	0	0	3
3	k30494	1998	24-Jul	1+	9.9	3	0	0	0	3
4	Bao11739	1991	24-Jul	1+	11.3	4	0	0	0	8
5	k13239	1996	24-Jul	1	10.6	4	0	0	0	4
6	k17903	1998	25-Jul	1+	9.9	14	4	4	7	29
7	k34070	1999	25-Jul	1	9.8	3	0	0	0	3
8	k34023	1999	25-Jul		10	14	4	0	0	18
9	Bao11739	1991	26-Jul	1+	12.8	6	0	2	0	4
10	k17395	1998	27-Jul	1	9.8	2	0	0	0	2
11	k35206	1999	1-Aug	1	10.6	6	0	0	0	6
12	k35214	1999	1-Aug	1+	11.8	24	10	9	0	43
13	k31488	1998	8-Aug	1	11.2	25	9	0	36	70
14	k36112	1999	12-Aug	1+	11.4	30	8	10	24	72
15	Bao13337	1991	16-Aug	1+	12.3	43	24	0	48	115
16	k36361	1999	22-Aug	1	12.3	46	28	13	0	87
17	k34070	1999	22-Aug	1	11.4	48	28	13	0	89
18	k23522	1997	23-Aug	1+	11.3	45	26	14	48	133
19	k36420	1999	23-Aug	1	12.6	47	27	15	60	149
20	k5903	1994	24-Aug		11.3	43	30	15	3	91
21	Bao13866	1991	26-Aug	1+	11.2	43	30	15	60	148
22	Bao11487	1991	26-Aug	1	13.9	41	26	15	59	141
23	Bao10709	1990	26-Aug	1	11	44	28	15	54	141
24	k36112	1999	26-Aug	1+	11	39	23	14	48	124
25	k36689	1999	27-Aug	1+	10.9	48	28	15	60	151
26	k35214	1999	28-Aug	1+	11.5	48	30	15	3	96
27	k22567	1998	2-Sep	1	12.5	38	26	15	54	133
28	k28706	1998	5-Sep	1	12.3	46	28	15	17	106
29	k37129	1999	5-Sep	1	12.4	47	30	15	60	152
30	k30535	1998	7-Sep	1	12	27	7	7	33	74
31	k37343	1999	7-Sep	1+		46	29	15	60	150
32	k37343	1999	12-Sep	1+		48	30	15	60	153
33	k30364	1998	16-Sep	1+	11.8	46	28	15	57	146
34	k24709	1998	16-Sep	1+	11.7	48	30	15	60	153
35	k27580	1998	17-Sep	1	11.4	45	27	15	55	142

Irodalomlista

- Busse, P. 1989. Kulcs az európai énekesmadarak kor- és ivarhatározásához. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Cramp, S. & D. J. Brooks. 1992. The birds of the western Palearctic. Vol. VI. – Oxford University Press, Oxford.
- Gergely, J. & I. Hulo. 1998. Site attachment and migration routes of Moustached Warbler (*Acrocephalus melanopogon*). – Ciconia 7: 79-83.
- Snow, D. W. 1967. A guide to moult in British Birds. – British Trust for Ornithology, Tring, U. K.



Ornis Hungarica 10: 115-121. 2000

A himalájai füzike (*Phylloscopus humei*) őszvi vonulása a Mongol Altájban

Halmos Gergő, Kováts László, Vadász Csaba és Csörgő Tibor

Halmos, G., Kováts, L., Vadász, C. and Csörgő, T. 2000. The autumn migration of the Hume's Yellow Browed Warbler (*Phylloscopus humei*) in the Altai-Mountains, Mongolia. – Ornis Hung. 10: 115-121.

The aim of the study was to analyse the migration dynamics and biometrical characteristics of Hume's Yellow Browed Warblers (*Phylloscopus humei*). During a three month period (1 August - 10 October 1996), 2120 specimens were captured and 95 were recaptured in the Mongolian Altai, in the valley of river Khovd, in a willow bush habitat. The birds were mist-netted, at standard sites throughout of the study. Wing length, third primary length, wing formula, tail length, tarsus length, bill length, body mass and fat categories were measured. Age and sex determination was not possible. According to daily capture and recapture data, two migration waves (1st: 16 August - 17 September, 2nd: 18 September - 3 October) were identified. We examined whether (1) age, (2) population differences or (3) sex differences were responsible for the existence of two waves. (1) Moulting adults were captured only in the first wave, but many more birds were captured in the first wave than in the second one (1576, 544 respectively), which suggests that young birds arrived in the first wave. (2) The study site was close to the northern border of the breeding area of this species. Differences in size, and differences in wing shape indices were not found in the two waves. (3) A bimodality was found in the distribution of wing length. The birds belonging to the second wave were bigger in all parameters. The most likely hypothesis is that the two waves are caused by males migrating later than females.



A himalájai füzike az elmúlt évekig a vándorfüzike (*Phylloscopus inornatus*) alfajaként volt ismert. Önálló fajként 1994 óta ismerik el, költő és telelő területeik eltérése és a területiális énekük különbözősége alapján szeparálva az előző fajtól. Vizsgálatunk célja e faj vonulásának és biometria jellemzőinek leírása és elemzése volt. Vizsgálatainkat a Mongol Altájban futó Khovd folyó völgyében, a folyó partján elterülő ártéri bokorfüzesben végeztük, ami a félsivatagos környező területben az egyetlen lehetséges vonulási terület füzikék számára. A madarakat függőhálókkal fogtuk be, amelyek az egész időszak alatt megszakítás nélkül ugyanazon a helyeken álltak. Két hónapos periódus alatt (1996 augusztus 1. - 1996 október 5.) a faj 2120 egyedét fogtuk meg és 95 példányt fogtunk vissza. A madarakat jelölőgyűrűvel láttuk el, és a biometria adatok felvétele - szárnyhossz, 3. evező hossz, szárnyformula, csüd hossz, testtömeg, zsír kategóriák - után szabadon engedték. E fajnál kor- és ivarhatározás külső bélyegek alapján nem lehetséges. A vonulás gyors, a madarak rövid időt töltenek a területen, testtömegüket nem növelik. A napi fogás dinamikája, a visszafogások és a visszafogott madarak tartózkodási ideje alapján két vonulási hullámot (augusztus 16.-szeptember 17. és szeptember 18.-október 3.) lehetett elkülöníteni. A vonulási hullámok kialakulásának okait három hipotézis alapján vizsgáltuk: A populációs különbségek (1), a különböző korcsoportok eltérő vonulási időzítése (2), vagy az ivarok eltérő vonulási időzítése (3) határozzák meg a kialakuló mintázatot. A vonulás általános képe alapján a vizsgálati terület fontos szerepet játszik a faj vonulásában, de csak mint átvonuló nem pedig mint táplálkozó, zsírfelhalmozó terület. A két vonulási hullám madarainak átlagos morfológiai különbsége - a fent tárgyalt hipotézisek alapján - az ivarok eltérő vonulási viselkedésével magyarázható.

H. G., V. Cs. és Cs. T.: ELTE Állatszerzettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 8. e-mail: somlah@ludens.elte.hu. K. L.: Duna-Dráva Nemzeti Park, 7625 Pécs, Tettey tér 9.



1. Bevezetés

A himalájai füzike az elmúlt évekig a vándorfüzike (*Phylloscopus inornatus*) alfajaként volt ismert. Önálló fajként Svensson (1992) tárgyalta először, költő és telelő területeik eltérése és a territoriális énekük különbözősége alapján szeparálva az előző fajtól. A faj szintű elválást később genetikai analízis is alátámasztotta (Helbig szóbeli közlés). A szétválasztás után a *P. inornatus* monotipikus lett, míg a *Ph. humei* két alfajra különül a *Ph. h. humei* a törzsalak melyet mi is vizsgáltunk az Altajtól délre, míg *Ph. h. mandelii* Kínában költ.

Az elmúlt években egyre többször figyelték meg a himalájai füzikét Európában (Hannu 1993) és sok tanulmány foglalkozott a faj határozásával (Alström & Olsson 1988, Shirihai & Madge 1993), de a faj vonulásáról, ökológiájáról ismereteink nagyon hiányosak

A faj vonulásáról és területéről is ez az első az Európa-Afrika vonulási rendszerek kutatásában bevált módszerekkel készült vizsgálat, mely Belső-Ázsia területén egyedülálló. Célunk a módszer alkalmazása Belső-Ázsiában és a himalájai füzike, mint egy viszonylag ismeretlen faj vonulásának leírása és elemzése volt.

2. Módszer és vizsgálati terület

A vizsgálati terület a Mongol Altájban, a Khovd folyó völgyében fekszik 20 km-re a folyó deltájától (N 48°25', E 91°47'). Vizsgálatainkat a folyó partján elterülő ártéri bokorfüzesben (*Salix* spp.) végeztük, ami a félsivatagos környező területben az egyetlen lehetséges vonulási terület füzikék számára. A madarakat függőhálók-

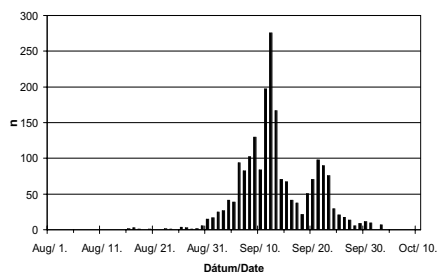
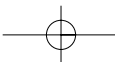
kal fogtuk be, amelyek az 1996. 08. 01. és 1996. 10. 05. közötti időszakban megszállás nélkül ugyanazokon a helyeken álltak. A hálók napkeltétől napnyugtáig óránként ellenőriztük.

A befogás után a madarakat jelölőgyűrűvel láttuk el. A biometria adatokat: szárnyhossz, 3. evező hossz, szárnyformula, farok hossz, csüd hossz, testtömeg, zsír kategóriák Barlein (1995) munkáját követve vettük fel, majd a madarakat szabadon engedték. A himalájai füzikét a vándorfüzikétől (*Ph. inornatus*) Svensson (1992) és Shirihai & Madge (1993) határozóbélyegei alapján választottuk el. Leírt bélyegek hiányában kor- és ivarhatározás nem volt lehetséges. Saját tapasztalataink is azt mutatták, hogy a közeli rokon fajoknál használt bélyegek (Svensson 1992) itt nem használhatóak. Csak azoknak a madaraknak a korát tudtuk biztosan meghatározni, amelyek még vedlésben voltak, mivel ismert, hogy a fajnál csak az öreg madarak végeznek postnuptialis vedlést (Svensson 1992, Cramp & Brooks 1992). A vizsgálatban a mért paramétereken kívül a szárnyforma jellemzésére a felvett formula adatokból számított indexeket használtuk Hedenström (1989) ajánlásai alapján.

(1) szárnyhegyesség = $100(\text{Sp}-\text{Sd})/\text{szárnyhossz}$

(2) szárnyszimmetria = Sp/Sd

Sp és Sd a szárnycsúctól mért távolságok összege a kifelé ill. befelé eső tollak esetében. A két vonulási hullámhoz tartozó egyedek méreteit összehasonlítottuk, a különbségek tesztelésére kétmintás t-próbát, Mann Whitney U-tesztet, és χ^2 próbát használtunk. A *Phylloscopus* genus fajainál erős ivari dimorfizmus figyelhető meg (Tiainen 1982), ezért a szárnyhossz elosz-



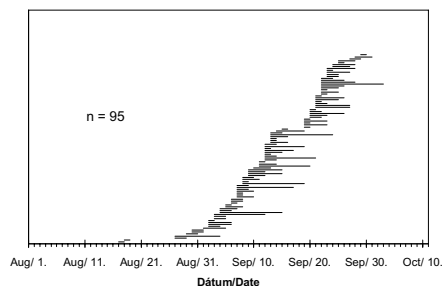
1. Ábra. Napi fogási egyedszámok.
Fig. 1. Daily capture numbers.

lás alapján az ivarokat Mewaldt & King (1986) módszerével különítettük el, amely egy kétszcúsu görbe alapján két normál eloszlású csoportot különít el.

3. Eredmények

3.1 Vonulásdinamika

A két hónapos időszak alatt a faj 2120 példányát fogtuk meg és 95 példány több alkalommal is hálóbba került. A faj a területen a leggyakoribb vonulónak bizonyult az összes fogás 56,2%-át kiteve (Kováts 1997). Az első példányok augusztus közepén jelentek meg, a vonulás augusztus végén indult be, a legintenzívebb szeptember közepén volt 276-es napi fogási maximummal. A vonulási hullám október elejére teljesen lecsengett. A vonulás fő időszakában a napi fogások dinamikája (1. Ábra), a visszafogások és a visszafogások időtartama alapján (2. Ábra) két vonulási hullám különíthető el. Az első augusztus 16.-szeptember 17., a második szeptember 18.-október 3. között zajlott, 1576 ill. 544 befogott madárral. Az elkülönített hullámok a rögzített időjárási adatok alapján nem függnek össze időjárási frontokkal és az első hullámban jelölt madarak közül nem fogtunk vissza a második hullámban.



2. Ábra. A visszafogások időtartama. A vonalak egy-egy példány fogási és visszafogási dátuma között eltelt időt szemlélteti.
Fig. 2. The stopover time of individuals. The lines show the time between the capture and recapture date of each individual.

A madarak napi aktivitása a reggeli órákra koncentrálódott. A madarak 70%-át 7-10 óra között fogtuk, a 40%-ot a 8 órás ellenőrzésekben. A vonulás gyors volt, alacsony visszafogási aránnyal (4,48%) és rövid tartózkodási idővel ($3,34 \pm 2,61$ nap). A madarak testtömegüket nem növelték a területen töltött idő alatt (egymintás t-próba $-0,11 \pm 1,58$ g).

A teljes vizsgálati időszak alatt 4 a teljes vedlés végén lévő, 1-4 még növekvő elsőrendű evezőtollal rendelkező madarat fogtunk. Ezek biztosan öregek voltak és az első vonulási hullámban kerültek a hálóbba.

3.2 A vonulási időszakok közötti különbségek

A második hullámhoz tartozó madarak minden méretükben 0,001-es szignifikancia szinten szignifikánsan nagyobbak bizonyultak (1. Táblázat). A szárnyhegyességi és szimmetria indexekben nem találtunk különbséget, tehát a szárnyformát ugyanolyannak tekinthetjük. Az első hullámba tartozó madarakat szignifikánsan zsírosabbnak találtuk.

1. Táblázat. A két vonulási hullám fontosabb paramétereit, az összehasonlításhoz használt statisztikai tesztek típusai és szignifikancia szintjei (NS - nem szignifikáns, * $P < 0,05$, ** $P < 0,005$, *** $P < 0,001$)

Tab. 1. The parameters of the two migration waves, the statistical tests used to compare the waves and their level of significance (NS - non significant, * $P < 0,05$, ** $P < 0,005$, *** $P < 0,001$)

	1. hullám / 1st wave	2. hullám / 2nd wave	p	teszt típus / test type
Dátum / Date	08.16.-09.17.	09.18.-10.02.		
fogott madarak száma / Number of captures	1576	544		
szárnyhossz (mm) / wing length (mm)	56,59 ± 2,24 (1545)	57,64 ± 2,26 (535)	***	T
3. evező hossz (mm) / 3rd primary length (mm)	43,61 ± 1,97 (1539)	44,72 ± 1,78 (534)	***	T
szárnyaszimmetria index / wing symmetry index	0,64 ± 0,14 (1476)	0,63 ± 0,14 (496)	NS	T
szárnyhegyesség index / wing pointedness index	36,29 ± 3,88 (1476)	36,57 ± 3,70 (496)	NS	T
csüd hossz (mm) / tarsus length (mm)	18,21 ± 0,66 (1162)	18,29 ± 0,56 (535)	*	T
testsúly (g) / body weight (g)	6,11 ± 0,52 (1543)	6,23 ± 0,49 (532)	***	T
zsírkategória / fat score	2,34 ± 1,63 (1567)	2,02 ± 1,63 (543)	***	T
visszafogások száma / number of recaptures	58	37		
visszafogási arány / recapture rate	3,80%	6,90%	***	χ^2
tartózkodási idő (nap) / stopover time (day)	3,48 ± 2,89	3,11 ± 2,12	NS	U
testsúly változás (g) / body mass change (g)	-0,08 ± 0,60	-0,03 ± 0,66	NS	T
vedlő madarak / moulting individuals	4	0		

3.3 Szárnyhossz

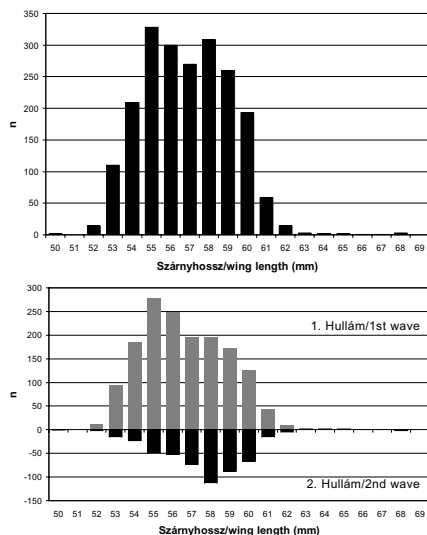
A teljes minta szárnyhossz eloszlása (3. Ábra) bimodális ($n=2080$, skewness=0,311; kurtosis=0,295). Feltételezve, hogy a kétsúcsú eloszlást a genusra jellemző ivari dimorfizmus okozza Mewaldt & King (1986) módszerével az eloszlást kettébontottuk, ami feltételezett tojók esetében $x=55,15$, $s=1,53$, $n=903$ a hímek esetében pedig $x=58,19$, $s=1,86$, $n=1177$ paraméterű eloszlásokat eredményezett. Az így nyert ivari elkülönítés alapján a hímek aránya a teljes mintába 56,6%, az első hullámban 52,2%, míg a második hullámban 69,1%. Az ivararányok a két hullám között χ^2 próbával tesztelve szignifikánsan különböztek ($df=1$, $\chi^2=45,64$, $P < 0,001$).

Az átlagos szárnyhossz 2 napos intervallumokban vizsgálva a vonulási hullámokon belül folyamatosan növekedett (4. Ábra). A első hullám vége és a második

hullám eleje között kis mértékben csökkent az átlagos szárnyhossz.

4. Diszkusszió

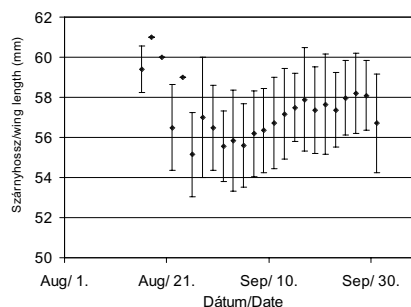
A *Phylloscopus* genus nagy fajszámú csoport, 46 faja a Palearktikus és Orientális faunaregió teljes területét elfoglalja (Sibley & Monroe 1990, Baker 1997). Ezek közül 3 faj nagy területen elterjedt a Nyugat-Palearktikumban: ezek a csilpcsalp füzike (*Ph. collybita*), afitisz füzike (*Ph. trochilus*) és a sisegő füzike (*Ph. sibilatrix*). Ezért ezek a fajok - és közülük is a fitisz füzike - a legjobban vizsgáltak. A himalájai füzike vonulásáról nagyon keveset tudunk, ezért a megfigyelt mintázat elemzésénél párhuzamokat keresünk az európai füzike fajokkal. Közülük a leghasonlóbb a csilpcsalp füzike, mint egy közepes távolságra vonuló, lekerekített szárnyú füzike faj.



3. Ábra. A szárnyhossz eloszlása a teljes mintán (A) és a két hullám madaraira külön-külön (B).
Fig. 3. The distribution of wing-lengths for the whole sample (A) and for the two vsepate migration waves (B).

A vonulási hullámok kialakulásának okait három hipotézis alapján vizsgáltuk. Ezek szerint a kialakult mintázatot: 1. a populációs különbségek, 2. a különböző korcsoportok eltérő vonulási időzítése, 3. az ivarak eltérő vonulási időzítése határozza meg:

1. A vonulási távolság különbözősége eredményezhet méret- és szárnyformula-beli eltéréseket (Holynsky 1963, Busse 1965). A *Phylloscopus* genus tagjának szárnyhossza ill. szárnyhegyességi indexeik és a vonulási útvonaluk hossza közötti összefüggések jól ismertek. E szerint a hosszabb vonulási útvonalat használókra erősebb szelekciós nyomás hat, hogy gyorsabban ill. hatékonyabban vonuljanak, ezért ezek szárnya átlagosan hosszabb és hegyesebb. Ezt az összefüggést más ökológiai tényezők: táplálkozás, interszexuális kompetíció árnyalják



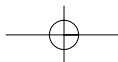
4. Ábra. A szárnyhossz átlaga két napos intervallumokban.

Fig. 4. The average wing length in 2-days intervals.

(Gaston 1974, Tiainen 1982, Marchetti *et al.* 1995). Ez az összefüggés egy-egy fajon belül alfajok és populációk között is fennállhat (Tiainen & Hanski 1985, Csörgő & Lövei 1986, Hedenström & Pettersson 1986, Lo Valvo *et al.* 1988, Hanski & Tiainen 1991, Hedenström 1989).

A vizsgálati terület a vizsgált faj költési területének északi határához nagyon közel fekszik (Kousar 1979, Dawaa *et al.* 1994, Baker 1997). Ez a távolság nagyon kicsi ahhoz, hogy az északabbi madarakra nagyobb szelekciós nyomás hasson a vonulási hatékonyabb, gyorsabb végzésére, ezért a szárnyalakban nem alakulhatott ki jelentős különbség. Ennek megfelelően a szárnyhegyességi és szimmetria indexekben nem is találtunk eltérést a két vonulási hullámba tartozó madarak között.

2. A *Phylloscopus* genus fajaira jellemző, hogy az öreg madarak a fiataloknál korábban vonulnak (Cramp & Brooks 1992). A teljes nyári vedlést végző fitisz füzike (*Ph. trochilus*) képez kivételt, mivel a vedlés befejezése előtt az öreg madarak nem indulhatnak el (Underhill *et al.* 1992), de a vonulás során az adultok hamarosan utoléri, majd leghagyják a fiatalokat (Norman



& Norman 1985, Hedenstöm & Pettersson 1987, Lindström *et al.* 1996). Az adultok az általános szabálynak megfelelően e genus tagjainál is nagyobbak, hosszabb szárnyúak, mint a fiatalok (Alatalo *et al.* 1983).

Esetünkben a kor csak azoknál az öreg madaraknál volt biztosan meghatározható, amelyek az ennél a fajnál csak az öreg példányokra jellemző postnuptialis vedlést még nem fejezték be (Cramp & Brooks 1992, Svensson 1992). Ilyen madarakat csak az első hullámban fogtunk, ezek is a vedlés legvégső, befejező szakaszában voltak. A madarak minden testrészének növekedése az őszi vonulás idejére teljesen befejeződik, tehát a második hullámban vonuló madarak átlagosan hosszabb szárnya, csüdje nem magyarázható az időtartam alatti növekedéssel.

Az őszi vonulás során a fiatal madarak egyedszáma sokkal nagyobb, mint az öregeké. A fogási arányok jelentősen eltérhetnek a fiatalok javára a költési siker alapján elvárhatótól. Például 18 svédországi belföldi és tengerparti fogóhelyen ez az arány 67-99% között változott a fitisz füzike esetében (Lindström *et al.* 1996). Vizsgálatunkban a madarak 3/4 részét az első vonulási hullámban fogtuk. Mivel az első hullámban biztosan voltak öreg példányok, viszont ebben a hullámban lényegesen több madár vonult, feltételezhető, hogy mindkét vonulási hullám a korszakportokat illetően kevert.

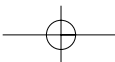
3. A genus fajai kisebb-nagyobb mértékű ivari dimorfizmust mutatnak, ahol minden esetben a hímek rendelkeznek nagyobb méretekkel. Ennek magyarázata az intraspecifikus, szexuális kompetíció lehet (Reynolds 1978, Tiainen 1982, Norman 1984, Tiainen & Hanski 1985, Csörgő & Lövei 1986, Geen 1988, Hanski & Tiainen 1991) Az egyesített adatokból szerkesztett

grafikon kétcúcsú szárnyhossz eloszlási görbét adott, ezek alapján feltételeztük, hogy ennél a fajnál is jellemző a szexuális dimorfizmus. Mewald & King (1986) módszerével meghatározva az ivarcsoportok arányát enyhe hím többség mutatható ki. A két hullámra külön alkalmazva a módszert, a második hullámban a hímek arány sokkal nagyobb, mint az elsőben. A második hullámhoz tartozó madaraknak - a szárnyhosszon kívül is - minden átlagos mérete szignifikánsan nagyobb volt, mint az első hullámhoz tartozóké. Közeleli rokon fajok közül a csilpcsálp füzikénél (*Ph. collybita*) figyelték meg, hogy a hímek a tojóknál később vonulnak (Geen 1988). Elképzelhető, hogy a himáljai füzikénél is így van.

A vonulás általános képe alapján a vizsgálati terület fontos szerepet játszik a faj vonulásában, de csak mint átvonuló, nem pedig mint táplálkozó, zsírfelhalmozó terület. A két vonulási hullám madarainak átlagos morfológiai különbsége - a fent tárgyalt hipotézisek alapján - legvalószínűbben az ivarok eltérő vonulási időzítésével magyarázható.

A hipotézisek közül azonban egyik sem ad választ egészében a megfigyelt mintázatra. Az a kérdés továbbra is nyitva marad, hogy miért szeparálódnak a két hullámba tartozó madarak olyan erősen, hogy a két hullám a vonulási út egy délebbi szakaszán is kimutatható (Gavrilov & Gistsov in Cramp & Brooks 1992). A hullámokon belüli szárnyhossz-változásra az ivarok eltérő vonulási időzítése adhat magyarázatot. Azonban további vizsgálatok szükségesek, hogy ezt a hipotézist igazolni lehessen.

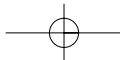
Köszönetnyilvánítás. Az expedíció létrejöttében többek között Dr. Birtalan Ágnes (Eötvös Loránd Tudományegyetem, Mongol Tanszék), Büki József (Magyar Madártani Intézet), Dr.



Wolf-Dieter Busching (Naumann - Museum, Köthen), Prof. Dimitrijevic D. Vasziljev (Orosz Tudományos Akadémia), Dovdongin Jargalsainhan (National Geoinformation of Mongolia), és a Magyar Földrajzi Társaság Teleki Sámuel Alapítványa nyújtott elengedhetetlen segítséget. Köszönettel tartozunk az expedíció résztvevőinek, Balázs Péternek, Huszár Györgynek, Kováts Attilának, Német Ákosnak és Téglás Tamásnak.

Irodalomlista

- Alatalo, R., Gustafsson, L. & A. Lundberg. 1983. Why do young birds have shorter wings than older birds? – *Ibis* 126: 410-415.
- Alström, P. & U. Olsson. 1988. Taxonomy of Yellow-browed Warblers. – *British Birds* 81: 656-657.
- Baker, K. 1997. Warblers of Europe, Asia and North Africa. – Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Barlein, F. 1995. European-African songbird migration network. Manual of field methods. – Wilhelmshaven.
- Busse, P. 1967. Application of the numerical indexes of the wing-shape. – *Notatki Ornithologiczne* 8: 1-8. (Lengyelül.)
- Cramp, S. & D. J. Brooks. 1992. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. VI.: Warblers. – Oxford University Press, Oxford.
- Csörgő, T. & G. Lövei. 1986. Egy fészkelő csilpcsalp füzike (*Phylloscopus collybita*) populáció szárnyalakjának jellemzése. – MME II. Tudományos Ülése, Szeged.
- Dawaa, N., Busching, D.W., Sumjaa, D., Bold, A. & R. Samijaa. 1994. Kommentierte Checkliste der Vögel und Säuger der Mongolei. – Naumann-Museum, Köthen.
- Gaston, A. J. 1974. Adaptation in the Genus *Phylloscopus*. – *Ibis* 116: 432-450.
- Geen, G. R. 1988. The autumn migration of Chiffchaffs at an inland site in south-east England. – *Ringling & Migration* 9: 65-67.
- Hanski, I. K. & J. Tiainen. 1991. Morphological variation in sympatric and allopatric populations of European Willow Warblers and Chiffchaffs. – *Ornis Fennica* 64: 137-143.
- Hannu, J. 1993. Hume's Yellow-browed Warbler - a visitor coming from the far southeast. – *Linnut* 28: 28-30. (Finnül.)
- Hedenström, A. 1989. Which wing index should be used? – *Ibis* 131: 154.
- Hedenström, A., & J. Petterson. 1986. Differences in fat deposits and wing pointedness between male and female Willow Warblers caught on spring migration at Ottenby, SE Sweden. – *Ornis. Scand.* 17: 182-185.
- Hedenström, A. & J. Petterson. 1987. Migration routes and wintering areas of Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* (L.) ringed in Fennoscandia. – *Ornis Fenn.* 64: 137-143.
- Holynski, R. 1965. Methods for the analysis of the wing shape of birds. – *Notatki Ornithologiczne* 6: 21-25. (Lengyelül.)
- Kousar, F. A. 1979. Song-birds of the subalpine of Tien-Shan. – *Alma Ata. (Oroszul.)*
- Kováts, L. 1997. Short report on some findings of Hungarian ornithological expeditions to Mongolia between 1993-96. – *Tüzek* 2: 11-28. (Magyarul angol összefoglalóval.)
- Lindström, A., Hedenström, A. & J. Pettersson. 1996. The autumn migration of Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* in Sweden: results from a nation-wide co-operative project. – *Ornis Svecica* 6: 145-172.
- Lo Valvo, F., Lo Verde, G., & M. Lo Valvo. 1988. Relationships among wing length, wing shape and migration in Blackcap *Sylvia atricapilla* populations. – *Ringling & Migration* 9: 51-54.
- Mewaldt, L. R. & J. R. King 1986. Estimation of sex ratio from wing-length in birds when sexes differ in size but not coloration. – *J. Field Ornithol.* 57: 155-167.
- Norman, S. C. 1994. Variations in wing-lengths of Willow warblers in relation to age, sex and season. – *Ringling & Migration* 4: 269-274.
- Norman, S. C. & W. Norman. 1985. Autumn movements of Willow Warblers ringed in the British Isles. – *Ringling & Migration* 6: 7-18.
- Reynolds, A. 1978. Chiffchaffs at Rye Meads. – *Ringling & Migration* 2: 38-41.
- Shirihai, H. & S. Madge. 1993. Identification of Hume's Yellow-browed Warbler. – *Birding World* 6: 439-443.
- Sibley, C. G. & B. L. Monroe. 1990. Distribution and taxonomy of birds of the world. – Yale University Press, New Haven & London.
- Svensson, L. 1992. Identification Guide to European Passerines. – Stockholm.
- Tiainen, J. 1982. Ecological significance of morphometric variation in three sympatric *Phylloscopus* warblers. – *Ann. Zool. Fennici* 19: 285-295.
- Tiainen, J. & I. K. Hanski. 1985. Wing shape variation of Finnish and Central European Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* and Chiffchaffs *P. collybita*. – *Ibis* 127: 365-371.
- Underhill, L. G., Prys-Jones, R. P., Dowsett, R. J., Herroelen, P., Johnson, D. N., Lawn, M. R., Norman, S. C., Pearson, D. J. & A. J. Tree. 1992. The biannual primary moult of Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* in Europe and Africa. – *Ibis* 134: 286-297.



Ornis Hungarica 10: 123-127. 2000

A pusztai gébics (*Lanius isabellinus*) őszvi vonulása Nyugat-Mongóliában

Vadász Csaba, Halmos Gergő, Kováts László és Csörgő Tibor

Vadász, C., Halmos, G., Kováts, L. and Csörgő, T. 2000. Fall migration of the Isabelline Shrike (*Lanius isabellinus*) in West Mongolia. – Ornis Hung. 10: 123-127.

Our study was carried out during 1 August - 4 October 1996 at Khovd, Western Mongolia. We banded 86 Isabelline shrikes (*Lanius isabellinus*) and recaptured 12 of them. Each bird was aged and weighed. We estimated the amount of the stored fat on a scale of 0 to 8. We separated 2 age groups as juveniles and adults. The adult Isabelline Shrikes began their autumn migration exactly at the same time as juveniles (6 August). There was a definite difference in the migratory speed of the two groups. Ten juveniles and 1 adult were recaptured. Juvenile birds spent less than 1 day in the area, while the adults seemed to have an even shorter stopover. The arrival period of birds consisted of 7 pentads. There was no significant difference in the amount of fat and body mass between the pentads in case of young birds. The adult birds got fatter and heavier with time. The adult birds were also heavier than the young ones. Based on these results, we propose that the migratory strategy of Isabelline shrike is similar to that of its close relative, the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*).



A pusztai gébics (*Lanius isabellinus*) őszvi vonulását vizsgáltuk 1996. augusztus 4. és szeptember 6. között Nyugat-Mongóliában, a Kobdo folyó mentén. A madarakat standard helyen felállított függőhálókkal és csapóhálókkal fogtuk. Összesen 86 példányt fogtunk, melyek közül 12 egyedet fogtunk vissza. A madarakat meggyűrűztük, meghatároztuk korukat, megmértük testtömegüket és becsültük kondíciójukat. Bár a különböző korú madarak egyszerre érkeztek a területre, az adult madarak vonulása hamarabb zajlott le, és a visszafogások szerint az öregek jóval kevesebb időt töltöttek a területen, mint a fiatalok. A visszafogott madarak egy kivételével mind fiatalok voltak, amelyek átlagosan kb. 5 napot töltöttek el a területen. Míg az adult madarak átlagos testtömege nőtt a vizsgált időszak vége felé (1,7 g/pentád), a juvenilis egyedek átlagos testtömege nem változott, mivel 6 egyednél növekedést, 5 egyednél csökkenést tapasztaltunk. Vizsgálati területünk a faj vonulási útvonalának elején helyezkedik el, nagyobb földrajzi akadályok előtt. Ez indokolhatja, hogy itt a fajra még az idő-optimalizálás jellemző, a kedvezőtlen terülek átrepüléséhez szükséges zsírfelhalmozó, pihenő terület valahol az útvonal egy későbbi szakaszán van.

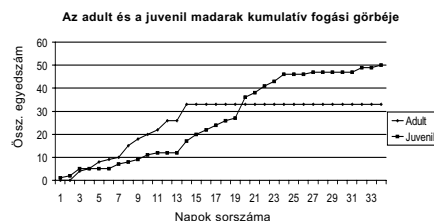
V. Cs., H. G., Cs. T.: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatszerkezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 3. K. L.: Duna-Dráva Nemzeti Park, 7625 Pécs, Tettye tér 7.

1. Bevezetés

A Palearktikum gébicsfajai (*Lanius* spp.) elterjedési területük jelentős részén csökkenő tendenciát mutatnak (Tucker & Heath 1994), ezért a gébicsekkel számos kutatás foglalkozik. Tudásunk azonban fő-

leg a Nyugat-Palearktikumban költő fajokra vonatkozik, és sokkal kevesebb az információnk a Kelet-Palearktikum gébicsfajairól.

A pusztai gébics (*Lanius isabellinus*) a Kelet-Palearktikum költőmadarai közé tartozik. A pusztai gébics politipikus faj, melynek 4 alfaját szokták elkülöníteni. A



1. Ábra. A juvenil és az adult pusztai gébicsek kumulatív fogási görbéje Nyugat-Mongóliában 1996. aug. 5. és szept. 4. között.

Fig. 1. Cumulative number of juvenile and adult Isabelline Shrikes captured in Western Mongolia between Aug 5 and Sep 4, 1996.

négy különböző alfajhoz tartozó populációk telelőterülete India északnyugati részétől az Arab félszigeten át egészen Kenyáig terjed.

Az általunk vizsgált területen a pusztai gébics két alfajába, a *L. i. speculigerus*, illetve a *L. i. phoenicuroides* alfajba tartozó egyedek vonulnak (Dementiev 1947, Svensson 1994). Ezek telelőterülete Kelet-Afrikában található, sok ezer kilométer távolságban a költőterületüktől.

Vizsgálatunk célja a pusztai gébics vonulási stratégiájának tanulmányozása volt. Ennek érdekében vizsgáltuk a faj őszi vonulását 1996-ban NY-Mongóliában.

2. Anyag és módszer

2.1. Vizsgálati terület

Vizsgálatunkat 1996. aug. 1. és okt. 4. között végeztük a nyugat-mongóliai Khovd megyében (É.sz.: 48°, K.h.: 94°). A terület fő vegetáció-típusa a törpefüvű, bozótfoltokkal tarkított sztyeppe. A területen halad át a bővizű Kobdo folyó, melyet helyenként fűzfajok (*Salix* spp.) által alkotott puhafaligetek szegélyeznek. A fűzön kívül

fás szárú növény a területen csak a *Caragana* genusba tartozó szárazságtűrő félcserje volt.

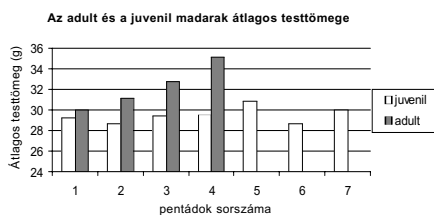
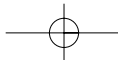
2.2. Eszközök, módszerek

A madarak befogására 12 m-es finn függőhálókat és csapóhálókat (kandli) használtunk, amelyeket a folyóparti füzesben, illetve a folyótól 100-1000 méterre fekvő bozótosban állítottunk fel. A vizsgálat teljes ideje alatt a fogóeszközök végig azonos helyen voltak, és azokat világosodástól a teljes sötét beálltáig óránként ellenőriztük.

Minden megfogott példányt egyedi jelölőgyűrűvel láttunk el. Megállapítottuk a madarak korát és nemét (ha ez lehetséges volt). A madarak testtömegét Pesola rugós mérleggel mértük, 0,1 g pontossággal. A kondíció megállapítására a subcutan felhalmozott zsír mennyiségét becsültük Kaiser (1993) 0-tól 8-ig terjedő skálája alapján.

Az adatfeldolgozás során a fogási adatok alapján a vonulásnak 3 szakaszát különítettük el (mindkét korcsoport esetében): (i) kezdeti szakasz: az első madár megfogásától az első 10% megfogásáig terjedő intervallum, (ii) fő szakasz: az előző szakasz végétől a madarak 90%-ának megfogásáig terjedő intervallum, és (iii) végső szakasz: a fő szakasz végétől az utolsó madár megfogásáig terjedő intervallum.

A madarak testtömegét és kondícióját pentádonként összehasonlítottuk a két korcsoporton belül illetve azok között. Elemeztük továbbá a visszafogott madarak testtömeg- és kondícióváltozását is.



2. Ábra. A juvenil és az adult pusztai gébicsek átlagos testtömege az 1996 őszi vonulási időszak pentádjában Nyugat-Mongóliában.

Fig. 2. Average body mass of juvenile and adult Isabelline Shrikes by pentads during the migration period in Western Mongolia, autumn 1996.

3. Eredmények

A pusztai gébics 86 példányát fogtuk be és gyűrűztük meg (1. Ábra). Az első vonuló példányt 08.05-én, az utolsót 09.04-én észleltük. Mivel vizsgálatunk előbb kezdődött és jóval később fejeződött be, ez az időintervallum tekinthető a pusztai gébics teljes vonulási időszakának a területen. A befogott 86 pusztai gébics közül 53 juvenil korú és 33 adult korú példány volt. A vonulás kezdetén az adult és a juvenil madarak egyszerre érték el a területet. Ezzel szemben az adult madarak vonulása sokkal hamarabb lezajlott (az utolsó öreg példányt aug. 19-én fogtuk), mint a juvenileké (szept. 5-én fogtuk az utolsó fiatalot). A teljes vonulás így 15 napig tartott az adultak, és 31 napig tartott a juvenilek esetében, míg a vonulás fő szakasza 11 napot ölelt fel az adultak és 19 napot a juvenilek esetében.

A 86 befogott egyedből 12 egyed (14%) fogtunk vissza. Ezekből mindössze 1 egyed volt adult, a többi 11 juvenil. A fiatalok esetében átlagosan 5 nap telt el első és utolsó megfogás között (voltak többszörös visszafogások is). Az egyetlen

visszafogott adult 1 napot töltött a területen. A fiatalok hosszabb időt töltöttek a területen, mivel vonulásuk lassabb, csordogálóbb, mint az öregeké. Azonban a juvenilek is csak akkor maradtak napokig, ha közben vonulásra alkalmatlan időjárás (erős szél vagy hosszantartó esős időszak) uralkodott.

A fiatalok átlagos testtömege minden pentádban alacsonyabb volt, mint az öregeké (2. Ábra). Szignifikáns változás a pentádonkénti testtömegekben csak az adultak esetében volt kimutatható: 30,0 g-ról 35,1 g-ra nőtt a vonulás végére, az átlagos növekedés 1,7 g/pentád volt (1. Ábra). A visszafogott fiatal madarak közül 6 példány esetében nőtt a testtömeg a visszafogás idejére, 5 esetben viszont csökkent. A 11 madárra vonatkoztatva átlagosan $0,23 \pm 1,52$ (S.D.) g-ot hízott egy-egy madár. A felhalmozott zsír mennyisége szintén csak az adultak esetében nőtt.

4. Diszkusszió

A legtöbb nyugat-palaearktikus gébics faj állománya az utóbbi évtizedekben jelentősen csökkent, és ez a folyamat Európa nagy részén napjainkban is tart, csak egyes keleti területeken mérséklődött vagy fordult meg (Tucker & Heath 1994, Hagenmeijer & Blair 1997). Az állomány-csökkenés okai összetettek. Lehetséges okok többek között a fészkelő-, vonuló-, telelőterületeken bekövetkező élőhelyvesztés, a mezőgazdasági művelési módok változása, klíma változás. Ezek következményei összeadódhatnak, a hatások aránya változhat, ezért a különböző fajok állományváltozásaira egységes magyarázat az intenzív kutatások ellenére sem várható. Rosszabb a helyzet a Palaearktikum

keleti elterjedésű gébics fajaival, mivel ezekről csak szórvány információk vannak (Cramp & Perrins 1993, Severinghaus 1996).

A *Lanius* genus palaearktikus fajai többnyire hosszú távú vonulók, Afrika vagy Ázsia trópusi területein telelnék. A vonulási stratégiák rendkívül heterogén képet mutatnak a közel rokon fajok között is, de egyazon fajnál is eltérhet tavasszal és ősszel vagy akár ugyanazon szezonban a vonulási út különböző szakaszán. Pl. a tövisszúró gébics minden populációja a Közel-Keleten keresztül vonul Kelet-Afrikába, míg a vörösfejű gébics (*Lanius senator*) több vonulási utat is használ és több különböző telelő területe is van a Szaharától délre (Biebach *et al.* 1983, Cramp & Perrins 1993). Az előző két faj az álarcos gébiccsel (*Lanius nubicus*) együtt hurokvonuló, azaz tavasszal és ősszel más vonulási utat használnak (Yosef 1998). A szárazföld fölött vonuló tövisszúró gébicsek az időt minimalizálják, gyorsan, hosszabb pihenők és zsírfelhalmozás nélkül repülnek az Égei tenger szigetvilágáig. Ott hosszabb időt töltenek el, meghíznak, hogy a Földközi tenger felett át tudjanak repülni (Csörgő & Parádi 1998).

A pusztai gébics a barna gébiccsel (*Lanius cristatus*) együtt a tövisszúró gébics közeli rokona (testvérfaja). Elterjedési területük kiegészíti egymást, ahol átfed, a hibridizáció is előfordul (LeFranc & Workfolk 1997). Vizsgálati területünk a faj fészkelő területéhez viszonylag közel, csak néhány száz kilométerre van. A vonulási út 7-8 ezer kilométeréhez képest ez csak a vonulás kezdeti szakasza. A folyó menti élőhelyek megfelelő mennyiségű táplálékot biztosíthatnak ahhoz, hogy a madarak kevés idő alatt megszerezzék a továbbrepüléshez szükséges energiát, és

számíthatnak arra, hogy a következő napon hasonló szituációt találnak a zöld folyosó mentén. A domináns, tapasztalt, öreg madarak gyorsabban vonulnak, mint a fiatalok. A nagy földrajzi akadályok eléréséig e faj is idő optimalizáló, hasonlóan az európai tövisszúró gébicshoz. Az utóbbi faj, hasonlóan a vörösfejű gébicshoz csak a Földközi tenger átrepülése előtt halmoz fel nagy mennyiségű zsírt. Afrikában mindkét faj egyedei újra a zsír nélküli, alaptesttömeghez közeli értékeket mutatnak.

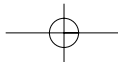
A pusztai gébics vizsgált állománya Kelet-Afrikában telel. Ennek eléréséig magas hegyeken és tengereken is át kell kelni. A vonulási út kezdeti szakaszán mutatókozó hasonlóságokból és a hasonló földrajzi problémából kiindulva feltételezhetjük a további hasonlóságot is. E szerint a pusztai gébics vonulási útján kell lenni egy vagy több pihenő - zsírfelhalmozó helynek, ami lehetővé teszi a telelő terület elérését.

Irodalomjegyzék

- Biebach, H., Dallman, M., Scuhly, W. & K. H. Siebenrock. 1983. Die Herbstzugrichtung von Neuntörtern (*Lanius collurio*) auf Karpathos (Griechenland). – J. Orn. 124: 251-257.
- Cramp, S. & C. M. Perrins. (eds). 1993. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 7. – Oxford University Press, Oxford.
- Csörgő, T. & I. Parádi. 1996. Migration of Red-backed shrike (*Lanius collurio*) in the Carpathian Basin. – Proceedings of the Second International Shrike Symposium, Eilat, Israel 1-4.
- Dementiev, G. P. 1948. Guide to the birds of the USSR. – Sovetski Nauk, Moscow.
- Hagenmeijer, W. J. M. & M. J. Blair. 1997. The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. – T & D Poyser, London.
- Kaiser, A. 1993. A new multi-category classification of subcutaneous fat deposits of songbirds. – J. Field Orn. 64: 246-255.



- Lefranc, N. & T. Worfolk. 1997. Shrikes. Guide to the shrikes of the World. – Pica Press, Sussex.
- Massa, R., Bottoni, L. & L. Fornasari. 1993. Site fidelity and population structure of Red-backed shrike in northern Italy. – Ringing & Migration 14: 129-132.
- Svensson, L. 1992. Identification guide to European passerines. – Stockholm.
- Tucker, G. M & M. F. Heath. 1994. Birds in Europe: Their conservation status. – Birdlife International, Cambridge.
- Yozef, R. 1996. Migration of Red-backed (*Lanius collurio*), Masked (*L. nubicus*), and Woodchat shrikes (*L. senator*) at Eilat, Israel. – Proceeding of the Second International Shrike Symposium, Eilat, Israel 5-8.



Ornis Hungarica 10: 129-135. 2000

A sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*) tavaszi vonulása Tunéziában

Csörgő Tibor és Halmos Gergő

Csörgő, T. and Halmos, G. 2000. Spring migration of the Curlew Sandpiper (*Calidris ferruginea*) in Tunisia. – Ornis Hung. 10: 129-135.

During three consecutive spring seasons (1995-1997) on the north - east coast of Cap Bon Peninsula in Tunisia, 516 Curlew Sandpipers were caught in mist-nets, ringed, measured and weighed. The sexes were separated following Engelmoer's method (in Wymenga *et al.* 1990), using wing and bill length measurements. Using Castro & Myers' method (1988, 1989), we estimated the flight range of departing birds. Ratio of males : females was 50:50 at the beginning of migration, but decreased to 40:60 by the end of the migration. The average body mass of both sexes increased during the migration season in 1997 and there was a non-significant decreasing trend in 1996. The change of average wing length showed the same tendencies. The daily average body mass change of females was positive in both years. Males gained mass in 1997 but lost mass in 1996. The estimated flight range was variable. The two extremes were 2752 km and 4024 km. Our flight range estimates showed that at the study site the birds accumulated enough fat to cover the distance to the seacoast of Northern Europe through the Mediterranean Sea and the sub-optimal habitats of continental Europe in a single "jump". The north-eastern coast of Tunisia is an important spring refuelling site for Curlew Sandpipers.



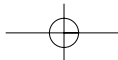
1995-97 tavaszán 569 sarlós partfutót (*Calidris ferruginea*) fogtunk Tunézia északi tengerpartján, a Cap Bon félsziget keleti oldalán, Korbától északra. Az éjszaka, függőhálóval befogott madarakat meggyűrűztük, mértük testtömegüket, szárnyhosszukat és csőrhosszukat. Az ivarokat szárny és csőrhosszuk méreteikből Engelmoer (in Wymenga *et al.* 1990) módszere alapján különítettük el. Összehasonlítottuk az ivararányok szezonális változását, az évenkénti érkezési és indulási testtömeget, a pentádonkénti átlagos testtömeg és átlagos szárnyhossz eloszlást és ezek szezonális változását. Az innen induló madarak potenciális repülési távolságát két becsült repülési sebesség értéket (60 ill. 75 km/h) használva Castro & Myers (1988, 1989) módszere alapján számoltuk. Az érkező madarak testtömegét a legkönnyebb 10%, az indulási testtömeget a legnehezebb 10% alapján becsültük. Az ivararányok évente különböztek. Egy szezonon belül a vonulás kezdetén tapasztalt hím dominancia kiegyenlítődt. A pentádonkénti átlagos testtömeg mind a tojóknál, mind a hímeknél szignifikáns növekedést mutatott 1997-ben, míg 1996-ban nem szignifikáns csökkenést. A szárnyhossz változásának irányai a testtömegével megegyezők, de nem szignifikánsak. A tojóknál minden évben emelkedett a napi átlagos testtömeg, a hímeknél 1997-ben növekedett, míg a másik két vizsgálati évben csökkent. Az alsó és felső testtömeg értékek eltérése miatt a becsült repülési értékek évente és ivaronként eltértek, de mind meglehetősen magas értéket adtak (2752-4024 km). A becslések szerint a vizsgálati területen a madarak képesek elég tartalékot gyűjteni ahhoz, hogy képesek legyenek átrepülni a Földközi tengert és Európa nagy részét egyetlen "ugrás"-sal, és elérjék az észak-európai tengerpartokat.

Cs. T. és H. G.: ELTE Állatszervezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 3.

1. Bevezetés

A Palearcticumban fészkelő partimadarak nagy része a telet Nyugat-Afrika tenger-

partjain tölti. Az ősszel ide, majd tavasszal fészkelőterületeikre visszarepülő madarak két vonulási utat használnak. Az egyik az Atlanti partvidéken, a másik keletebbre,



Európát és a Mediterrán-medence középső részét átszelve vezet (Wilson *et al.* 1980).

A hosszú ideje folyó gyűrűzések és alternatív jelölési módszerek használata miatt e fajok származási helyei és fontosabb pihenőhelyei is jól ismertek. A Balti térségben, Fennoskandináviában és Szibériában fészkelők főleg az atlanti útvonalat használják. Legfontosabb pihenőhelyeik az Északi tenger partvidékén (Wash, Dutch Delta, Wadden Sea) vannak. Három faj, a sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*), apró partfutó (*Calidris minuta*), és a nagy póling (*Numenius arquata*) a keletebbi vonulási utat is használja. Ezek pihenőhelyei a Fekete-tenger és a Földközi-tenger partvidékein vannak. A két partfutó faj hurokvonuló, a tavaszi vonulásuk során a keletebbi vonulási út szerepe jelentősebb, mint ősszel (Wilson *et al.* 1980, Cramp & Simmons 1983, Wymenga *et al.* 1990).

A telelő területekről tavasszal észak felé induló madarak előtt két választási lehetőség van: repülhetnek a mauritániai, marokkói tengerpart mentén, majd a Maghreben át, de repülhetnek északkelet irányba is, a Szaharán át érve el Észak-Afrikát. Ezeknek a madaraknak kb. 3800 km kell egyhuzamban megtenniük (Grimes 1974). Ezeknek a madaraknak rendkívül fontos, hogy a hosszú, kimerítő repülés után megfelelő pihenő-táplálkozó helyet találjanak. Itt kell felkészülniük a vonulás következő szakaszára, amely a Mediterrán térségen és kontinentális Európa nagy részén keresztül vezet a fészkelőterületre.

Vizsgálatainkban arra kerestük a választ, hogy Tunézia északi partvidékének lagúnái és tengerpartja milyen szerepet játszik e faj tavaszi vonulásában.

2. Vizsgálat terület és módszerek

Vizsgálatainkat 1995-97 tavaszán (1995. április 25 - május 9, 1996. április 26 - május 14., 1997. április 15 - május 21. között) végeztük Tunéziában, a Cap Bon félsziget keleti oldalán, Korba várostól északra levő lagúnákon és tengerparton (Csörgő 1998).

A madarakat éjszaka, a tengerparti lagúnák fölött kifeszített 18×18 mm lyuknagyságú, 10 m hosszú, 4 zsebes függőhálókkal fogtuk be. A 7-12 db hálót a szél, árapály és egyéb környezeti tényezők eredőjeként kialakult legjobb helyekre állítottunk fel, és óránként ellenőriztük. Mértük a madarak testtömegét (100 g-os Pesola rugós erőmérővel, 0,5 g pontossággal), szárnyhosszát (vonalzóval, 1 mm-es pontossággal), csőr hosszát (tolómérővel, 0,1 g pontossággal). A korcsoportokat a szárnyfedők vedlettsége alapján határoztuk meg. Az ivarokat a

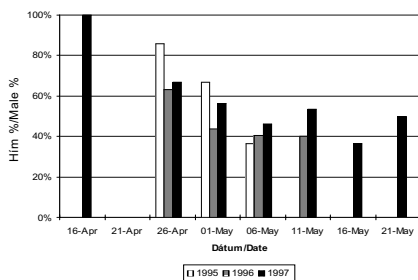
$$D=0,07815W+0,47962B-28,7302$$

egyenlet alapján különítettük el, ahol W a szárnyhossz és B a csőrhossz. D kisebb, mint 0 esetén a madár hím, ha nagyobb, akkor tojó (Engelmoer alapján, in Wymenga *et al.* 1990).

A befogott madarakat gyűrűzést és mérést követően a lehető leggyorsabban, maximum egy órán belül elengedtük.

A vonulás leírásához összehasonlítottuk az ivararányok szezonon belüli változását, az évenkénti átlagos érkezési és indulási testtömeget, a pentádonkénti átlagos testtömeg és átlagos szárnyhossz eloszlást és ezek változását a vonulás során.

Évente és ivaronként kiszámoltuk azt a potenciális távolságot, amit a madarak a vizsgálat helyén mért zsirtartalékkal a fész-



1. Ábra. A hímek %-os arányának változása pentádonként (5 napos intervallumokban) tavaszi vonulás során Észak-Tunéziában fogott sarlós partfutóknál (*Calidris ferruginea*) 1995-1997 között.

Fig. 1. The change of male ratio in pentads (5 days intervals) in Curlew Sandpipers caught during spring migration in northern Tunisia, 1995-1997.

kelő területeik felé indulva megtehetnek. A számoláshoz az $R=26,88 \times S \times L^{1,614} (M1-0,464-M2-0,464)$ képletet használtuk, ahol R a repülési távolság, S a repülési sebesség (km/h), L a szárnyhossz (cm), M1 a testtömeg a repülés végén, M2 a testtömeg a repülés kezdetén. Az érkező testtömeget a madarak legsoványabb 10%-a, az induló testtömeget a legnehezebb 10%-ának átlaga alapján becsültük (Castro & Myers 1988). A kisebb termetű parti madarak repülési sebességére két, meglehetősen eltérő becsült érték is van, ezért mind a két értékkel (60 km/óra - Zwarts *et al.* 1990, 75 km/óra - Castro & Myers 1989) számoltunk.

A három évben különböző intervallumokban dolgoztunk a területen és az időjárás is eltérő volt, ezért évente sok szempontból eltérő eredményeket kaptunk. A legrövidebb első éves akcióban csak kevés madarat fogtunk, ezért a feldolgozás során nem minden szempont alapján tudtuk használni ezeket az adatokat.

A statisztikai elemzésekhez a Statistica programcsomagot (StatSoft Inc. 1995) használtuk.

2. Ábra. Pentádonkénti átlagos testtömeg ivaronként 1995-1997 között a sarlós partfutók tavaszi vonulás során Észak-Tunéziában.

Fig. 2. Average body mass in pentads by sexes in Curlew Sandpipers caught during spring migration in northern Tunisia, 1995-1997.

3. Eredmények

A pentádonkénti ivararányok mindhárom évben hím dominanciával indultak, ami az idő előre haladtával kiegyenlítődött, sőt meg is fordult. Ez a tendencia mindhárom évben - az eltérő intervallumok ellenére - kifejezett (1. Ábra). Az évente összesített adatok alapján a hím : tojó arány 1995-ben 1:0,79 (44% tojó), 1996-ban 1:1,31 (57% tojó), 1997-ben 1:1,02 (50%) volt.

A pentádonkénti átlagos testtömeg mind a tojóknál, mind a hímeknél szignifikáns növekedést mutatott 1997-ben (merektség teszt:

tojók: $b=3,1322$, $SE=7,3457177$,

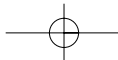
$t(160)=9,07408$, $P<0,001$),

hímek: $b=3,1322$, $SE=7,3457177$,

$t(160)=9,07408$, $P<0,001$),

míg 1996-ban nem szignifikáns csökkenést (2. Ábra). A szárnyhossz változásának irányai a testtömegével megegyezők, de nem szignifikánsak.

1997-ben a hímek naponta átlag 0,36 g testtömeggyarapodást mutattak, ami a zsírmintes téli testtömeg 0,6%-a. A másik



3. Ábra. A becsült repülési távolságok minimum és maximum értékei térképen szemléltetve. fekete kör - gyűrűzési hely; folytonos vonal - minimum repülési távolság; szaggatott vonal - maximum repülési távolság.

Fig. 3. The minimum and maximum values of estimated flight ranges for spring-migrating Curlew Sandpipers caught in northern Tunisia. black solid circle - ringing site, solid line - minimum flight range, dotted line - maximum flight range.

két évben az átlagos testtömeg csökkent, 1995-ben naponta 0,28 g-ot (0,5%), 1996-ban naponta 0,14 g-ot (0,3%). A tojóknál a napi átlagos testtömeg minden évben nőtt: 1995-ben 0,22 g/nap-ot (0,4%), 1996-ban 0,04 g/nap-ot (0,07%), 1997-ben 0,63 g/nap-ot (1,2%).

1. Táblázat. A sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*) becsült repülési távolságai és a számításához használt adatok 1996-1997 között évenkénti bontásban és éveken belül nemenként.

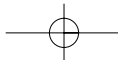
Tab. 1. Empirical parameters and estimated flight ranges at two flight speeds for Curlew Sandpipers caught at Tunisia, in 1996-1997.

Év / Year	Ivar / Sex	Átlagos testtömeg / Mean body mass, g		Átlag szárny- hossz / Average wing length, mm	Becsült repülési táv / Estimated flight range km Speed: 60 km/h	Becsült repülési táv / Estimated flight range km Speed: 75 km/h	Minta- nagyság / Sample size
		legsová- nyabb / leanest 10%	legnehezebb / heaviest 10%				
1996	Tojó/female	48,0	69,0	13,46	2754	3443	109
	Hím/male	44,6	66,2	13,24	2998	3748	84
1997	Tojó/female	44,2	66,9	13,43	3219	4024	162
	Hím/male	43,1	61,4g	13,23	2752	3440	160

A távolságbecsléshez szükséges érkező és induló testtömegek évente eltérőek voltak (1. Táblázat). A távolság-becslési számításoknál az első évet - a kis mintaszám, és rövid, csak a vonulási időszak elejét lefedő vizsgálati intervallum miatt - nem vettük figyelembe. Az 1996-97-es év adataiból becsült repülési távolságok - még az alacsonyabb repülési sebességgel számolva is - azt mutatják, hogy az itt táplálkozó madarak képesek elég tartalékot felhalmozni ahhoz, hogy innen indulva non-stop repüléssel átkeljenek a Mediterráneumon és Európa kedvezőtlen kontinentális területein és képesek elérni az észak-európai tengerpartokat (3. Ábra). A becsült távolságok évente és ivaronként különböznek, de a legkisebb érték is elég nagy a szükséges távolság megtételéhez (1. Táblázat).

4. Diszkusszió

A sarlós partfutó fészkelő területe Közép- és Kelet-Szibéria arktikus területein van, telelő területe pedig Nyugat-Afrikától Ausztráliáig terjed, de legnagyobb koncentrációban Afrika partvidékein található



(Cramp & Simmons 1983, Underhill 1995). A Nyugat-Afrikai telelőhelyet őszi vonulásokon Nyugat Európán keresztül, az "atlanti vonulási útvonalon" érik el. Innen a tavaszi vonulás keletebbre, a "mediterrán vonulási út"-on keresztül vezet. Az ezt használóknak és a dél-afrikai telelő területekről Kelet-Afrikán keresztül vonulóknak is a Fekete- és a Kaszpi-tenger térségében van pihenő területük (Smit & Piersma 1989). A két telelő területet használók valószínűleg nem különülnek el teljesen, amit az valószínűsít, hogy ősszel Nagy-Britanniában jelölt madarak a következő ősszel Tunéziában kerültek meg, míg egy itt jelölt madár 15 nappal később Mauritániában, egy másik a következő évben Dél-Afrikában került meg (Stanley & Minton 1972, Grimes 1974, Dick 1975 in Wymenga 1986, Wilson *et al.* 1980). Kisebbszámban Észak-Afrika partvidékén is áttelelhetnek (Wymenga 1986).

A sarlós partfutó monotipikus faj, hatalmas elterjedési területén nincs méretbeli különbség, de a szexuális dimorfizmus kifejezett (Wymenga *et al.* 1990). Az ivarok között az őszi vonulásban több szempontból is jelentős különbségek vannak. A hímek 21-35 nappal a tojók előtt elhagyják a fészkelő területet, de az észak-kelet spanyolországi pihenő területeikre csak 10 nappal érkeznek korábban (Figuerola & Bertolero 1998). A hímek a pihenő-táplálkozó területeken hosszabb ideig maradnak. Az ivarok közti vonulásbeli különbségre több magyarázat is lehet, pl. a nagyobb méretű tojók dominanciája a kisebb hímekkel szemben, a tojók nagyobb táplálkozási hatékonysága, a táplálék keresés és kezelés rövidebb ideje (Elliott *et al.* 1976, Figuerola & Bertolero 1998).

A nyugat csendes óceáni telelőterületeken található madarak közt a hímek aránya

dél felé nő (Bartel 1987). Afrikában ezt nem lehetett egyértelműen kimutatni. A különböző területeken végzett vizsgálatok nagy ivararánybeli eltéréseket mutatnak. Pl. Tunéziában 44% (van Dijk *et al.* 1986), Dél-Afrikában 56% (Elliott *et al.* 1976) Mauritániában 69%, Bissau-Guineában 64% (Wymenga *et al.* 1990), Bissau-Guineában egy másik vizsgálat során 52% tojót találtak. A viszonylag kis mintaszám mellett az összehasonlítást az is nehezíti, hogy az adatok más-más vonulási útról is származnak. Mauritániában a tojók aránya - a mi tunéziai adatsorunkhoz hasonlóan - kora tavasszal nőtt (Wymenga *et al.* 1990). A tavaszi vonulás során Tunéziában megfigyelhető ivararány változás magyarázata az lehet, hogy a tojók Nyugat-Afrikában is délebbre telelnek, így a vonulási időszak elején a vonulási útvonalon csak kis késéssel érik utol a hímeket. Az évek során tapasztalt ivararány különbségek alakulása emiatt is elfordulhatott. Az első évben csak a vonulási időszak elején dolgoztunk, abban a periódusban, amikor a tojók még délebbre tartózkodhatnak, ez is okozhatta a hímek felé eltolódott ivararányt a fogott madarak között.

A testtömeg a nyugat-afrikai telelőterületeken, március végén, nagyjából egy hónappal az indulás előtt kezd növekedni és a terület elhagyásáig folyamatosan növekszik (Zwarts *et al.* 1990). A napi átlagos testtömeg növekedés a telelőterületeken Ausztráliában 0,9% a téli testtömeg százalékában (Barter 1986), Dél-Afrikában 1,0% (Elliott *et al.* 1976), Mauritániában fiatal madaraknál 0,7% (Wilson *et al.* 1990). Angliában az 1969-es szokatlan őszi invázió alatt ugyanez az érték 3,6% volt (Stanley & Minton 1972).

A napi testtömeg változások meghatározása módszertanilag elég nehézkes. A

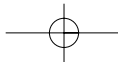
problémát az okozza, hogy a napi átlagos testtömeg változások erősen függenek a faj testtömeg növelési stratégiájától és a zsírfelhalmozás ill. a terület elhagyás időtartamának arányától. Az egyedi fogások-visszafogások során mért testtömeg változásokat a madarak kezelési ideje alatti testtömeg csökkenés is befolyásolhatja (Zwarts *et al.* 1990). A helyzetet tovább bonyolítja, hogy sok esetben vannak olyan madarak a területen, amelyek nem növelik a testtömegüket, mert nem vonulnak tovább, ahogy ez késő nyáron, ősszel Európában kimutatható (Johnson 1985, Clapham 1978, Pienkowski *et al.* 1979). A vizsgálatunkban mért napi átlagos testtömeg változások -0,5% és 1,2% közé esnek. A tavaszi vonulási úton levő zsírfelhalmozó helyeken feltételezik, hogy a legmagasabb a napi zsírfelhalmozás mértéke elérheti a 4-5%-ot is, míg a telelőterületeken a tavaszi vonulás előtti időszakban ez csak 1-1,5% (Zwarts *et al.* 1990). A mi területünkön a vizsgálati periódusban a madarak folytonos kicserélődésével magyarázható, hogy a tapasztalt értékek elmaradnak a vártaktól. A madarak folyamatosan érkeznek és hagyják el a területet, így egy időben tartózkodnak sovány, illetve kövér madarak a lagúnán, ezért a madarak átlagos testtömeg változásával nem jellemezhető az egyes madarak zsírfelhalmozás mértéke.

A becsült repülési távolság tavasszal Dél-Afrikában 3000-3250 km közé esik (Elliot *et al.* 1976) míg Summers & Waltner (1979) szerint 3800 km. Mindkét dél-afrikai tanulmányban McNeil & Cadieux (1972) módszerével számították a távolságokat, azonban Summers & Waltner (1979) egy általuk továbbfejlesztett jobb változattal. Ősszel Spanyolországban az Ebro deltában Castro & Myers

(1989) módszerével 3171-3340 km között becsülik a repülési távolságot (Figuerola & Bertolero 1995). Stanley & Minton (1972) átlagosan 3000 km-re becsülte a repülési távolságot, feltételezve azt, hogy a különlegesen jó kondíciójú példányok akár 5000 km-es távolság megtételére is képesek.

Az őszi vonulási időszakban a becsült repülési távolságban az ivarok között, csak 100-200 km különbséget találtak (Figuerola & Bertolero 1995). Jelentős különbséget mi sem tapasztaltunk (200-500 km), egyik évben a tojók, másik évben a hímek javára. Ebből az következik, hogy az ivarok között meglevő különbségek csak a pihenő időszak hosszában, a megfelelő mennyiségű "üzemanyag" felhalmozásához szükséges idő intervallumban vannak. Maga a repülési kapacitás a két ivar esetében nem tér el. Ez logikus abból a szempontból, hogy a vonulás során ugyanazt a távolságot kell leküzdenie mindkét nemnek.

A jelen vizsgálatban becsült távolságok a repülési sebességtől függően a 2460-4056 km közé esnek. Ebbe a tartományba esnek az eddig ismert becslések is, habár azok különböző módszerekkel és repülési sebességeket használva készültek. Ezek a távolságok elégségesek a sarlós partfutóknak ahhoz, hogy az észak-európai vagy a Fekete-tenger partjain fekvő pihenőhelyeket elérjék, ahonnan újabb zsírfelhalmozást követően egy ugrással elérhetik költőterületeiket. Mivel Afrika északi partvidékén igazán megfelelő táplálkozóhely kevés van, a tunéziai lagúnák szerepe meghatározó lehet a keletebbi vonulási utat használó sarlós partfutók és egyéb partimadár fajok számára (Halmos & Csörgő in press, Halmos 2000).



Köszönetnyilvánítás. Köszönetünket fejezzük ki mindazoknak, akik a terepmunkában és az adatgyűjtésben részt vettek és a Teleki Alapítványnak az expedíciók anyagi hátterének szervezésében nyújtott segítségért. Köszönjük a Tunéziai Mezőgazdasági Minisztériumnak és a tunéziai WWF iroda képviselőjének a munka engedélyezését.

Irodalomlista

- Bartel, M. 1987. Are Curlew Sandpipers sexes, and if so, why? – *Stilt* 11: 14-17.
- Castro, G. & J. P. Myers. 1988. A statistical method to estimate the cost of flight in birds. – *J. Field Ornithol.* 59: 369-380.
- Castro, G. & J. P. Myers. 1989. Flight range estimates for shorebirds. – *Auk* 106: 474-476.
- Clapham, C. 1978. The Ringed Plover populations of Morecambe Bay. – *Bird Study* 25: 175-180.
- Cramp, S. & K. E. L. Simmons. 1983. The birds of the western Palearctic, Vol. III. – Oxford University Press, Oxford.
- Csörgő, T. 1998. Magyar vonuláskutató expedíciók Tunéziában 1994-1997. – *Tűzok* 3: 123-125.
- Elliott, C. C. H., Waltner, M., Underhill, L. G., Pringle, J. S. & W. J. A. Dick. 1976. The migration system of the Curlew Sandpiper *Calidris ferruginea* in Africa. – *Ostrich* 47: 191-213.
- Figuerola, J. & A. Bertolero. 1995. Theoretical flight ranges of waders resting in the Ebro delta during autumn migration. – *Donana, Acta Vertebrata* 22: 124-130.
- Figuerola, J. & A. Bertolero. 1998. Sex differences in the stopover ecology of Curlew Sandpipers *Calidris ferruginea* at a refuelling area during autumn migration. – *Bird Study* 45: 313-319.
- Grimes, L. G. 1974. Radar tracks of palearctic waders departing from the coast of Ghana in spring. – *Ibis* 116: 165-171.
- Halmos, G. 2000. Partfutók tavaszi vonulása Tunéziában. – ELTE TTK, szakdolgozat.
- Halmos, G. & T. Csörgő. in press. Important refuelling site of waders in Tunisia. – *Proc 2nd International Wildlife Management Congress*.
- Johnson, C. 1985. Patterns of seasonal weight variation in waders on the Wash. – *Ringed & Migration* 3: 157-164.
- McNeil, R. & F. Cadieux. 1972. Numerical formulae to estimate flight range of some North American shorebirds from fresh weight and winglength. – *Bird Banding* 43:107-113.
- Pienkowski, M. W., Knight, P. J., Stanyard, D. J. & B. Argyle. 1979. Seasonal and migrational weight changes in Dunlin. – *Bird Study* 26: 134-148.
- Smit, C. J. & T. Piersma. 1989. Numbers, midwinter distribution, and migration of wader populations using the East Atlantic flyway. – *IWRB Spec. Publ.* 9: 24-63.
- Stanley, P. J. & C. D. T. Minton. 1972. The unprecedented westward migration of Curlew sandpipers in autumn 1969. – *British Birds* 65: 365-380.
- Statsoft, Inc. 1995. Statistica for Windows (Computer program manual). – StatSoft, Inc., Tulsa, USA.
- Summers, R.W. & M. Waltner. 1979. Seasonal variation in the mass of waders in southern Africa with special reference to migration. – *Ostrich* 50: 21-37.
- Underhill, L. G. 1995. The relationship between breeding and non-breeding localities of waders: the Curlew Sandpiper *Calidris ferruginea* as an extreme example. – *Ostrich* 66: 41-45.
- van Dijk, A. J., van Dijk, K., Dijkse, L. J., van Spanje, T. M. & E. Wymenga. 1986. Wintering waders and waterfowl in the Gulf of Gabes, Tunisia, January-March 1984. – WIWO (Werkgroep Internationaal Waid-En Watervogelonderzoek) report no 11, Zeist.
- Wilson, J. R., Czajkowski, M. A. & M. W. Pienkowski. 1980. The migration through Europe and wintering in West Africa of Curlew Sandpipers. – *Wildfowl* 31: 107-122.
- Wymenga, E. 1986. Wader trapping. Pp. 89-118. In: van Dijk, A.J., van Dijk, K., Dijkse, L. J., van Spanje, T. M. & E. Wymenga (eds). Wintering waders and waterfowl in the Gulf of Gabes, Tunisia, January-March 1984. – WIWO report no.11.
- Wymenga, E., Engelmoer, M., Smit, C. J. & T. M. van Spanje. 1990. Geographical breeding origin and migration of waders wintering in West Africa. – *Ardea* 78: 83-112.
- Zwarts, L., B. E. Ens, M. Kersten, & T. Piersma. 1990. Moul, mass and flight range of Waders ready to take off for long-distance migrations. – *Ardea* 78: 339-364.



Ornis Hungarica 10: 137-140. 2000

A rozsdás nádiposzáta (*Acrocephalus agricola*) vonulása a Duna-delta régióban

Csörgő Tibor és Kelemen A. Márton

Csörgő, T. and Kelemen, A. M. 2000. Autumn migration of Paddyfield Warbler, *Acrocephalus agricola* in the Danube delta region. – Ornis Hung. 10: 137-140.

The study was carried out in the reedbed of Lake Histria, Razlem-Sinoe lagoon system, south of the Danube Delta in Romania, during the autumn period of 1991-92. During the study period, we caught 557 Paddyfield Warblers (*Acrocephalus agricola*) and recaptured 79 individuals. We analysed the dynamics of the migration and of the body mass. The migration of adults was faster and finished 1.5 month earlier than in the juveniles. The migration of juveniles lasted until the last days of September. The birds were very lean in both age groups and the body mass did not change during the whole period of migration. The Paddyfield Warblers spent a short time in the area without accumulating fat.



Vizsgálatainkat 1991-92-ben az őszi vonulás során végeztük, Romániában, a Duna-deltától délre elterülő, a Razlem-Sinoe rendszerhez tartozó, Histria tó nádszegélyében. A két szezonban összesen 557 rozsdás nádiposztát sikerült fognunk és jelölnünk, 79 helyi visszafogásunk volt. Jelen munkában a faj vonulásdinamikáját valamint a testtömeg vonulási szezon alatti alakulását vizsgáltuk. Az adatok elemzése során külön kezeltük az öreg és a fiatal madarakat. A vonulás időzítésében jelentős különbséget tapasztaltunk a két korcsoport egyedei között. Az öreg madarak vonulása korábban kezdődött és másfél hónappal korábban hagyták el a területet, mint a fiatalok. Ismert, hogy különböző nádiposzáta fajok esetében az öregek vonulása megelőzi a fiatalokét, de ilyen hatalmas különbséget eddig még nem írtak le a rokon fajoknál. A fiatalok vonulása elhúzódó, egészen szeptember végéig tartott. A testtömeg egyik korcsoportnál sem változott szignifikánsan a vonulás során. A helyi visszafogások száma és a visszafogások időtartama alapján, az egyedek csak rövid időt töltenek a területen, és ez alatt nem halmoznak fel zsírt a vonulás későbbi szakaszára.

Cs. T. és K. A. M.: ELTE Állatszervezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 3. csorgo@cerberus.elte.hu

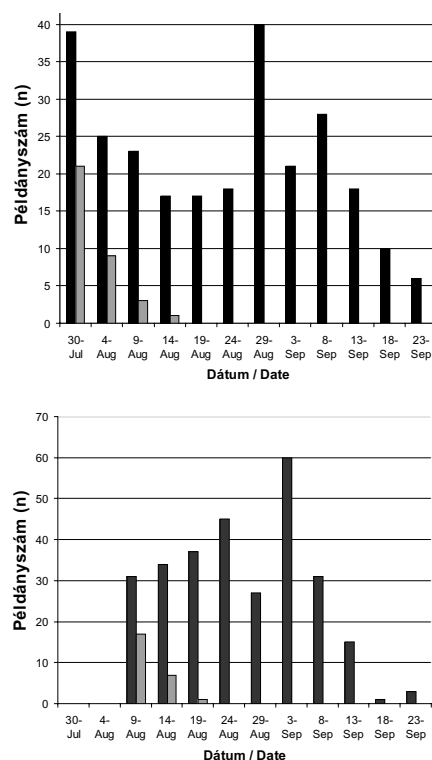
1. Bevezetés

A Nyugat-Palearktikum nádiposzáta fajai (*Acrocephalus* spp.) a Mediterráneumban vagy Afrikában telelnek. Két faj, a berki nádiposzáta (*A. dumetorum*) és a rozsdás nádiposzáta (*A. agricola*) kivétel. Ezek telelő területe Ázsiában van (Cramp & Brooks 1992).

A politipikus rozsdás nádiposzáta nyugati alfajának (*A. agricola septima*) legnyuga-

tibb populációja a Fekete-tenger nyugati partvidékén költ (Dubois 1983). Állománya az utóbbi évtizedekben erősödik (Hagemeijer & Blair 1998). Feltehetően ebből következik, hogy az utóbbi években Magyarországon is több alkalommal megkerült (Magyar *et al.* 1998). Fészkelési időn kívül - eltévedt vagy elsodródott egyedek - alkalmilag egész Európa és Észak-Afrika területén előfordulhatnak (Cramp & Brooks 1992).

A Nyugat-Palearktikumban fészkelő nádiposzáta fajok vonulása viszonylag jól



1. Ábra. Az öreg és fiatal rozsdás nádiposzták vonulásdinamikájának alakulása (a) 1991-ben és (b) 1992-ben. (fekete oszlop - fiatal, csíkozott - öreg)

Fig. 1. Migration dynamics of adult (black) and juvenil (striped) Paddyfield Warblers.

ismert, de a két Ázsiában telelő fajról csak szórvány információk vannak. Jelen munkában a rozsdás nádiposzták legnyugatibb fészkelő populációjának őszi vonulásdinamikáját, valamint a testtömeg vonulási szezon alatti alakulását vizsgáltuk.

2. Anyag és módszer

Vizsgálatainkat 1991. augusztus 8. - október 3. és 1992. július 28. - október 5. kö-

zött végeztük. A madarakat a Duna-deltától délre elterülő, a Razlem-Sinoe rendszerhez tartozó, Histria-tó nádszegélyében, a vizsgálat időszakokban állandó számú, változatlan helyen felállított 12 függönyhálós fogtuk be. A madarakat a tolatzat állapota és a nyelvfoltyok alapján azévi (fiatal) és egy évnél idősebb (öreg) kategóriába soroltuk (Busse 1984, Svenson 1984). A befogott madarakat egyedileg számozott gyűrűkkel jelöltük, és az Actio Hungarica szabályai szerint mértük (Szentendrey *et al.* 1979). A vizsgálat során a vonulásdinamikát, a pentádonkénti átlagos testtömeg eloszlást és a visszafogott madarak testtömegváltozását elemeztük.

3. Eredmények és diszkusszió

A vizsgálati idő alatt összesen 557 rozsdás nádiposztát jelöltünk, és 79 helyi visszafogásunk volt, ebből a két év során 60 (25 ill. 35) öreg és 497 (278 ill. 219) fiatal madarat fogtunk. Az adatok elemzése során külön kezeltük az öreg és a fiatal madarakat. A vonulás időzítésében jelentős különbséget tapasztaltunk a két korcsoport egyedei között. Az öreg madarak vonulása nagyon korán kezdődik, másfél hónappal korábban hagyják el a területet, mint a fiatal egyedek. A fiatalok vonulása elhúzódo, egészen szeptember végéig tart (1. Ábra). A különböző nádiposzták fajok esetében az öregek vonulása gyorsabb, mint a fiataloké. A különbségek Európa különböző részein egy-két hétben mérhetők (Insley & Boswell 1978, Ormerod 1990, Gyurácz & Csörgő 1991, Literák *et al.* 1994, 1995, Basciutti *et al.* 1997). A rozsdás nádiposztánál talált különbség ennél jóval nagyobb.

1. Táblázat. Az öreg és fiatal rozsdás nádiposzták pentádonkénti átlagos testtömege.

Tab. 1. Average body mass during the migration season (pentads) of the two age groups of Paddyfied Warblers.

Pentád kezdet / Starting date of pentad	Öreg madarak (Adults)			Fiatal madarak (Juveniles)		
	Tömeg / Body mass (g)	Szórás / SD (g)	Minta- szám / (n)	Tömeg / Body mass (g)	Szórás / SD (g)	Minta- szám / (n)
Jul,30	10,50	2,14	22	9,00	0,36	9
Aug,04	10,20	0,91	10	8,78	0,52	40
Aug,09	10,21	0,70	18	8,98	2,12	22
Aug,14	9,80	1,36	8	9,09	0,67	20
Aug,19				9,04	0,48	15
Aug,24				9,11	0,86	17
Aug,29				8,95	0,60	14
Szep,03				9,12	0,49	5
Szep,08				8,70	0,72	25
Szep,13				8,44	0,75	21
Szep,18				8,74	1,08	11
Szep,23				9,05	0,89	12

Az első évben az öregek 20,0%-át, a fiatalok 14,4%-át, a második évben az öregek 11,4%-át, a fiatalok 10,5% fogtuk vissza. A fogás és a visszafogás között eltelt idő mindkét korcsoport esetében rövid volt. (öreg: $\bar{x}=3,60$, $SD=2,91$, $n=10$; fiatal: $\bar{x}=4,96$, $SD=3,61$, $n=69$) Ezek a számadatok nem térnek el a rokon fajoknak ugyanitt tapasztalt értékeiktől (Csörgő & Miklay in press).

A vonulási időszakban, sem a korcsoportok pentádonkénti átlagos testtömege (1. Táblázat), sem a visszafogott madarak testtömege nem változott ($\bar{x}=-0,12$, $SD=0,96$, $n=66$). E szerint a fészkelő területen e faj még nem kezdi el a vonulási út megtételéhez szükséges zsírraktározást. A vizsgálati területen nagyobb távolságból érkező, csak átvonuló egyedekkel a faj elterjedése miatt nem kell számolni (Cramp & Brooks 1992). A legtávolabbi költő populáció mintegy 100 km-re a belső deltában található, ezért minden befogott madár a vonulási útjának legelején tart. Ez ma-

gyarázhatja, hogy a madarak soványak, és a visszafogottak sem mutatnak testtömeg növekedést. Az ebben az időben ugyanitt fogott többi *Acrocephalus* faj - az európai adatokkal összehasonlítva is - nagy tartalékkal rendelkezik (Csörgő & Miklay in press). Az *Acrocephalus* fajok vonulási stratégiái nagyon különböznek egymástól, de általában jellemző, hogy vonulási útjukon egy vagy több pihenő, zsírfelhalmozó helyük van, ahol felkészülnek a kedvezőtlen területeken való átkelésre (Cramp & Brooks 1992). Ilyen akadályok a rozsdás nádiposztata útvonalán is találhatóak, mivel ez a kazah sivatagokon és az afgán hegyeken keresztül vezet a teletérületekre (Gaston 1976). Az ezeken a területeken való átkelésre alkalmazott stratégiájuk nem ismert, de feltételezhető, hogy a nagy barrierék előtt van valahol pihenő ill. zsírfelhalmozó területük.

Köszönetnyilvánítás. Köszönetünket fejezzük ki mindazoknak a magyarországi és romániai madarászoknak, akik a két év során a terepmunkában résztvettek. Köszönjük a Román Madártani Egyesületnek (Societatea Ornithologica Romana) az engedélyek megszerzésében nyújtott segítséget, valamint a Duna Delta Kutatóintézetnek (Institutul de Cercetare si Proiectare Delta Dunarii) és a Duna Delta Kormányzóságának (Administratia Rezervatiei Deltei Dunarii) a kiadott engedélyeket.

Irodalomlista

- Busse, P. 1984. Key to ageing and sexing of European Passerines. – Beitrage zur Naturkunde Niedersachsens 37: 1-224.
- Basciutti, P., Negra, O. & F. Spina. 1997. Autumn migration strategies of the Sedge warbler *Acrocephalus schoenobaenus* in northern Italy. – Ringing & Migration 18: 59-67.
- Cramp, S. & D. J. Brooks. 1992. Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. – Oxford University Press, Oxford.

- Csörgő, T., Miklay, Gy. & G. Halmos. 2000. A Fekete-tenger partvidékének szerepe a nádiposzáta (*Acrocephalus* spp.) őszi vonulásában. – *Ornis Hungarica* 10: 141-147.
- Dubois, P. J. 1983. Status of Paddyfield warbler in Romania. – *British Birds* 76: 585.
- Gaston, A. J. 1976. The moult of Blyth's reed warbler *Acrocephalus dumetorum*, with notes on the moult of other palaearctic warblers in India. – *Ibis* 118: 247-251.
- Gyurác, J. & T. Csörgő. 1991. Az öreg és fiatal madarak őszi vonulása közötti különbségek négy nádiposzáta (*Acrocephalus* spp.) fajnál. – *A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület III. Tudományos Ülése, Szombathely*, Pp. 164-172.
- Hagemeijer, W. J. M. & M. J. Blair. 1998. The EBBC atlas of the European breeding birds - The distribution and abundance. – T & A. D. Poyser, London.
- Insley, H. & R. C. Boswell. 1978. The timing of arrival of Reed and Sedge warblers at South Coast Ringing sites during autumn passage. – *Ringing & Migration* 2:1-9
- Literák, I., Honza, M. & D. Kodelka. 1994. Post breeding migration of the Sedge warbler *Acrocephalus schoenobaenus* in the Czech Republik. – *Ornis Fennica* 71: 151-155.
- Literák, I., Honza, M. & D. Pavelka. 1995. Postbreeding migration of the Reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* in the Northeastern part of the Czech Republik. – *Vogelwarte* 38: 100-105.
- Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, G., Schmidt, A., Nagy T. & A. Bankovics. 1998. Nomenclator Avium Hungariae, Magyarország madarainak névjegyzéke. – Madártani Intézet, MME, Budapest, Winter Fair, Szeged.
- Nadler, T. & U. Ihle. 1988. Beobachtungen am Feldrohrsanger *Acrocephalus agricola* in Bulgaria. – *Limicola* 2: 205-217.
- Ormerod, S. J. 1990. Time of passage, habitat use and mass change of *Acrocephalus* warblers in a South Wales reedswamp. – *Ringing & Migration* 11:1-11.
- Svenson, L. 1984. Identification guide to European Passerines. – Stockholm.
- Szentendrey, G., Lövei, G. & Gy. Kállay. 1979. Az Actio Hungarica mérési módszerei. – *Állattani Közlem.* 63: 161-166.

A Fekete-tenger partvidékének szerepe a nádiposzták (*Acrocephalus* spp.) őszi vonulásában

Csörgő Tibor, Miklay György és Halmos Gergő

Csörgő, T., Miklay, G. and Halmos, G. 2000. Migration of *Acrocephalus* species along the coast of the Black Sea. – Ornis Hung. 10: 141-147.

Loss of the necessary habitats along the migratory route could cause a population decrease in long-distance migratory birds. Knowledge on stop over sites and refuelling areas are very important in the conservation of migratory birds. The trans-Saharan, migrant *Acrocephalus* species have different migratory strategies between and within species. In 1984 EURING started the Acroproject, an all-European research program in migratory strategies of *Acrocephalus* warblers. The Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society organised ringing projects in the autumn migratory season at the coasts of the Black Sea, co-operating with local ornithologists near Burgas (Bulgaria 1990) and near Histria (Rumanian Dobrudja 1991-92). The birds were caught with mist nets, ringed, aged and weighed. We analysed the ratio of age groups, the body mass data and the percentage of heavy birds (>13g) recaptured, the average of stopover length of the Sedge Warbler (*A. schoenobaenus*), Reed Warbler (*A. scirpaceus*) and Marsh Warbler (*A. palustris*). The body mass and the percentages of heavy birds of the three species varied with age, year and site. The ratio of heavy birds were similar or higher than in West and South European stopover and refuelling sites. The stopover length of recaptures was short, and no mass gains were found.



A vonuló madarak állománycsökkenésének egyik oka az élőhelyek rohamos pusztulása a vonulási utak mentén. Ezért a természetvédelemben lényeges a vonuló fajok pihenő és zsírtárazó területeinek ismerete. A transz-szaharai, hosszútávú vonuló *Acrocephalus* fajok vonulási stratégiája nem csak a fajok között, de a fajokon belül is különböző lehet. Néhányan közülük a vonulási utat kis számú, hosszú ugrással teszi meg, mások sok, kisebb szakaszban repülnek végig a vonulási útvonalon. Az EURING 1984-ben kezdte az Acroproject-et, egy teljes Európát lefedő, az *Acrocephalus* fajokra irányuló kutatást. Ennek következményeként sok információ gyűlt össze főleg Európa északi és nyugati részéről. Mindez sajnos nem mondható el a keleti részekről. Az MME a helyi madarászok segítségével 1990-ben Bulgáriába, 1991-92-ben Romániába a Fekete-tenger partjaira szervezett vonuláskutató akciókat az őszi vonulási szezonban. A madarakat függőhálókkal fogtuk be, megjelöltük őket és megállapítottuk korukat, megmértük testtömegüket. E dolgozatban a három gyakori nádiposztáta faj (foltos-, *Acrocephalus schoenobaenus*, cserregő-, *A. scirpaceus*, énekes nádiposztáta, *A. palustris*) korcsoport arányait, testtömegét, a 13 g-nál nehezebb példányok arányát, a visszafogottak százalékos értékeit, ezek területen való tartózkodási idejének hosszát elemeztük. Általánosítva elmondható, hogy mindhárom faj testtömeg értékei és a 13 g-nál nehezebb madarak aránya magas, ugyanakkor a visszafogások aránya alacsony és ezek területen való tartózkodási ideje is rövid. Ez egyrészt azt jelenti, hogy ez a régió nagyon fontos indulási terület, de a zsírfelhalmozás, a felkészülés a Mediterraneum átrepülésére nem itt, hanem északabbra, feltehetően a Duna-deltában történik.

1. Bevezetés

Vonulási stratégiájukat tekintve a közeli rokon fajok is jelentősen különbözhetnek (Alerstam 1993, Berthold 1993). Igaz ez a nádiposzáta fajokra is. A foltos, cserregő és énekes nádiposzáta vonulása alapvetően különbözik (Bibby & Green 1981, Dowsett-Lemaire & Dowsett 1987, Swedish Bird Ringing Centre Annual Report 1991). Ha egy faj nagy elterjedésű és a különböző populációinak története a jégkorszak következtében másként alakult, akkor az egy faj populációinak vonulásában is kialakulhattak különbségek (Busse 1987, Berthold 1993, Chernetsov 1996).

Az 1984-ben az EURING kezdeményezésére beindult Acroproject célkitűzése a nádiposzáta fajok vonulási stratégiájának megismerése volt (Koskimies & Saurola 1985). Észak- és Nyugat-Európából számos vizsgálat eredményeképpen sok információ gyűlt össze, de Európa többi részéről csak keveset tudunk. Különösen igaz ez kelet felé haladva. Az MME 1974-ben kapcsolódott be az Acroproject-be. Ezt a tevékenységet 1990-től a Balkánon több akcióban is terjesztettük. 1990-ben Bulgáriában, 1991-92-ben Romániában - mindhárom évben Fekete-tenger menti nádasokban - dolgoztunk.

E dolgozatban a három gyakori, kistesztű nádiposzáta faj (*A. schoenobaenus*, *A. scirpaceus*, *A. palustris*) vonulási stratégiáját elemezzük.

2. Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Fekete-tenger nyugati partvidékén végeztük. 1990. július 24. és

szeptember 26. között a bulgáriai Burgasztól északra (É 44°27', K 28°45') dolgoztunk. A hálók a tengerparti nádasban voltak kihelyezve. A vizsgálat időtartama alatt mind számuk, mind elhelyezkedésük állandó volt. 1991-ben augusztus 8. és október 3., 1992-ben július 28. és október 3. között a romániai Histriától délre (É 42°30', K 27°29') dolgoztunk. A hálók a Razlem - Sinoe lagúnarendszer Histria nevű részén levő nádasban voltak kihelyezve. A vizsgálat időtartama alatt mind számuk, mind elhelyezkedésük állandó volt. A hálókat napfelkeltétől a teljes besötétedés utánig óránként ellenőriztük. A befogott madarakat megjelöltük, megállapítottuk korukat (Svenson 1984) és az Actio Hungarica szabályai szerint mértük (Szentendrey *et al.* 1979), majd elengedtük őket.

E dolgozatban a korcsoportok arányát, az átlagos testtömeg értékeket, a 13 g fölötti madarak arányát (Bibby *et al.* 1976), a visszafogási százalékok értékeit, a visszafogott madarak területen töltött idejének eloszlását, és az ez idő alatt tapasztalt testtömeg változásait értékeltük.

3. Eredmények

A korcsoportok aránya a két területen nagyon eltérő volt. Burgasz mellett a fiatalok aránya jóval kisebb volt, mint az északabbi romániai területen. A foltos nádiposzátaénál az elvárható öreg-fiatal aránynál kisebb (1:0,71), a cserregő és énekes nádiposzátaénál valamivel nagyobb (1:2,82 ill. 1:2,80) volt. Histriánál ezek az arányok mindkét évben jobban meghaladták a potenciális költéssiker alapján elvárhatót (foltos nádiposzáta - 1:4,05 ill. 1:3,24, cserregő nádiposzáta - 1:12,05 ill.

1. Táblázat. A Fekete-tenger parti nádasokban fogott három nádiposzáta faj vonulási jellemzői korcsoportok szerint.

Tab. 1. Characteristics of migrants of three species of *Acrocephalus* warblers by age groups in reedbeds at the Black Sea coast.

	Burgas 1990		Histria 1991		Histria 1992	
	juv	ad	juv	ad	juv	ad
Énekes nádiposzáta / Marsh Warbler						
Fogott madarak száma (pld.) /						
Number of birds captured	84	30	41	4	38	11
Korcsoportok aránya / Ratio of age groups	2,8	1	10,3	1	3,45	1
Átlagos testtömeg / Average body mass, g	12,73	13,06	14,24	13,93	13,68	13,67
Visszafogások százaléka / Percentage of recaptures	0,00	0,00	2,44	0,00	0,00	0,00
Átlagos tartózkodási idő (nap) /						
Average minimum stopover length	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Átlagos napi testtömeg változás /						
Average daily body mass change, g	0,00	0,00	-0,60	0,00	0,00	0,00
13g+ madarak százaléka /						
Percentage of birds > 13 g body mass	36,90	46,67	75,61	75,00	63,16	54,55
Foltos nádiposzáta / Sedge Warbler						
Fogott madarak száma (pld.) /						
Number of captured birds	117	164	846	209	767	236
Korcsoportok aránya / Ratio of age groups	0,71	1	4,05	1	3,24	1
Átlagos testtömeg / Average body mass, g	13,29	14,64	11,70	12,80	11,81	12,70
Visszafogások százaléka / Percentage of recaptures	4,27	3,05	2,48	2,87	2,87	2,54
Átlagos tartózkodási idő (nap) /						
Average minimum stopover length	5,00	4,40	2,14	2,17	2,86	2,33
Átlagos napi testtömeg változás /						
Average daily body mass change, g	-0,24	-0,22	-0,10	-0,35	-0,05	-0,11
13g + madarak százaléka /						
Percentage of birds > 13 g body mass	44,44	67,07	8,98	29,67	13,56	27,54
Cserregő nádiposzáta / Reed Warbler						
Fogott madarak száma (pld.) /						
Number of captured birds	262	93	1639	136	1596	172
Korcsoportok aránya / Ratio of age groups	2,82	1	12,1	1	9,28	1
Átlagos testtömeg / Average body mass, g	11,21	18,49	11,12	11,82	11,49	12,32
Visszafogások százaléka / Percentage of recaptures	9,54	5,38	5,92	3,68	5,83	2,91
Átlagos tartózkodási idő (nap) /						
Average minimum stopover length	12,60	5,20	6,08	5,60	7,45	4,00
Átlagos napi testtömeg változás /						
Average daily body mass change, g	-0,01	-0,01	-0,07	-0,14	-0,20	-0,23
13g + madarak százaléka /						
Percentage of birds > 13 g body mass	11,45	52,69	2,20	7,35	5,14	15,70

1:9,28, énekes nádiposzáta 1:10,25 ill. 1:3,45) (1. Táblázat).

A foltos és cserregő nádiposzáta esetében az öregek átlagai szignifikánsan (t próbával minden összehasonlításban $P < 0,001$ szinten) nehezebbek, mint a fiatalok. Az énekes nádiposzátnál Burgaszban az öregek, Histriában az első évben a fiatalok átlagértékei a nagyobbak, de a különbségek nem szignifikánsak (t próba,

$t=0,358$, ill. $t=0,721$), a második évben az átlagértékek csak a 2. tizedesben térnek el (t próba, $t=0,986$). Histriánál az évenkénti átlagértékek a cserregő nádiposzáta mindkét korcsoportjánál szignifikánsan különböznek, (t próba $P < 0,001$), a másik két fajnál nincs igazolható különbség (1. Táblázat).

Mindhárom fajnál előfordult, hogy már az átlag értékek is elérték ill. meghaladták

a 13 g-ot. A "nehéz", 13 g-nál súlyosabb madarak aránya helyenként és évente különböző, de általában magasnak mondható. A foltos és cserregő nádiposztánál az öregek esetében szignifikánsan magasabb ez az arány (χ^2 próba, $P < 0,001$) az énekes nádiposztánál - a testtömeg átlagértékeknek megfelelően - bonyolultabb a kép, de szignifikáns különbség nincs. Istriánál az évenkénti átlagértékek a foltos és cserregő nádiposzták fiataljainál (χ^2 próba $P < 0,05$ ill. $P < 0,001$) és a cserregő öreg egyedeinek esetében ($P < 0,05$) különböznek szignifikánsan, de az öreg foltos nádiposzták esetében és az énekes nádiposzták egyik korcsoportjánál sincs igazolható különbség.

A visszafogott madarak aránya mindhárom fajnál alacsony volt, az 5%-ot csak néhány esetben haladta meg. A többihez képest kiugróan magas a közel 10%-os érték a burgaszi fiatal cserregő nádiposztánál. Énekes nádiposztát mindkét helyen kevés példányt fogtunk, és csak egyetlen példányt fogtunk vissza a gyűrűzést követő napon. Kimutatható testtömegváltozás egyik fajnál sem volt, egyik helyen sem, de a trendek negatív értékeket mutatnak, vagyis a madarak jellemzően veszítettek az első befogáskor mért testtömegükhöz képest (1. Táblázat).

4. Diszkusszió

Az Észak- és Kelet-Európából dél felé vonuló madarak fontos útvonala halad a Kárpátok magas hegyei és a Fekete-tenger közötti viszonylag keskeny sávban. Ez a terület csak kevésbé van az őszi időszakban a vonulók számára kedvezőtlen Mediterráneumtól északra. Az itt található vizes élőhelyek nagy potenciális jelentő-

séggel bírnak sok faj, így az *Acrocephalus*-ok északi populációinak vonulásában is.

A foltos nádiposzták minden populációjának őszi vonulási iránya - a visszafogások és orientációs kalickában végzett vizsgálatok szerint - szinte tökéletesen déli (Zink 1973, Saurola 1981, Koskimies & Saurola 1985, Baldaccini & Bezzi 1989, Spina & Bezzi 1990, Csörgő & Ujhelyi 1991, Swedish Bird Ringing Centre Annual Report for 1991, Basciutti *et al.* 1997, Csörgő & Halmos kézirat), vonulásuk gyors (Hilden & Saurola 1982, Ellegren 1993, Bensch & Nielsen 1999). A Nyugat-Afrikában telelők a nyugati vonulási utat használják. Legfontosabb pihenő, zsírfelhalmozó helyük Dél-Walesben, Dél-Angliában és Észak-Franciaországban van (Bibby & Green 1983, Bagott 1986, Ormerod 1990). Itt napi tömegnövekedésük 0,3-0,4 g is lehet (Insley & Boswell 1978). Az erről a területről induló madarak nonstop repüléssel elérhetik a telelő területüket (Gladwin 1963, Pepler & Pepler 1970-72, Insley & Boswell 1978, Bibby & Green 1981, Ormerod *et al.* 1991). Ezek vonulási útja rövidebb és kevesebb nagy földrajzi akadályt kell leküzdeniük, mint másutt vonuló fajtársaiknak. Ez utóbbiaknak - északabbról indulva és délebbre telelve - hosszabb utat kell megtenniük, át kell kelniük a kontinentális Európán, a Mediterráneumon, a Száhelen és a Szaharán is. Ez folyamatos repüléssel lehetetlen, ezért több pihenő, zsírfelhalmozó helyre is szükségük van az útvonalon (Koskimies & Saurola 1985, Csörgő & Ujhelyi 1991, Cramp & Brooks 1992, Literák *et al.* 1994, Chernetsov 1996, Gyurácz & Bank 1996). A Skandináviában és a Baltikumban jelölt madarak nagyszámú visszafogása és biometria vizsgálatai

alapján a Morva-medencén (Literák *et al.* 1994), és a Kárpát-medencén (Csörgő & Ujhelyi 1991, Gyurácz & Bank 1995, Csörgő & Halmos kézirat) vonulnak át. Ezek közül csak a legkövérebb egyedek képesek innen indulva a Mediterraneumot átrepülni (Gyurácz & Bank 1996). A Mediterraneum középső részének, az Appenin-félszigetnek nem egyértelmű a szerepe, mivel a visszafogások szerint Európa nagy részéről származó madarak vonulnak itt át (Zink 1973), de ezek viszonylag soványak, a 13 g fölöttiek aránya kicsi. Zsírfehalmozó hely ezen az útvonalon nem ismert (Spina & Bezzi 1990, Basciutti *et al.* 1997). A skandináv és balti madarak a Balkán felé is vonulhatnak, mint azt visszafogások bizonyítják (Zink 1981, Cramp & Brooks 1992).

A cserregő nádiposztjának két izolált telelő területe van Nyugat-, ill. Kelet-Afrikában. Észak-, és Nyugat-Európából a madarak többsége délnyugat felé vonul (Koskimies & Saurola 1985, Swedish Bird Ringing Centre Annual Report for 1991, Chernetsov 1998). A keleti vonulási út a Balkán félszigeten, a Közel-Keleten és Észak-Afrikán keresztül vezet (Zink 1981, Csörgő & Ujhelyi 1991). A két vonulási utat használó populációk közötti határ meglehetősen éles. A Morva-medencéből délnyugat felé (Literák *et al.* 1995), a Fertő-tó mellől viszont már délkeleti irányú a vonulás (Schlenker 1988). A hazai jelölések szerint a Kárpát-medencéből - ha kisebb számban is -, de vonulnak délnyugati irányba cserregő nádiposztját (Csörgő & Ujhelyi 1991). E faj brit populációja a foltos nádiposztjától eltérően - kisebb lépésekben vonul (Pepler & Pepler 1970-72, Insley & Boswell 1978). A nyugati vonulási úton, az Ibériai-félszigeten van fontos pihenő, zsírfehalmozó helyük (Peiro

1995). A skandináv és a balti populációk eltérnek mind vonulási irányuk, mind egyéb jellemzőik szerint. A Skandináv félszigetről származók a nyugati vonulási utat használják (Koskimies & Saurola 1985, Swedish Bird Ringing Centre Annual Report for 1991), a baltiak feltehetően a keletit (Chernetsov 1998). Finn adatok szerint nem halmoznak fel nagyobb zsírtartalékot az induláskor (Yrjöla *et al.* 1989), míg a Baltikum bizonyos területein igen, másutt nem (Chernetsov 1998). Svédországban az indulási testtömegük nagyobb, mint a foltos nádiposztjáté (Bensch & Nielsen 1999). E faj vonulása az előzőhöz képest lassúbb (Hilden & Saurola 1982, Ellegren 1993, Bensch & Nielsen 1999).

Az énekes nádiposztja minden populációja Kelet-Afrikában telel. Ebből következően őszi vonulási irányuk Nyugat-Európában délkeleti, a keletebbi területeken déli (Zink 1973, Cramp & Brooks 1992, Csörgő & Ujhelyi 1991). A nyugat-európai populációk felhízva indulnak el (Berthold & Leisler 1980, Dowsett-Lemaire & Collette 1980, Dowsett-Lemaire & Dowsett 1987). Magyarországi adatok szerint a vonulási időszakban fogott madarak nagy része kövér (Csörgő unpub.)

Az elterjedési területekből következően (Cramp & Brooks 1992) a Fekete-tenger menti nádasok mind a három faj északi ill. kelet populációinak vonulási útjával esnek.

Egy-egy terület fontosságát sok tényezővel lehet minősíteni. Fontos paraméter a madarak száma, de a fogási módszerek nehéz standardizálása és egyéb háttértényezők (pl. időjárás), miatt nehéz a különböző vizsgálatok eredményeinek összehasonlítása ill. értelmezése (Akriotis 1998). Konkrétabb eredményeket ad a visszafogás ará-

nya, ill. a visszafogott madarak testtömegének változása, valamint a korcsoportok aránya. A vonulási úton egy-egy terület fontosságát jelzi, ha magas a visszafogott madarak aránya, hosszú az ott-tartózkodási idő, a visszafogott madarak testtömege gyarapszik és a korcsoportok aránya közel áll a költési siker alapján elvárhatóhoz (Alerstam 1993, Berthold 1993).

Vizsgálataink alapján ezek a feltételek a Fekete-tenger parti két nádasban csak részben teljesülnek. Az adatok ellentmondásosak: a madarak kövérek, de kevés és rövid idejű a visszafogás és nincs testtömeg növekedés sem. Ennek értelmezése az lehet, hogy a két parti nádas szerepe nem a Mediterraneum átrepüléséhez való felkészülés, a zsírmennyiség összegyűjtése. Ebben az esetben sok madár maradna viszonylag hosszú ideig a területen, és ez alatt növelné testtömegét. A kövér madarak magas aránya viszont arra utal, hogy a madarak nem túl nagy távolságból érkeznek, és a visszafogások alacsony száma szerint gyorsan tovább is mennek. Mindezekből az következik, hogy a madarak kevéssel északabbra levő területen, feltehetően a Duna-delta óriási nádasaiban híznak fel. A tengerpartokon - tapasztalatlanóságuk miatt - a vízen való átkelés előtt az éjjel vonuló fajok fiataljai nagyobb arányban torlódnak meg (Payevsky 1998). Ez a "tengerparti hatás" okozhatja a fiatalok esetenként szélsőségesen magas arányát a fogottak között. Mindezek mellett a két hely között és az egymást követő évek között is vannak különbségek egy-egy faj esetében. Ezek magyarázata az eltérő évek különböző időjárásában keresendő, amelyek során a különböző feltételek módosítják a repülési kapacitást, a repülés energetikai árát (Sitters 1972, Thorn 1976, Ormerod *et al.* 1991).

Köszönetnyilvánítás. Köszönetünket fejezzük ki mindazoknak a magyarországi, romániai és bulgáriai madarászoknak, akik a három év során a terepmunkában résztvettek. Köszönjük a Román Madártani Egyesületnek (Societatea Ornithologica Romana) az engedélyek megszerzésében nyújtott segítséget, valamint a Duna Delta Kutatóintézetnek (Institutul de Cercetare si Proiectare Delta Dunarii) és a Duna Delta Kormányzóságának (Administratia Rezervatiei Deltei Dunarii) a kiadott engedélyeket.

Irodalomjegyzék

- Alerstam, T. 1993. Bird migration. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Akriotis, T. 1998. Post-breeding migration of Reed and Great Reed Warblers breeding in southeast Greece. – Bird Study 45: 344-352.
- Baggott, G. K. 1986. The fat contents and flight ranges of four warbler species on migration in North Wales. – Ringing & Migration 7: 25-36.
- Baldaccini, N. E. & E. M. Bezzi. 1989. Orientational responses to different light stimuli by adult and young Sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) during autumn migration: a funnel technique study. – Behaviour 110: 115-124.
- Basciutti, P. Negra, O. & F. Spina. 1997. Autumnal migration strategies of the Sedge Warbler *Acrocephalus schirpaceus* in northern Italy. – Ringing & Migration 18: 59-68.
- Bensch, S. & B. Nielsen. 1999. Autumn migration speed of juvenile Reed and Sedge warblers in relation to date and fat loads. – Condor 101: 153-156.
- Berthold, P. 1993. Bird Migration. A general survey. – Oxford University Press, Oxford.
- Berthold, P. & B. Leisler. 1980. Migratory restlessness of the Marsh warbler *Acrocephalus palustris*. A reflection of its unusual migration. – Naturwissenschaften 67: 472.
- Bibby, C. J. & R. E. Green. 1981. Autumn migration strategies of Reed and Sedge Warblers. – Ornis Scand. 12: 1-12.
- Bibby, C. J. & R. E. Green. 1983. Food and fattening of migrating warblers in some French marshland. – Ringing & Migration 4: 175-184.
- Bibby, C. J., Green, R. E., Pepler, G. R. M. & P. A. Pepler. 1976. Sedge Warbler migration and reed aphids. – British Birds 69: 384-399.
- Busse, P. 1987. Migration patterns of European passerines. – Sitta 1: 18-36.
- Chernetsov, N. 1996. Preliminary hypotheses on migration of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in the Eastern Baltic. – Vogelwarte 38: 201-210.

- Chernetsov, N. 1998. Stopover length and weight change in juvenile Reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* in autumn in the Eastern Baltic. – *Avian Ecology and Behaviour* 1: 68-75.
- Cramp, S. & D. J. Brooks. 1992. Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. – Oxford University Press, Oxford.
- Csörgő, T. & G. Halmos. kézirat. Migration of the Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in Hungary - an analysis of foreign recoveries.
- Csörgő, T. & P. Ujhelyi. 1991. A nádiposzáta fajok (*Acrocephalus* spp.) eltérő vonulási stratégiája a külföldi visszafogások tükrében. – MME III. Tudományos Ülése, Szombathely: 111-122.
- Dowsett-Lemaire, F. & P. Collette. 1980. Weight variations of adult Marsh warblers (*Acrocephalus palustris*) during the breeding cycle. – *Vogelwarte* 30: 209-214.
- Dowsett-Lemaire, F. & R. J. Dowsett. 1987. European reed and marsh warbler in Africa: migration pattern, moult and habitat. – *Ostrich* 58: 65-85.
- Ellegren, H. 1993. Speed of migration and migratory flight lengths of passerine birds ringed during autumn migration in Sweden. – *Ornis Scand.* 24: 220-228.
- Gladwin, T. W. 1963. Increases in the weights of *Acrocephalus*. – *Bird Migration* 2: 319-324.
- Gyurácz, J. & L. Bank. 1995. Study of autumnal migration and wing shape of Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) in Southern Hungary. – *Ornis Hung.* 5: 23-32.
- Gyurácz, J. & L. Bank. 1996. Body mass and fat load of autumn migrating Sedge warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) in relation to age in South Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 42: 271-279.
- Hilden, O. & P. Saurola. 1982. Speed of autumn migration of birds ringed in Finland. – *Ornis Fenn.* 59: 140-143.
- Insley, H. & R. C. Bosswell. 1978. The timing of arrivals of Reed and Sedge Warblers at South Coast ringing sites during autumn passage. – *Ringling & Migration* 2: 1-9.
- Koskimies, P. & P. Saurola. 1985. Autumn migration strategies of the Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus* in Finland: a preliminary report. – *Ornis Fenn.* 62: 146-150.
- Literák, I., Honza, M. & D. Kondelka. 1994. Postbreeding migration of the Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus* in the Czech Republic. – *Ornis Fenn.* 71: 151-155.
- Literák, I., Honza, M. & K. Pavelka. 1995. Postbreeding migration of the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* in the Northeastern part of the Czech Republic. – *Vogelwarte* 38: 100-105.
- Ormerod, S. J. 1990. Time of passage, habitat use and mass change of *Acrocephalus* warblers in a South Wales reedswamp. – *Ringling & Migration* 11: 1-11.
- Ormerod, S. J., Jenkins, R. K. B. & P. J. Prosser. 1991. Further studies on the pre-migratory weights of Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in south west Wales: patterns between sites and years. – *Ringling & Migration* 12: 103-112.
- Payevsky, V. A. 1998. Age structure of passerine migrants at the eastern Baltic coast: the analysis of the "coastal effect". – *Ornis Svecica* 8: 171-178.
- Peiro, I. G. 1995. Patterns of abundance, body-mass dynamics and habitat use of the Reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* in two reedbeds of south-eastern Spain. – *Ringling & Migration* 16: 100-108.
- Pepler, P. & G. Pepler. 1970-1972. Sedge warblers and Reed warblers at Radipole. – *Radipole* 11-29.
- Saurola, P. 1981. Ringling and recovery data of Finnish populations of *Acrocephalus schoenobaenus* and *Turdus iliacus*. – *Lintumies* 16: 65-70. (In Finnish with English summary.)
- Schlenker, R. 1988. Zum Zug der Neusiedlersee (Österreich)-Population des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) nach Ringfunden. – *Vogelwarte* 34: 337-43.
- Sitters, H. P. 1972. An analysis of the ringling data for the Sedge warbler at Slapton Bird Observatory. – *Devon Birds* 25: 2-20.
- Spina, F. & E. M. Bezzi. 1990. Autumn migration and orientation of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in Northern Italy. – *J. Orn.* 131: 429-438.
- Svenson, L. 1984. Identification guide to European Passerines. – Stockholm.
- Swedish Bird Ringling Centre Annual Report. 1991. The EURING Acroproject in Sweden in 1988-1992. – Swedish Bird Ringling Centre, Stockholm.
- Szentendrey, G., Lövei, G. & Gy. Kállay. 1979. Az Actio Hungarica mérési módszerei. – *Állattani Közlem.* 76: 161-166.
- Thorn, C. J. R. 1976. Premigratory weight of juvenile Reed and Sedge warblers at Wicken Fen. – *Wicken Fen Group Report* 8: 18-23.
- Zink, G. 1973. Der Zug Europäischer Singvögel Ein Atlas Der Wiederfunde beringter Vögel. – *Vogelwarte, Radolfzell*.
- Zink, G. 1981. Der Zug europäischer Singvögel, ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. – *Vogelwarte, Radolfzell*.
- Yrjölä, R., Routasuo, P., Mikala, A., Mikkola, M. & A. Laurila. 1989. Summary: Reed warbler is not a fatty. – *Lintumies* 24: 132-133.

Pintyfélék vonulása és telelése a Kárpát-medencében*

Halmos Gergő és Csörgő Tibor

Halmos, G. and Csörgő, T. 2000. Migration and wintering of finches (Fringillidae) in the Carpathian Basin on the basis of foreign recoveries. – Ornis Hung. 10: 149-151.

The study is based on the foreign related recoveries (more than 100 km from the site of ringing) of the databank of the BirdLife Hungary until the end of 1997. Only finch species with more than 10 foreign recoveries were included in the study. These were: Chaffinch (*Fringilla coelebs*), Brambling (*F. montifringilla*), Greenfinch (*Carduelis chloris*), Goldfinch (*C. carduelis*), Siskin (*C. spinus*), Linnet (*Acanthis cannabina*), Bullfinch (*Pyrrhula pyrrhula*) and Hawfinch (*Coccothraustes coccothraustes*). All of these species are partial migrants with irruptive tendencies. The role and importance of the Carpathian Basin for the European finches is very different between species. The lack of recoveries and the well known migration route of the north-eastern population of the Chaffinch indicates that this species is not migrating through Hungary in considerable numbers. The Greenfinch and Goldfinch populations breeding north of Hungary partly winter near their breeding areas, partly migrate through Hungary to winter in southern areas. The recoveries of the Brambling and Siskin, which are the most irruptive species connect the birds ringed or recaptured in Hungary to those that winter in W Europe. The other species use different, more easterly wintering areas. The Hungarian related Chaffinch, Linnet and Hawfinch populations spend the winter on the Apennine Peninsula, the Greenfinch and Goldfinch on the Balkan Peninsula. The three large Mediterranean peninsulas served as refugees for the finch populations in the glacial period, and retain their role as wintering sites even today. The populations of different finch species that survived on the different peninsulas have expanded to north and occupied different breeding areas in Europe, but still migrate back to their glacial refuge areas for wintering.



Vizsgálatainkat a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Gyűrűző és Vonuláskutató Szakosztály Adatbankjának külföldi vonatkozású, 100 km-nél hosszabb távú visszafogásai alapján végeztük. Az 1997 végéig összegyűlt összesen 603 visszafogási adatot térképen ábrázolva elemeztük. A vizsgált 8 gyakori faj (erdei pinty *Fringilla coelebs*, fenyőpinty *F. montifringilla*, zöldike *Carduelis chloris*, tengelic *C. carduelis*, csíz *C. spinus*, kenderike *Acanthis cannabina*, süvöltő *Pyrrhula pyrrhula*, meggyvágó *Coccothraustes coccothraustes*) parciális vonuló, különböző mértékű inváziós hajlammal. Vonulásukat erősen befolyásolja az időjárás és a táplálék elérhetőség évenkénti változékonysága. A parciálisan vonuló fajokra általában nem jellemző a vonulási út és telelőterület hűség, ezért a megkerülések nagy egyedi és évenkénti változatosságot mutatnak. A nyolc faj átvonuló egyedei különböző helyről származnak, és telelő területük is különböző. A Kárpát-medencének megfelelő szélességen nagyrészt magas hegyek terülnek el, ezért az észak felől a Mediterráneum felé tartó magév madaraknak fontos átvonulási területe. Innen fajonként különböző irányba, az Appenin- vagy a Balkán-félsziget felé haladnak tovább, míg az inváziós fajok Európa nagy területén szétszóródnak.

Az erdei pinty déli populációi állandó madarak. Észak és kelet felé haladva a különböző populációk vonulási hajlama nő. A vonulás iránya nyugattól a déliig változik. Az észak- és nyugat-európai populációk standard vonulási iránya dél-kelet. A skandináviai madarak Dániától,

* A cikk részletesen az Ornis Hungarica 8-9-es (1999) számában jelent meg. The detailed paper was published in English in the vol. 8-9 (1999) of Ornis Hungarica.

Németországon át a Brit-szigetekig telnek. Legdélebbi téli előfordulásuk az Ibériai félszigeten van. Az oroszországi madarak a Balti partok mentén telnek. Az északi madarak magyarországi kis száma feltehetően ebből következik. A németországi, svájci fészkelők a Nyugat-Mediterráneumba vonulnak, a K-európaiak pedig Észak-Olaszországba. A telelő területek kis földrajzi egységen belül is elkülönülhetnek. A Cseh medence madarai Dél-Franciaországban, a szlovákiaiak Észak-Olaszországban töltik a telet. Ez utóbbi a magyarországi populáció jellemző helye is, tehát a hazánkban költő madarak a szlovákiaiakkal közös telelőterületet használhatnak, de vonulási útvonaluk feltehetően különbözik. A madarak Szlovákia területéről az Alpokon és a Pó-síkságon keresztül, míg hazánkból az Adria északi részét keresztezve érik el telelőterületeiket.

A fenyőpinty Európának csak a legészakibb területein költ. Minden populációja vonuló, telelőterületük a Brit-szigetektől a Kaukázus térségéig. Telelési stratégiájuk többféle lehet. Egy részük annyira északra tel, amennyire az adott időjárás megengedi. Más részük földrajzi egységenként elkülöníthető telelőhelyre vonul, pl. Franciaország nyugati részén főleg norvégiai, középső részén a svédországi, keleti részén a finnországi és Oroszország nyugati részéről származó madarak telnek. Az utóbbi helyről egy másik vonulási út is indul. Az ezen vonuló Olaszország északi részén telnek. A két csoport között nincs éles határ. Egy harmadik stratégiát követőknek nincs kitüntetett vonulási irányuk, ugyanaz a madár is évente változtathatja telelőhelyét, egyik évben a Brit-szigeteken, a másikon, a Kaukázusban telnek. Inváziós hajlama a vizsgált fajok közül a legnagyobb, közvetlen összefüggése van a téli táplálékkal, elsősorban a bükkmakkal. A parciális vonulás felé mutat, hogy a hímek északabbra telnek, mint a tojók. A tavaszi út különbözhet az ősztől. A néhány magyar vonatkozású visszafogás jellemzően az Észak-Európából Észak-Olaszországba vonulók közé tartozik. A Nyugat-Európában és a Kaukázusban megkerült madarak a fajra jellemző telelőterület váltás jelenségére utalnak.

A zöldike többnyire parciális vonuló, a legészakibb, skandináv madarak között is vannak helyben maradó példányok, de csak a legdélebbi fészkelők rezidensek. A vonulási front nagyon széles, mindhárom nagy mediterrán félszigeten telelhetnek. A nyugati populációk DNY-i irányba, az Ibériai félszigetre vonulnak. Európa középső részéről, Németországból, Svájból nagy területre szóródnak szét, az Ibériai félszigettől Észak-Olaszországig, de többségükben az Appennin-félszigeten telnek. Az észak-keleti madarak nyugati irányba, a balti területekre vonulnak, a délebbi területekről pedig a Balkánra. A hazai madarak többsége is itt került újra kézbe, de Appennin-félszigeti visszafogások is vannak. Nagyobb adatbázis esetén eldönthető lenne, hogy van-e különbség a hazai fészkelők és az átvonulók között a két területet használók között.

A tengelic parciális vonuló. Az európai állomány a Mediterráneum különböző részein tel. A Brit-szigetektől, Franciaországból és Németországból származók az Ibériai félszigetre vonulnak. A nyugat-európai madarak egy kis része a Gibraltári-szoroson keresztül afrikai telelőterületekre vonul. A Nyugat-európai állomány határa kb. a 10. hosszúsági fokról van. A keletebbiek szélesebb sávban D-DK-i irányba indulnak telni a Balkán-félszigetre, ahol jelentős számban telnek a dalmát tengerpartoktól a déli szigetekig. Ez a magyarországi madarak tipikus telelőterülete is. Az Appennin-félsziget nem tartozik a preferált telelőhelyek közé. A lombardiai mádforgó kertekben más magevő fajoktól eltérően csak keveset fognak.

A kenderike is parciális vonuló. A madarak Európa nyugati területeiről az Ibériai félszigetre, a legdélebbi fészkelők Észak-Afrikába vonulnak. A megkerülések azt mutatják, hogy Finnországtól Lengyel-, és Magyarországon keresztül húzódo középső sávból származók az Appennin-félszigeten és Máltán, a keletebbi területek fészkelői a Balkánon ill. Kis-Ázsiában telnek.

A csíz északi populációi vonulók a déliek rezidensek. Telelési stratégiájuk többféle. Vannak egész télen kóborlók, mások területűiek. Egyes egyedek az egymást követő teleket is különböző, nagy távolságra levő helyeken töltik, mások visszatérnek az előző évi területekre. Európai vonulási útvonalak alig különböznek el, bár a norvégiai madarak általában nyugatabbra telnek, mint a finnországiak. A Balti térségen keresztül vonuló madarak nagy része Dél-Finnországból érkezik és a nyugat-európai telelőterületek mellett: Franciaország, Ibériai-félsziget, nagy számban töltik a telet Észak-Olaszországban. A magyar visszafogások nagy része ezen az útvonalon helyezkedik el. Sok hazai, általában több éves visszafogás a Skandináv populáció D-Ny-i irányú vonulási útvonalával (Németország, Belgium, Svájc, Franciaország) mutat kapcsolatot, de ezek jellemző Ibériai-félszigeti és a Brit-szigeteki telelőterületeiről nincs hazai vonatkozású visszafogás (1 Mallorcai visszafogás kivételével).

A sűvöltő populációi általában parciális vonulók, de egyes területeken állandók. A legészakibb költő állományban is vannak rezidens egyedek. A vonulók is csak kis távolságra repülnek, a telelési területek a faj elterjedő

si területén belül vannak. A skandináviai madarak legfeljebb Belgium-Svájc-Románia szélességéig jutnak el DDNy-DDK irányultsággal, de a Mediterráneumot már nem érik el. A Dél-Németországon keresztül vonuló madarak tipikusan D-Ny-i irányban vonulnak Dél-Franciaországba. Az Európa keletebbi területein költő madarak vonulási iránya D-Ny-i. Ezek közül került meg néhány Magyarországon is. A megkerülések egy Skandináviából a Balti államokon és Lengyelországon, majd Magyarországon keresztül vezető vonulási útvonalat mutatnak, amelynek végcélja a dalmát tengerpart és Észak-Olaszország.

A meggyvágó Európa nyugati részén jobbra állandó, csak kisebb részük, és az is csak kis távolságra vonul. Az Észak- és Közép-Európai populációk parciális vonulók, a jellemző vonulási irányuk D-DNy. A Közép-Európai madarak közül néhány Észak-Afrikáig is eljut, de a legfontosabb telelőterületek az Ibériai-félszigeten, Dél-Franciaországban és Észak-Olaszországban vannak. Magyarországról elsősorban Észak-Olaszországba vonulnak, míg északról lengyelországi madarak érkeznek hozzánk. Az európai madarak telelésének súlypontja a Mediterráneum nyugati medencéjében van. A keletebbi populációk telelőterületei Ukrajnában, a Krim-félszigeten és a Kaukázusban.

A Kárpát medence szerepe és jelentősége az európai pintyfélék számára nagyon különböző. A visszafogások hiánya és az ÉK-i populációk ismert jellemző vonulási irányából következően az erdei pinta északabbi fészkelő állománya nem vonul át jelentős számban a területen. A tőlünk északra, nagyjából Lengyelország területén költő zöldikék és tengelicek részben itt telelnek, részben átvonulnak délebbi területekre. A többi fajhoz tartozók Skandináviából és Európa ÉK-i területeiről is átvonulnak Magyarországon.

A leginváziósabb hajlamú fenyőpinta és csíz hazai vonatkozású visszafogásai a Ny-Európában telelőkhöz kapcsolják az itt átvonulókat is, de a többi faj eltérő, keletebbi telelő területeket használ. Míg azok általában az Ibériai félszigeten vagy legalábbis a Mediterráneum nyugati medencéjében telelnek, a magyar vonatkozású madarak közül az erdei pinta, a kenderike és a meggyvágó az Appennin-félszigeten, a zöldike és a tengelic a Balkán félszigeten telel.

A jégkorszakban a három nagy mediterrán félsziget az északról délre szoruló pintyfélék refugiumaként is szolgálhatott. A mai kép szerint szerepük a vizsgált fajok esetében nem különböztethető lényegesen, mivel ma mindhárom terület telelőhelyként szolgál. A különbségek populációs szintűek, ami azt jelenti, hogy a felmelegedéssel észak felé terjedő fajok a félszigetektől kiindulva Európa különböző területeit foglalták el.

H. G. és Cs. T.: ELTE Állatszervezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 3.

A tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) ősi vonulása Magyarországon

Csörgő Tibor és Parádi István

Csörgő, T. and Parádi, I. 2000. Autumn migration of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Hungary. – Ornis Hung. 10: 153-161.

The migration of the Red-backed shrike is described on the basis of a study between 1983 and 1999 during the autumn migration period, at Ócsa Landscape Protection Area (N 47°19', E 19°13'), in central Hungary. A total of 1357 Red-backed Shrikes were captured and 307 individuals were recaptured. Birds were captured in mist-nets and processed according to the routine of "Actio Hungarica" bird ringing network. Migration was fast for every age and sex group, with only a few birds spending longer time in this area. Adults started their migration about three weeks earlier than juveniles. Birds were usually lean, most of them close to the estimated fat free body mass, except individuals captured late in the migration period. We compared the mean daily mass changes among sex and age groups according to arrival dates, body mass at first capture and lengths of minimum stopover periods. Juvenile daily body mass changes were significantly altered by all three factors, while that of adults only mass on arrival was different. No migratory stopover site fidelity was found. We concluded that the Carpathian basin is an important migratory route for the northern populations of Red-backed Shrikes only. This area did not seem to be important refuelling site before birds reach similar sites at the Aegean. Numbers did not seem to decline over the study period.



Vizsgálatainkat 1983 és 1999 között az őszi vonulási periódusban végeztük a Duna-Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó Ócsai Tájvédelmi Körzet területén. Ez idő alatt 1357 tövisszúró gébicsot fogtunk be és 307 saját visszafogásunk volt. A madarakat egyedileg számozott jelölőgyűrűkkel láttuk el, mértük testtömegüket, és egy 0 és 5 közötti skálán becsültük raktározott zsíruk mennyiségét. A feldolgozás során külön kezeltük a kor-, és ivarcsoportokat. Az összesített adatok alapján megszerkesztettük a kumulatív fogási görbéket, és a szezonon belüli fogás-visszafogás eloszlások ábráit. A testtömeg átlagokat pentádonként számoltuk ki. A vonulás minden kor-, és ivarcsoportnál gyors. A területen kevés madár pihen meg és az átlagos visszafogási idő is nagyon rövid. Az öreg madarak átlagosan korábban kezdik az őszi vonulást, mint a fiatalok. A fiatal madarak vonulása sokkal elnyújtottabb. A legtöbb átvonuló madár sovány, döntő hányadukra a zsírnélküli testtömeghez közeli érték a jellemző. Csak a vonulás végén fogottakra jellemző némi raktározott zsír. A kor-, és ivarcsoportok átlagos napi testtömeg változásait összehasonlítva a különböző érkezési időpontok és testtömegek, illetve tartózkodási idők függvényében összetett a kép. Míg az öreg madaraknál mindkét ivar esetében csak az érkezési testtömeggel a fiatalok esetében mindhárom szempont alapján szignifikáns volt a különbség. Vonulási területhűséget nem találtunk. Mindezek alapján megállapítható, hogy a Kárpát-medence az északabbi tövisszúró gébicsok számára csupán vonulási út, az Égei-tenger melléki pihenőterületek előtt e térségben a madarak nem halmoznak fel jelentős zsírkészleteket. A vizsgált időszakban állománycsökkenést nem tapasztaltunk, sőt enyhe növekedést volt jellemző.

Cs. T. és P. I.: ELTE Állatszervezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u. 3.

1. Bevezetés

A töviszúró gébics európai állománya 1970 és 1990 között mintegy felére csökkent, stabilnak csak Délkelet-Európában tekinthető. A legkedvezőtlenebb változások elterjedési területének az északnyugati részén következtek be. Az állománycsökkenés pontos okai nem ismertek, feltehetően több tényező együttes, egymást erősítő hatásáról lehet szó. Az okok között felmerült a fészkelő-, vonuló-, vagy telelőterületeken bekövetkező élőhelyvesztés, a mezőgazdasági művelési módok változása, a klímaváltozás stb. (Cramp & Perrins 1993, Tucker & Heath 1994, Busse 1995, Lefranc & Worfolk 1997, Hagemeijer & Blair 1998, Stastny *et al.* 1998). Hosszútávú költésbiológiai vizsgálatok szerint viszont a költéssiker nem csökkent (Olsson 1995b), és a páronkénti átlagos kirepült fióka szám elégséges a populáció stabilitásához (Jacobson & Stauber 1987, Rytman 1996). Ráadásul a faj az évnek csak kisebb részét tölti a fészkelőhelyen (Olsson 1995a). A telelőhelyen (Bruderer 1993 in Olsson 1995b, Bruderer 1994) nem találtak semmi speciális veszélyeztető tényezőt. Ebből következően a problémák valószínűleg a vonulás során keresendők (Temple 1995). Ez indokolja ennek az időszaknak a vizsgálatát.

A töviszúró gébicsnek sajátos vonulási útvonalának egyik ága a Kárpát-medencén vezet át. A Belgiumban, Hollandiában, Svéd-, Német-, és Csehországban fészkelő, becslések szerint 177-374 ezer pár (Tucker & Heath 1994) és utódaik, legalábbis részben, itt vonulnak keresztül (Zink 1975-83; Cramp & Perrins 1993, Csörgő & Parádi 1997). Ez az európai állomány jelentős és talán legveszélyeztetettebb része, ami in-

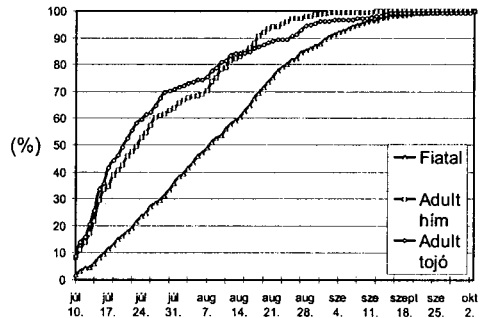
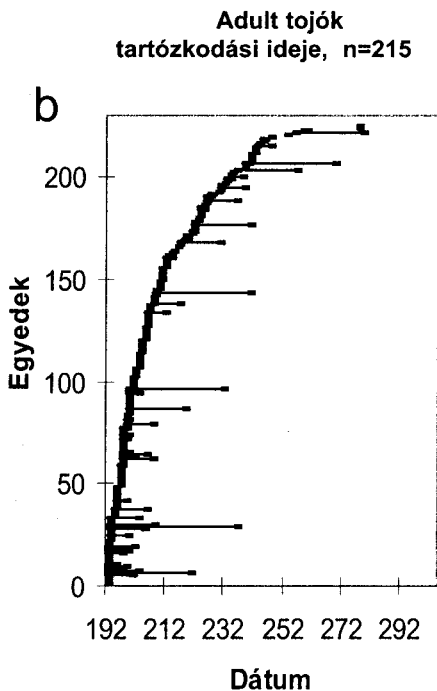
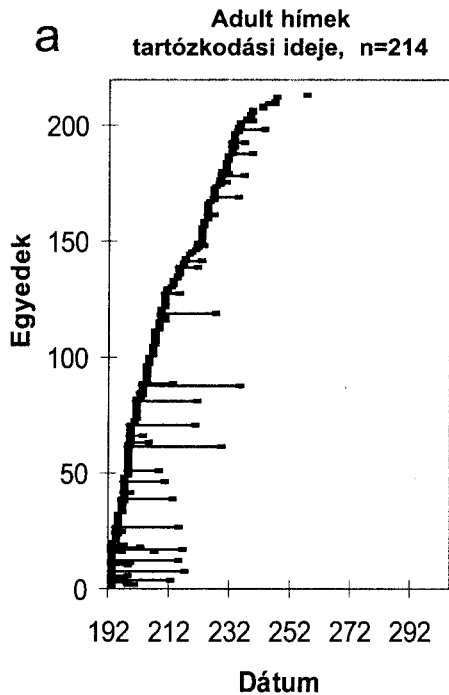
dokolja, hogy részletesen vizsgáljuk a faj vonulását a Kárpát-medencében, és értékeljük e terület jelentőségét.

2. Módszer

Vizsgálatainkat a Duna-Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó Ócsai Tájvédelmi Körzet (É 47° 19', K 19° 13') területén végeztük 1983 és 1999 között. Az őszi vonulási periódusban a 17 év alatt - állandó fogási helyeken - 1357 töviszúró gébicset fogtunk (fiatal-928, öreg hím-214, öreg tojó-215) és 307 visszafogásunk volt.

A befogáshoz 70 db japán típusú 12 méteres függőhálót használtunk, amelyek a lápvidék jellemző vegetáció típusaiban - minden évben azonos helyen - voltak kihelyezve. A hálóállások lefedték a terület minden jellemző vegetáció típusát, a zárt homogén nádasról a nedves, bokrok-kal tagolt réteken át a záródó erdőtülsőig. A befogott madarakat egyedileg számozott jelölőgyűrűvel láttuk el, megállapítottuk nemüket és korukat (Svensson 1982), mértük testtömegüket Pesola típusú rugós erőmérővel 0,1 g pontossággal, szárnyhosszukat 1 mm pontossággal és becsültük a raktározott zsír mennyiségét egy 0-tól 5-ös értékig terjedő skálán (Szentendrey *et al.* 1979). A testtömeg és becsült raktározott zsír alapján regressziós egyenes illesztéssel megállapítottuk a zsírmennyiség testtömegre vonatkozó arányát. Az ivar és korcsoportok között nem találtunk különbséget, ezért az adatokat együttesen kezeltük.

A 17 év átlagában, július 10-től megszerkesztettük kor és ivarcsoportonként az őszi vonulást jellemző kumulatív fogási görbéket. A görbék alapján megállapítottuk a vonulás lefutásának 50 ill. 90%-os értékeit. A görbék lefutásából, valamint a

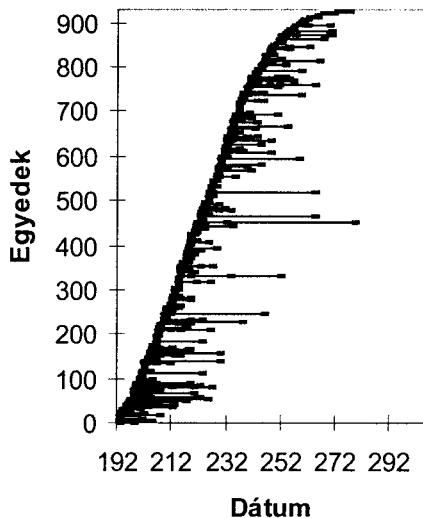


1. Ábra. A töviszúró gébics kor-, és ivarcsoportjainak kumulatív fogási görbéi.

Fig. 1. Cumulative migratory diagram of the sex and age groups of Red-backed Shrikes. The cumulative curves were generated from the numbers of newly ringed birds after 10 July, between 1983-1999.

viisszafogott madarak évenkénti első és utolsó befogása között eltelt idő alapján vizsgáltuk a vonulás dinamikáját. Kiszá-

C Fiatalok
tartózkodási ideje, n=928



2. Ábra. A szezonon belüli visszafogások eloszlása: a-öreg hím, b. öreg tojó, c: fiatal.

Fig. 2. Within-season individual recapture histories of Red-backed Shrikes. (a-adult male, b-adult female c-juvenile).

moltuk a fiatal:öreg és az adult csoporton belüli hím:tojó arányt. Vizsgáltuk a kor és ivarcsoportok egyedszámának tendenciáját a 17 év alatt.

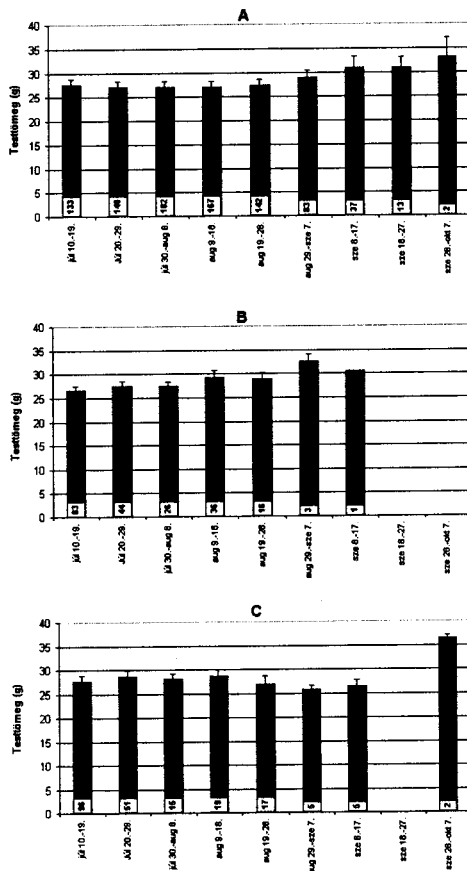
A kor-, és ivarcsoportokon belül utolsóként befogott madarak 10%-nak átlagos testtömeg értékeit összehasonlítottuk az előbb vonulókéval. A számolást csak az első megfogáskor mért testtömeg értékekkel végeztük el, hogy biztosítsuk az adatok függetlenségét. Kétmintás t-próbát illetve különböző szórások esetén Welch-próbát alkalmaztunk.

Vizsgáltuk a visszafogott madarak testtömegének változását az érkezési idő (dekádonként), az érkezési testtömeg (3 g-os beosztásban) és a tartózkodási időtartam (az utolsó visszafogásig eltelt időszak 3 naponként) alapján. A fenti szempontok alapján kiszámoltuk az átlagos napi változásokat.

A statisztikai próbákhoz az SPSS 5.1 programcsomagot használtuk.

3. Eredmények

Az őszi vonulás július második felében már elkezdődik, a legutolsó (fiatal) példányok október első napjain foghatók. A július közepétől megszerkesztett kumulatív fogási görbék alapján az ivarok vonulási dinamikájában nincs különbség (Wilcoxon teszt, NS, $P=0,299$), de az adult madarak vonulása a fiatalokénál szignifikánsan korábban kezdődik és ér véget (Wilcoxon teszt, $P=0,001$). A fiatal madarak vonulása sokkal elnyújtottabb, 50 és 90%-os értékek jóval későbbre, augusztus közepére illetve szeptember elejére esnek. Az öreg madarak 50% - értékeiket kb. 3 héttel a fiatalok előtt érik el. A legkésőbb vonuló fiatalok mintegy egy hónappal az utolsó



3. Ábra. Az 1983-99 közötti adatok összesítésével számolt pentádonkénti átlagos testtömegeloszlás: (a - öreg hím, b - öreg tojó, c - fiatal).

Fig. 3. Average body mass of Red-backed Shrikes in five day periods between 1983-1999. (a - adult male, b - adult female c - juvenile).

öregük után foghatók (1. Ábra).

Az átvonulás a faj minden kor-, és ivarcsoportjánál gyors (2. Ábra). Bár a madarak jelentős részét visszafogtuk, - az átlagos visszafogási százalék öreg hím, öreg tojó, fiatal madár sorrendben: 22,4%, 22,6%, 22,0% - az átlagos visszafogási idő nagyon rövid, az előző sorrendben 2,6, 2,9, 2,7 nap (2. Ábra). A tartózkodási idők hosszában sem az ivarok, sem a korcsó-

1. Táblázat. Napi testtömeg változások az érkezési idő, az érkezési testtömeg és a területen való tartózkodási idő függvényében.

Tab. 1. Daily changes of body mass, according to arrival time, body mass and estimated minimum length of stopover period.

Érkezési tömeg / Arriving body mass (g)	Fiatal / Juvenile	Adult hím / Adult male	Adult tojó / Adult female
18-25	0,27 (1,11;17)	0,04 (0,76;13)	0,36 (0,21;7)
25-26	0,07 (0,42;19)	0,07 (0,17;7)	-0,01 (0,17;6)
26-27	0,01 (0,42;35)	-0,15 (0,21;5)	-0,04 (0,27;3)
27-28	-0,09 (0,36;26)	0,05 (0,31;4)	-0,04 (0,22;7)
28-29	-0,28 (0,65;34)	-0,15 (0,16;4)	0,05 (0,31;4)
29-31	-0,37 (0,73;21)	-0,46 (0,2;4)	-0,09 (0,23;6)
31-39	-0,83 (1,01;10)	-0,21 (0,23;3)	-0,73 (0,62;5)
Tartózkodás (nap) / Stopover (day)			
1-3	-0,45 (1,17;35)	-0,15 (0,88;11)	0,12 (0,37;6)
4-6	-0,18 (0,75;35)	-0,06 (0,24;11)	-0,28 (0,67;9)
7-9	0,02 (0,21;28)	-0,05 (0,32;4)	-0,01 (0,2;8)
10-16	-0,05 (0,34;35)	-0,1 (0,11;3)	-0,13 (0,29;7)
17-57	0,06 (0,17;29)	0,02 (0,12;11)	0,11 (0,27;8)
Érkezési idő (dekád) / Arriving time (decad)			
júl 10.-19.	-0,25 (0,56;55)	-0,03 (0,58;24)	-0,09 (0,47;24)
júl 20.-29.	-0,16 (0,44;27)	-0,03 (0,21;4)	-0,22 (0,16;4)
júl 30.-aug 8.	-0,39 (0,94;23)	0,15 (0,27;3)	0 (0,35;2)
aug 9.-18.	-0,07 (0,4;15)	-0,19 (0,24;6)	-0,13 (0,25;2)
aug 19.-28.	-0,05 (0,5;25)	-0,28 (0,26;2)	0,31 (0,32;3)
aug 29.-sze 7.	0,48 (1,24;13)	-0,6 (0;1)	-0,1 (0;1)
sze 8.-17.	0,28 (0,53;4)		0,32 (0,06;2)

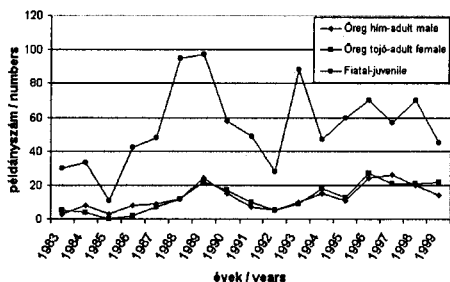
portok között nincs különbség (Kruskall-Wallis teszt, $P=0,722$).

A befogási testtömeg és a becsült rakározott zsírkategória alapján megállapított átlagos zsírnélküli testtömeg 25,79 g. Ehhez az értékhez képest a befogott madarak csak viszonylag kevés tartalékkal rendelkeznek. Kivételt csak a legutolsó, illet-

ve fiataloknál a legelső, a fészket éppen elhagyó példányok jelentenek. Összehasonlítva a madarak utolsó 10%-ának és a vonulási időszakban előbb megjelenő egyedeknek az átlagos testtömegét, szignifikáns különbséget találtunk az adult hímeknél (t próba, $P=0,001$) és a fiataloknál ($P=0,001$), de az adult tojók esetében nem (3. Ábra).

A kor-, és ivarcsoportok átlagos napi testtömeg változásait összehasonlítva a különböző érkezési időpontok és érkezési testtömegek, illetve tartózkodási idők függvényében összetett a kép. Míg az öreg madaraknál mindkét ivar esetében csak az érkezési testtömeg alapján, a fiatalok esetében mindhárom vizsgált szempont alapján szignifikáns volt a különbség (1. Táblázat).

A befogott öreg madarak között a hím : tojó arány a 17 év összevont adatai alapján



4. Ábra. A kor-, és ivarcsoportok évenkénti fogási eredményei.

Fig. 4. Yearly totals of numbers of Red-backed Shrikes at Ócsa, central Hungary, 1983-1999.

szinte pontosan 1:1 (214:215). A hímek és tojók száma a vizsgált periódusban végig együtt mozgott és enyhe növekedést mutatott (4. Ábra). A korcsoportok aránya évente nagyon különbözött, de a trend itt is növekvő (4. Ábra). A 17 év összevont adatai alapján az öreg : fiatal arány 1:2,16 (429:928). Ez a tojókra számolva 4,3 fiatalot jelent, ami némileg több, mint ami a fajra jellemző átlagos költési siker alapján várható lenne.

A vonulási időszakban az előző években vonulás során jelölt madarat nem fogtunk vissza.

4. Diszkusszió

A Kárpát-medence speciális szerepet játszik az európai madárvonulásban. Költő területük és vonulási stratégiájuk függvényében sok énekesmadárfaj elkerüli, mások vonulási útját átvezet rajta, egyeseknek pedig fontos táplálkozási és pihenőhely (Csörgő & Lövei 1986, 1995, Csörgő & Ujhelyi 1991; Csörgő *et al.* 1991; Miklay & Csörgő 1991). Mivel az Európa nyugati felén fészkelő énekesmadár fajok többnyire déli, délnyugati irányba vonulnak, erről a területről csak néhány, Kelet-Afrikában telelő faj érkezik. Ezek közé tartozik a töviszúró gébics is. A viszonylag kevés visszafogás szerint Észak-nyugat Európa nagy területéről származnak az átvonulók, de ez az útvonal nem kizárólagos, mivel az innen származó madarak a Mediterráneumot direkt déli irányú repüléssel is elérhetik, hogy ezt követően forduljanak keleti irányba a Görög szigetek felé (Zink 1975-83, Csörgő & Parádi 1997).

A töviszúró gébics őszi vonulása az első fiatalok kirepülése után megkezdődik.

Időzítése a faj elterjedési területén hasonló, kezdete július második felére esik (Gwinner & Biebach 1977, Jacober & Stauber 1980). A vonulás csúcsa augusztus közepén, második felében van. A Boszporuszon július végétől kezdve kelnek át. Az első madarak Észak-Afrikát már július végén, augusztus elején elérhetik, de a vonulás főleg augusztus közepe - szeptember közepe között zajlik, míg az utolsók november elején vonulnak itt át (Cramp & Perrins 1993). Az időadatok nagy része általában a faj egészére vonatkozik, nem különítenek el kor-, és ivarcsoportokat. Vizsgálatunk szerint a töviszúró gébics korcsoportjai szélsőségesen eltérő időben vonulnak. A Kárpát-medencében az öregek - ivari különbség nélkül - közel három héttel korábban vonulnak, mint a fiatalok. Az öreg hímek zöme szeptember 3. hetéig vonul át Izraelen, míg a tojók és a fiatalok csak október elején (Cramp & Perrins 1993). E szerint az öreg tojók több időt töltenek az Égei-tenger térségében a szükséges zsírtartalék összegyűjtésével, mint a hímek. Ennek oka a kiemelkedő fontosságú pihenőhelyen megnövekedett kompetíció lehet (Alerstam 1993). A korcsoportok vonulásában még a vonulás vége felé is található különbség. Ugandában az öregek október végétől november közepéig, a fiatalok novembertől december elejéig vonulnak át (Pearson 1970). A telelő területeken az ivarak között megfigyelhető élőhely és viselkedésszerű különbségek mögött is állhatnak kompetíciós jelenségek (Bruderer & Bruderer 1994).

A területről elvonuló helyi madarak a német költő populációhoz hasonlóan (Jacobér & Stauber 1980) soványak. Az átvonuló madarak minden kor-, és ivarcsoportban szintén nagyon kevés tartalék zsírral rendelkeznek. Eltérést csak a vonulási

időszak legvégén - öregeknél augusztus második felében, fiataloknál szeptemberben - fogott madarak jelentenek. Ezek a madarak sem a területen gyűjtik a zsírtartalékot, mivel már eleve kövérebben érkeznek. Az érkezési testtömeg volt az egyetlen, amelynél mindhárom csoport esetében (öreg hím, tojó, fiatal) szignifikáns összefüggést találtunk, miszerint a nagyobb érkezési testtömegű madarak nehezebbek a terület elhagyásakor is. Az Izraelben fogott gébicsek közül az öreg hímek nagyobb testtömegűek (Yosef 1998), ami jó összhangban van a dinamikai eredményekkel.

A madarak vonulásuk során, annak optimalizálása érdekében a vonulási időt, az arra fordított energiát vagy a predációs kockázatot csökkenthetik (Alerstam & Lindström 1990, Berthold 1996). A töviszúró gébics vonulása a szárazföldön gyors, kisebb ugrásokkal zajlik. Az őszi vonulás során svédországi visszafogások alapján vonulási sebessége 63 km/nap (Ellegren 1993), finnországi adatok alapján pedig 75 km/nap volt (Hildén & Saurola 1982). Ezek a sebességértékek az általában is gyorsabb, hosszútávú, éjszaka vonuló fajokhoz viszonyítva is a magasabb értékek közé tartoznak.

A területről induló és ott átvonuló madarak többsége alig haladja meg a fajra jellemző alap testtömeget, a vonuláshoz szükséges energia nem a raktározott zsírból, hanem a napi táplálkozásból származhat. Mivel a töviszúró gébicsek a nagyobb rovarok mellett kisemlősöket és madarakat is képesek elfogni (Alerstam 1993, Cramp & Perrins 1993), az ezekből származó energia elégséges lehet a napi mozgáshoz. A Földközi-tenger eléréséig csak néhány speciális helyen, földrajzi akadályok előtt pl. a Skandináv félsziget

déli részén (Akeson *et al.* 1995), a Fekete-tenger partvidékén (Papp & Kelemen 1997) lehet kövér madarat találni. Az előbbi helyen a kövér madarak kivételnek számítanak, de a romániai tengerparton már jellemzőnek mondhatók. A megkésett madarak vonulási stratégiája némileg más, a zsírfelhalmozási helyük északabbra tolódik, talán a belső óra által diktált és az adott időszakban feltétlenül megjelenő hyperphagia miatt. A szárazföld fölött vonuló töviszúró gébicsek az időt minimalizálják. Ezt követően változik a helyzet, mivel Észak-Afrika eléréséig a tenger felé vezet az út (Biebach *et al.* 1983). A Földközi-tenger keleti medencéjének átrepüléséhez már szükség van nagy mennyiségű raktározott zsírra, ennek összegyűjtéséhez azonban hosszabb idő kell. Az Égei-szigetvilágban eltöltött hosszabb időt bizonyítja a sok visszafogás (Zink 1975-83). A Mediterráneumig komolyabb predáció sem fenyegeti a vonulókat. Itt viszont a fajra erős predációs nyomás hat, mivel a töviszúró gébicsek az eleonóra sólyom (*Falco eleonora*) leggyakoribb prédafajai közé tartoznak (Ristow *et al.* 1986 in Alerstam 1993).

A legtöbb fogóhelyen a fiatalok madarak túlreprezentáltak az öregekkel szemben, vagyis az átlagos költéssiker alapján becsült arányhoz képest sokkal nagyobb a fiatalok részesedése. Az optimális füves élőhelyeken (Fuisz & Yosef 1998) az arány kiegyensúlyozottabb. A töviszúró gébics átlagos fészekalja 5 fölötti, de a sikeresen kiröpült fiatalok száma Észak- és Nyugat-Európában már csak 4,1-4,3 (Ash 1970 és Leflanc 1979 in Olsson 1995b, Olsson 1995b), Közép-Európában pedig még kisebb: 1,8-2,6 Lengyelországban (Tryjanowski *et al.* 2000), és 2,75 Magyarországon (Fuisz *et al.* 1998). A sikertelen

párok miatt a populációra ennél is kisebb értékek (2,9-3,3) jellemzők (Jacobson & Stauber 1987, Rudin 1990 in Olsson 1995b, Olsson 1995b). Jacobson & Stauber (1987) szerint egy populáció stabilitásához a páronkénti 2,9, Rytman (1996) becslése szerint 3,0 átlagos költéssiker elégséges. A vizsgálatunkban a tojók számához viszonyított átlagosan 4,3 fiatal némileg több, mint amit a költéssiker alapján várni lehetne. Mivel sem a visszafogott fiatal madarak aránya, sem ezek területen való tartózkodásának hossza nem tér el az öregektől, a nagyobb részesedést nem magyarázzák a vonulás dinamika eltérései. A magasabb arány a fiatalok tapasztalatlanságából adódó nagyobb fogási valószínűség lehet.

A töviszúró gébicsnek magas a fészkelési és telelési területhűsége (Cramp & Perrins 1993, Massa *et al.* 1993) és valószínűleg a vonulási út iránti hűsége is, de ez részben nagyobb léptékű lehet, mintsem hogy az a mi kb. 6 hektáros vizsgálati területünkön kimutatható lenne, másrészt oka lehet az is, hogy a fajnak a vonulás alatt nincsen meghatározott habitat igénye, a nagy területhűség viszont csak a speciális élőhely igényű fajokra jellemző (Cantos & Telleria 1994, Cramp & Perrins 1993).

A Kárpát-medencén Európa nagy részéről átvonulnak a töviszúró gébicssek. A vizsgált periódusban minden kor és ivarcsoportnál a trend enyhén növekedő. Bár e terület a vonulásdinamikai és testtömeg adatok szerint nem kiemelt fontosságú táplálkozó és pihenőhely ugyan, de nagyon fontos vonulási út, amit a kiegyensúlyozott kor és ivarcsoport eloszlás mutat. A faj őszi és tavaszi vonulási útvonal különbsége (Cramp & Perrins 1993, Yosef 1998), a hurokvonulás mellett további érdekesség,

hogy a faj őszi vonulása alatt is stratégiát vált. A Mediterráneumig az időt minimalizálja, a Földközi-tengeren való átkeléshez szükséges zsírt viszont az Égei-szigetvilágban hosszú idő alatt gyűjti össze, és itt a predációt ill. energiát kell minimalizálni. Az észak-afrikai partok elérésével a gébicssek vonulási útvonaluknak csak kisebb részét teljesítették. Az útvonal afrikai szakaszain és a tavaszi, keletebbi útvonalon további vizsgálatok szükségesek.

Köszönetnyilvánítás. Köszönjük mindazok segítségét, akik az évek során a terepmunkában - adatgyűjtésben résztvettek. A vizsgálatok elvégzését az Earthwatch Institute, Boston, a Magyar Természetvédők Szövetsége, a Regionális Környezetvédelmi Központ, a Független Ökológiai Központ, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, a Pro Renovanda Culturae Hungariae és a Soros alapítvány támogatta.

Irodalomlista

- Akeson, S., Hedenström, A. & D. Hasselquist, D. 1995. Stopover and fat accumulation in passerine birds in autumn at Ottenby, southeastern Sweden. – *Ornis Svecica* 5: 81-91.
- Alerstam, T. 1993. Bird migration. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Alerstam, T. & A. Lindström. 1990. Optimal bird migration: the relative importance of time, energy and safety. Pp. 331-351. In: Gwinner, E. (ed.). Bird migration: The Physiology and Ecophysiology. – Springer-Verlag, Berlin.
- Berthold, P. 1996. Control of bird migration. – Chapman and Hall, London.
- Biebach, H., Dallman, M., Schuy, W. & K.-H. Siebenrock. 1983. Die Herbstzugrichtung von Neuntörtern (*Lanius collurio*) auf Karpathos (Griechenland). – *J. Orn.* 124: 251-257.
- Bruderer, B. 1994. Habitat and niche of Migrant Red-backed Shrikes in Southern Africa. – *J. Orn.* 135. Suppl. 474-475.
- Bruderer, B. & H. Bruderer. 1994. Numbers of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in different habitats of South Africa. – *Bull. B. O. C.* 114: 192-202.

- Busse, P. 1995. Migration dynamics of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) and Great Grey Shrike (*L. excubitor*) in the Baltic Region, 1961-1990. – Proc. Western Foundation of Vertebrate Zool. 6: 55-60.
- Cantos, F. J. & J. L. Telleria. 1994. Stopover site fidelity of four migrant warblers in the Iberian Peninsula. – J. Avian Biol. 25: 131-134.
- Cramp, S. & C. M. Perrins. 1993. The birds of the western Palearctic, 7. – Oxford University Press, Oxford.
- Csörgő, T. & G. Lövei. 1986. A nagy fülemüle (*Luscinia luscinia*) tömeggyarapodása őszi vonulás előtt. – MME II. Tudományos Ülése, Szeged: 143-149.
- Csörgő, T. & G. Lövei. 1995. Autumn migration and recurrences of the Thrush nightingale *Luscinia luscinia* at a stopover site in Central Hungary. – Ardea 42: 57-68.
- Csörgő T., Miklay, Gy. & Zs. Czeglédi. 1991. Honnan származnak az ősszel átvonuló csilpcsalp füzikék (*Phylloscopus collybita*)? – MME III. Tudományos Ülése, Szombathely: 123-131.
- Csörgő, T. & I. Parádi. 1997. Migration of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in the Carpathian basin. – Proceeding of the Second International Shrike Symposium 1-5.
- Csörgő T. & P. Ujhelyi. 1991. A nádiposzáta fajok (*Acrocephalus* spp.) eltérő vonulási stratégiája a külföldi megkerülések tükrében. – MME III. Tudományos Ülése, Szombathely: 111-122.
- Ellegren, H. 1993. Speed of migration and migratory flight length of passerine birds ringed during autumn migration in Sweden. – Ornis Scand. 24: 220-228.
- Fuisz, T. I. & R. Yosef. 1998. Habitat choice of post-breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in northeastern Hungary. – IBCE Technical Publications 7: 26-29.
- Fuisz, T. I., Moskát, C. & J.-Y. Park. 1998. Nest-site selection and habitat use in Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Hungary. – IBCE Technical Publications 7: 30-33.
- Gwinner, E. & H. Biebach. 1977. Endogene Kontrolle der Mauser und der Zugdisposition bei südfinnischen und südfranzösischen Neuntöttern. – Die Vogelwarte 29: 56-63.
- Hagemeijer W. J. M. & M. J. Blair. 1998. The EBBC atlas of the European breeding birds - Their distribution and abundance. – T & A. D. Poyser, London.
- Hildén, O. & P. Saurola. 1982. Speed of autumn migration of birds ringed in Finland. – Ornis Fenn. 59: 140-143.
- Jakober, H. & W. Stauber. 1980. Flügelängen und Gewichte einer südwestdeutschen Population des Neuntötters (*Lanius collurio*) unter Berücksichtigung der geschlechtsspezifischen Arbeitsteilung während der Brutperiode. – Die Vogelwarte 30: 198-208.
- Jakober, H. & W. Stauber. 1987. Zur Populationsdynamik des Neuntötters (*Lanius collurio*). – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad-Württ. 48: 71-78.
- Lefranc, N. & T. Worfolk. 1997. Shrikes. Guide to the shrikes of the World. – Pica Press, Sussex.
- Massa, R., Bottoni, L. & L. Fornasari. 1993. Site fidelity and population structure of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in Northern Italy. – Ringing & Migration 14: 129-132.
- Miklay, Gy. & T. Csörgő. 1991. A fitisz füzikék (*Phylloscopus trochilus*) és a sisegő füzikék (*Phylloscopus sibilatrix*) vonulásának vizsgálata. – MME III. Tudományos Ülése, Szombathely: 140-148.
- Olsson, V. 1995a. The Red-backed Shrike *Lanius collurio* in southeastern Sweden: habitat and territory. – Ornis Svecica 5: 31-41.
- Olsson, V. 1995b. The Red-backed Shrike *Lanius collurio* in southeastern Sweden: Breeding biology. – Ornis Svecica 5: 101-110.
- Papp, T. & A. M. Kelemen. 1998. The migration of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) on the Black-Sea coast, Romania - preliminary result. – Biol. Cons. Fauna (Proceeding of the 1st Meeting of the European Ornithologists' Union) 102: 151.
- Pearson, D. J. 1970. Weights of Red-backed Shrikes on autumn passage in Uganda. – Ibis 112: 114-115.
- Ryttman, H. 1996. The survival of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in Sweden. – Ornis Svecica 6: 122-123.
- Stastny, K., Hudec, K. & V. Bejcek. 1998. Twentieth century breeding distribution changes of shrikes in the Czech Republic. – IBCE Technical Publications 7: 22-25.
- Svensson, L. 1982. Identification Guide to European Passerines. – Stockholm.
- Szentendrey, G., Lövei, G. & Gy. Kállay. 1979. Az "Actio Hungaria" mérési módszerei. – Állattani Közlem. 66: 161-166.
- Temple, S. A. 1995. When and where are shrike populations limited? – Proc. Western Foundation Vert. Zool. 6: 6-10.
- Tryjankowski, P., Kuzniak, S. & B. Diehl. 2000. Does breeding performance of Red-Backed Shrike *Lanius collurio* depend on nest site selection? – Ornis Fenn. 77: 137-141.

A fakuszfajok (*Certhia* spp.) őszai vonulása és telelése

Csörgő Tibor és Karcza Zsolt

Csörgő, T. and Karcza, Z. 2000. Autumn migration and wintering of Treecreeper species (*Certhia* spp) in Hungary. – Ornis Hung. 10: 163-170.

This study was conducted between 1983-1997 in the northern part of the Ócsa Landscape Protected Area (47°19' N, 19°13' E) in Hungary. During the 15-year study period 55 Common Treecreepers (*Certhia familiaris*) and 139 Short-toed Treecreepers (*C. brachydactyla*) were ringed, and 21 individual birds were recaptured on 55 occasions of *C. familiaris* and 58 individuals on 120 occasions of *C. brachydactyla*. The length of time spent in the area and the proportions of recaptures in the two species were compared. The time spent in the area was interpreted as the time elapsed between the capture and the last recapture. Mean body mass, and wing length were compared between the following groups: Short-toed Treecreeper: 1st migratory wave vs 2nd migratory wave; birds captured only once vs birds recaptured (only for the 2nd wave). Treecreeper: birds captured during summer vs during migration; and birds captured only once vs birds recaptured. The first individuals of both species were caught in mid-summer. Initially, more Short-toed than Common Treecreepers were in the study area. This first wave arrived and moved away within a short period, and only a few of the birds remained in the area for a longer time. The only Short-toed Treecreeper recapture from this group occurred in February, and was probably an early migrant. After the first summer wave, the second migratory wave of Short-toed Treecreepers was in late September (decades 27-28). Most of the Common Treecreepers arrived in one wave in November (decades 30-31). No wintering population existed of Common Treecreeper but a considerable proportion of the Short-toed Treecreepers from the second wave overwintered in the area. The only significant difference was between the wing length of Common Treecreepers caught in summer and migratory time. There was no difference in body mass between the birds arrived earlier or later, and between the birds that did not stay and those that were recaptured later. The Short-toed Treecreeper seemed to be a sedentary wintering bird, while the Common Treecreeper had a more nomadic behaviour during the winter. Because no difference was found in wing length patterns of the two waves or between migrant and wintering birds, it is supposed that the reason of the separation intomigratory waves was not the differences in the behaviour of sexes, ages or populations.. It would be expected that the Common Treecreeper has a more stabile usage of the wintering area by reason of competition, because it is dominant over Short-toed Treecreeper. Despite this the reversed situation was found.



A vizsgálatokat 1983-98 között végeztük az Ócsai Tájvédelmi Körzetben a lápvídek erősen degradálódott szegélyét alkotó fűzbokros, bodzás, nyárfás területen. A madarakat 12 méteres függőhálókkal fogtuk be. A hálók a vizsgálati periódusban évente azonos helyen álltak. Július közepétől szeptember végéig - október közepéig 70 hálóval dolgoztunk, ezt követően három etető mellett 10-12 hálóval fogtuk a madarakat. A fogási eredményeket a dinamikai vizsgálatokhoz időarányosan átszámoltuk. A befogott madarakat egyedileg számozott jelölőgyűrűkkel láttuk el, és az Actio Hungarica módszerei szerint mértük. A 15 év alatt 55 hegyi fakuszt és 139 rövidkarmú fakuszt fogtunk. Az első fajba tarozók közül 21-et 55 alkalommal, a másodikkól 55-öt 120 alkalommal fogtunk vissza. Mindkét faj egyedei előfordultak már a nyár folyamán a területen, de a mennyiségi viszonyaik különböztek. A hegyi fakusztok novemberben (30-31. dekád) egy hullámban vonultak át, a rövidkarmú fakusztok első fogási hulláma nyár végén (19. és 22. dekád), a második szeptember második felében (27-28. dekád) volt. Télen csak kevés hegyi fakuszt volt a területen. A vonulási hullám madarainak csak 16%-

át fogtuk vissza télen. A rövidkarmú fakusok első, diszperziós periódusnak megfelelő hullámából egyet sem fogtunk vissza télen, de a második, vonulási hullámába tartozók egy részét (45%-át) - a legtöbb egyedet többször is - visszafogtuk a tél folyamán a területen. A vizsgálati periódus alatt egyik fajnál sem találtunk a testtömeg méreteiben különbségeket sem időszakoszonként, sem az eltérő telelési viselkedés szerint. Csupán a hegyi fakusok nyáron és télen fogott madarainak átlagos szárnyhossza különbözött, más csoportosítás alapján sem e fajnál, sem a másiknál nem volt szignifikáns különbség. A telelési különbségek a hegyi fakusz erősebb vonulási és nagyobb mozgáshajlamával, kisebb területhűségével és eltérő élőhelyigényével magyarázhatók.

Cs. T. és K. Zs.: ELTE Állatszervezettani Tanszék, 1088 Budapest, Puskin u.3.

1. Bevezetés

A legutolsó jégkorszakban sok faj visszaszorult előző elterjedési területéről, és csak kisebb-nagyobb maradványterületeken maradt fenn. Ha két vagy több ilyen refugium szeparálódott egymástól, volt az esélye, hogy az elszigetelt populációk önálló fajjá váljanak. A jégkorszakot követően ezek megőrizhették önállóságukat akkor is, ha későbbi elterjedési területük átfedésbe is került. Ezek az ikerfajok különbözhetnek életmenetükben, élőhelypreferenciájukban, vonulási stratégiájukban stb. Ilyen fajtárok a kormosfejű és bárátcinege (*Parus palustris*, *P. montanus*), a csilpcsalp és fitisz fűzike (*Phylloscopus collybita*, *Ph. trochilus*), az énekes és cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*, *A. scirpaceus*) és a két fakusz faj (*Certhia familiaris*, *C. brachydactyla*) is (Berthold 1993).

A hegyi fakusz Európában általánosan elterjedt faj, csak a legészakibb területekről, a Mediterráneumból és Nyugat-Európa egy részéről hiányzik. A rövidkarmú fakusz Nyugat-Európában a három nagy mediterrán félszigeten is költ, elterjedése helyenként átfed az előző fajjal. Ilyen esetben általában a hegyi fakusz a magasabb tengerszinteken költ, míg a rövidkarmú fakusz alacsonyabban fekvő területek tölgyeseiben fészkel. A faj költési időn kívül a fészkelésre alkalmatlan nyílabb, nem er-

dősült területeken is előfordulhat (Bilcke 1984). A két faj elterjedési területének egy részén ugyanabban a habitatban is előfordul (Cramp & Perrins 1993, Schepers 1997, Schepers & Török 1997). Mindkét faj életmódjában nagyon specializálódott, jól elkülönülnek más, fatörzsön táplálkozó fajoktól (Csorba & Török 1988, Vanicsek 1988) de egymástól alig különíthetők el morfológiájukban vagy niche szegregáció alapján (Svensson 1984, Moreno 1991, Frühauf 1993). A hegyi fakusz a zárt erdőt kedveli, a szegélyeket kerüli (Kuitunen & Helle 1988). Ahol a két faj sympatrikusan él, erős kompetícióban vannak egymással (Thilcke 1962, Causel & Toft 1988, Schnebel 1972, Gil 1997).

A hegyi fakusz elterjedési területének nagy részén részleges vonuló, a rövidkarmú fakusz elterjedt vélemény szerint állandó madár (Cramp & Perrins 1993, Schepers 1997, Schepers & Török 1997), bár német vizsgálatok szerint e faj is parciális vonuló (Bauer & Kaiser 1991). Magyarországon mindkét faj előfordul (Keve 1984, Barbácsy in Haraszthy 1997, Török in Haraszthy 1997). Fészkelésüket többen is vizsgálták (Sziij 1957, Kuitunen 1985, 1986, Orbán *et al.* 1988, Török 1993), de költés utáni életszakaszukról szinte semmit nem tudunk.

Vizsgálatunk célja a két faj összehasonlítása volt őszi vonulási időszakban és telelésük során vonulásdinamikai és biometria szempontok alapján.

2. Vizsgálati terület és módszer

Vizsgálatainkat 1983-98 között az Ócsai Tájvédelmi Körzetben végeztük (É 47° 19', K 19° 13'). A terület északi része erősen degradálódott. A valamikori tőzegláp szegélyében a fás vegetációt főleg nyárfák (*Populus* spp), fűzbokrok (*Salix* spp), és bodzás (*Sambucus nigra*) alkotják.

A madarakat függőhálókkal fogtuk be. A hálók a vizsgálat kezdetétől állandó helyeken álltak, de a fogási időtartam évente változott. Az Actio Hungarica tábor kezdése minden évben július 9-re esett, de a befejezés szeptember közepe és október közepe között évente változott. Ezt követően csak hétvégeken fogtuk be a madarakat. A dinamikai vizsgálatokhoz ezért a fogási adatokat hálófelületre és időtartamra standardizáltuk.

A befogott madarakat egyedi számozású jelzőgyűrűvel jelöltük, és az Actio Hungarica szabványai szerint mértük (Szentendrey *et al.* 1979). A két faj elkülönítéséhez az összes ismert bélyeget - szín, fiókszárnny mintázat, szárnymintázat, szárnyformula, csőrhossz, hátsó karom hossz - felhasználtuk (Svensson 1984). A határozási nehézségek miatt az ivar és korcsoportokat együtt kezeltük. A vizsgálati periódus 16 évében 55 hegyi fakuszt és 139 rövidkarmú fakuszt fogtunk. Az első faj egyedei közül 21-et 55 alkalommal, a második fajból 55 madarat 120 esetben fogtunk vissza. Összehasonlítottuk a két fajt a visszafogási százalékok és a visszafogott madarak területen töltött ideje alapján. Ez utóbbit a befogás dátuma és az utolsó visszafogás között eltelt időtartamként definiáltuk.

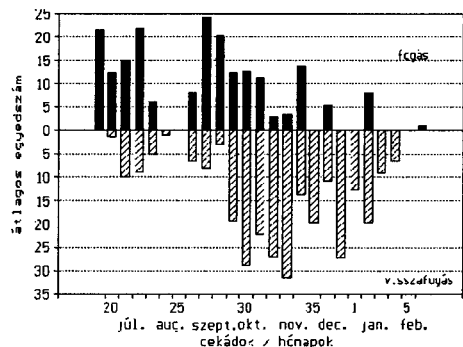
Kiszámoltuk a szárnyhossz és a testtömeg átlagokat a vonulási hullámokra, és a

második hullám átvonuló és maradó egyedeire. Az összehasonlításokhoz a Statistica for Windows programcsomagot használtunk.

3. Eredmények

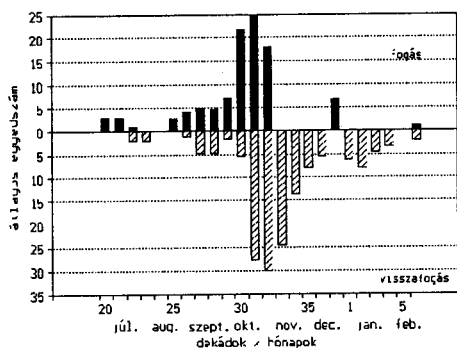
3.1. Dinamika

Az első egyedek mind a két fajból már a nyár közepétől foghatók voltak a vizsgálati területen, de míg hegyi fakuszból csak néhány egyedet fogtunk, a rövidkarmú fakusz kifejezett hullámot (63 madár) mutat a 19. és 22. dekádban levő csúccsal (1. Ábra). Ezek az egyedek viszonylag gyorsan elhagyták a vizsgálati területet, közülük csak keveset, és azokat is rövid időintervallumon belül fogtunk vissza. Az ebből a diszperziós időszakból származó egyetlen, februárban visszafogott madárnak nincs a két dátum között megkerülése, ezért valószínű, hogy a tél folyamán nem tartózkodott a területen (2. Ábra). A második hullámból (27-28. dekád, 61 pd.) 18 madár (30%) a vonulási hullám lecsengése (november 1.) után is a területen tartózkodott.



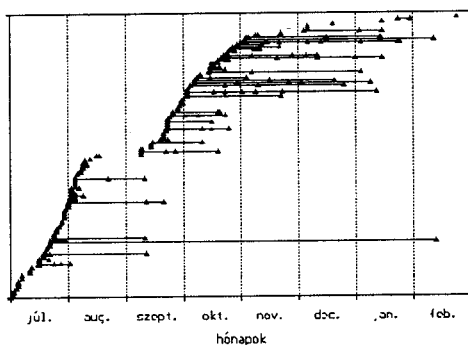
1. Ábra. A rövidkarmú fakusz dekádonkénti korrigált egyedszáma.

Fig. 1. The 15-year average of Short-toed Treecreeper numbers according to 10-day intervals at Ócsa, Hungary.



2. Ábra. A hegyi fakusz dekádankénti korrigált egyedszáma.

Fig. 2. The 15-year average of Common Treecreeper numbers according to 10-day intervals at Ócsa, Hungary.



3. Ábra. A rövidkarmú fakusz fogási és visszafogási eloszlása.

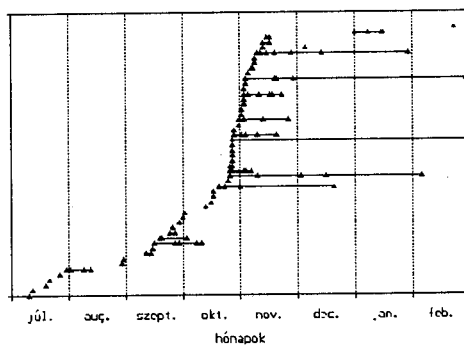
Fig. 3. Individual capture-recapture histories of Short-toed Treecreepers at Ócsa, Hungary.

dott, és összesen 57 alkalommal fogtuk meg őket. A későbbiekben számuk fogyott (december 1. után 12 pd. -20%, január 1. után 9 pd. -15%, február 1. után 1 pd. -2%

1. Táblázat. A rövidkarmú fakusz átlagos szárnyhossz és testtömeg értékei a két vonulási hullámban.

Tab. 1. The 15-year average of wing length and body mass values of the migratory waves of the Short-toed Treecreeper at Ócsa, Hungary.

	1. hullám / wave 1.			2. hullám / wave 2.			t-próba / t test p
	$\bar{x}$	SD	N	$\bar{x}$	SD	N	
Szárnyhossz / Wing length, mm	61,97	2,57	61	61,84	2,02	58	0,3057 NS
Testtömeg / Body mass, g	8,17	0,70	62	8,27	0,67	58	0,7984 NS



4. Ábra. A hegyi fakusz fogási és visszafogási eloszlása.

Fig. 4. Individual capture-recapture histories of Common Treecreepers at Ócsa, Hungary.

lett visszafogva). A visszafogások átlagos intervalluma 77,3 nap (SD=18,6, N=12)

A hegyi fakusok nagyobb számban csak november folyamán (30-31. dekád) érkeztek a területre (3. Ábra). A vonulási hullám lecsengése után közülük nagyon kevés (7 pd, 16%) került meg december 1. után, a tél folyamán (4. Ábra). A visszafogásig eltelt idő átlagos intervalluma: 60,3 nap (SD=42,8, N=7) (Mann-Whitney próba NS)

3.2. Biometria

A rövidkarmú fakusz két fogási hullámba tartozó madarak sem szárnyhosszukban, sem testtömegükben nem különböztek (1. Táblázat). A második hullámban érkező

2. Táblázat. A hegyi fakusz átlagos szárnyhossz és testtömeg értékei nyáron és az őszi vonulás során.

Tab. 2. The 15-year average of wing length and body mass values in summer and during the autumn migratory waves of the Common Treecreeper.

	Nyár / Summer			Őszi vonulás / autumn migration			t p
	$\bar{x}$	SD	N	$\bar{x}$	SD	N	
Szárnyhossz / m Wing length, m	63,00	2,00	17	64,31	2,04	35	2,1691 0,05
Testtömeg / Body mass, g	7,98	0,56	17	8,12	0,76	36	0,6763 NS

madarak közül a területet elhagyók és a tél folyamán a területen maradók között sem volt biometria különbség sem a szárnyhosszban, sem a testtömegben (2. Táblázat). A telelő madarak havi átlagos testtömegei nem különböztek a vonulási hullám alatt fogottakéitól (november: $\bar{x}=8,20$ g, SD=0,70, N=16, december: $\bar{x}=8,11$, SD=0,67, N=11, január: $\bar{x}=8,02$ g, SD=0,36, N=9, február: $\bar{x}=8,60$ g, SD=0,50, N=2). A telelő madarak érkezéskor mért ($\bar{x}=8,25$ g, SD=0,58, N=17) és téli testtömeg átlaga ($\bar{x}=8,24$ g, SD=0,53 N=17, $t=1,6776$, NS) sem különbözött.

A nyáron fogott és a vonulási hullám alatt fogott hegyi fakusok szárnyhossza szignifikánsan különbözött, de testtömeg

átlagai nem tértek el. (3. Táblázat). A vonulási hullámban átvonuló és a területen a tél folyamán visszafogott hegyi fakusok szárnyhossza, testtömege nem különbözött (2. Táblázat). A tél folyamán visszafogott madarak érkezéskor mért ($\bar{x}=8,54$ g, SD=0,63, N=7) és téli testtömege ($\bar{x}=8,42$ g, SD=0,52, N=7, $t=0,3887$, NS) nem különböztek.

A két faj egyike sem mutat jelentős testtömegváltozást a vizsgált időszakban. A vonulási vagy téli területhűség egyik fajra sem jellemző. A jelölést követő években csupán egyetlen rövidkarmú fakuszt fogtunk vissza a vizsgálati területen.

3. Táblázat. A két fakuszfaj ősszel átvonuló és területen telelő egyedeinek átlagos testtömeg és szárnyhossz értékei.

Tab. 3. The 15-year average of wing length and body mass values on first capture of autumn migratory and wintering individuals of the Common and the Short-toed Treecreeper at Ócsa, Hungary.

	Egyszer megfogottak / Birds not recaptured later			Visszafogottak / Birds later recaptured			t-próba / t test
	$\bar{x}$	SD	N	$\bar{x}$	SD	N	t
							p
Rövidkarmú fakusz 2. hullám / Short-toed Treecreeper wave 2.							
Szárnyhossz / Wing length, mm	62,03	2,16	40	61,44	1,57	18	1,0397
							NS
Testtömeg / Body mass, g	8,27	0,71	41	8,25	0,58	17	1,1027
							NS
Hegyi fakusz / Common Treecreeper							
Szárnyhossz / Wing length, mm	63,93	2,01	45	63,57	2,66	7	0,4222
							NS
Testtömeg / Body mass, g	8,47	0,80	46	8,54	0,63	7	0,2207
							NS

4. Diszkusszió

A két fakusz faj közül egyik sem igazán gyakori elterjedési területén, de a populációk stabilnak tekinthetők (Cramp & Perrins 1993, Tucker & Heath 1994, Schepers 1997, Schepers & Török 1997). Magyarországon pontos fészkelési elterjedésük nem ismert. Korábbi ismeretek szerint a két faj elterjedési területét a 600 méteres tengerszint feletti magasság választja el. A hegyi fakusz ennél magasabban, a rövidkarmú fakusz ez alatt él (Szijj 1957). Újabban a kép bonyolultabbnak látszik. A hegyi fakusztól kiderült, hogy sokkal általánosabb elterjedésű a fészkelési időszakban is (Kuitunen 1985, 1996), azon kívül pedig szinte bárhol előfordulhat (MME Gyűrűző Központ Adatbank).

A hegyi fakusz ismereteink szerint nem költ az Ócsai Tájvédelmi Körzetben, de a másik faj fészkel a TK erdősült részein. Nem gyakori, mivel a ligeterdős jellegű terület nem az optimális költő habitatja és a fakusz territóriumok egyébként is nagyok (Schnebel 1972, Orbán *et al.* 1988, Kuitunen 1989).

A hegyi fakusz északi populációi részleges vonulók. Főleg a fiatalok hagyják el ősszel születési helyüket. A költő populáció létszáma erősen korrelál az előző tél (december-március) hőmérsékletével (Svensson 1981), a rezidens brit populációé pedig a téli, főleg a januári csapadék mennyiségével (Peach *et al.* 1995). Ha a telelők közül sokan túlélnek - és a költés is jól sikerül, a szaporulat nagy számban jelenhet meg délebbi területeken (Alerstam 1993, Schepers 1997). A Skandináv félszigeten költők a Benelux államok és Franciaország területén telelnek, de előfordulhatnak még az Appenin-félszigeten és a

Baleári-szigeteken is. Az Ócsán a vonulási hullámban fogottak hosszabb szárnya is északabbi eredetre utal. A Brit-szigetek és Közép-Európa fészkelői nem vonulnak, de a költési időszak után kisebb távolságokra kóborolhatnak (Schepers & Török 1997). A rövidkarmú fakusz általában rezidens, a telet a költő területen töltik, de a fészkelés után néhány száz kilométerre elkóborolhatnak (Zink 1981, Cramp & Perrins 1993, Schepers 1997). A Mettnau-félszigeten végzett vizsgálat szeptember-október folyamán tipikus vonulási hullámot mutatott ki (Bauer & Kaiser 1991). A mi eredményeink is hasonló következtetést engednek meg, miszerint e fajra is jellemző lehet az őszi vonulás, és valószínűleg csak a populációk egy része állandó.

Vizsgálati területünkön mindkét faj előfordul a költést követő kóborlási időszakban, a vonulás során és télen is. A nyáron befogott viszonylag nagy számú rövidkarmú fakusz valószínűleg az Ócsai Tájvédelmi Körzet erdőiből vagy más közeli területekről származhat, és a nagyobb fogási eredmények a kirepülés utáni diszperzióból következnek. A másik faj néhány egyede - mivel a közelben nincs ismert költőhelyük - messzebből, de nem túl nagy távolságból - jöhet. A szeptember végéig befogott madarakat mindkét faj esetében kóborlónak gondoljuk. Mindkét fajnak van őszi vonulási hulláma, de csak a rövidkarmú fakusznál találhatunk igazi telelő egyedeket. A nyáron befogott madarak kivétel nélkül elhagyják a vizsgálati területet, a visszafogási arány alacsony, a területen való tartózkodási idő rövid. A később érkező egyedek nagy része - a visszafogások tanúsága szerint - a területen telel.

Mivel nem találtunk sem a két hullámba tartozó madarak között, sem a tovább

vonulók és az itt telelők között szárnyhossz különbséget, úgy gondoljuk, hogy a két hullám összetétele nem térhet el jelentősen kor vagy ivari alapon.

Ahol a két faj együtt fordul elő, egymásnak ellentmondó eredményekre vezetett a fajok közötti alá-fölé rendelési viszony vizsgálata. Frühauf (1993) nem talált interspecifikus agressziót, míg más szerzők szerint ez meglehetősen gyakori. (Thielcke 1962, Causel & Toft 1988). Van, ahol a hegyi fakusz (Schnebel 1972), másutt a rövidkarmú fakusz domináns a másik faj fölött (Gil 1997). A hegyi fakusz nagyobb agressziós hajlamára utal az is, hogy e fajnál csak a leghidegebb téli éjszakákon van közös odúhasználat, míg a rövidkarmú fakusok gyakran alszanak csoportosan (Löhr 1955, Thielcke 1966).

A két faj hangja jól megkülönböztethető, de ahol mindkét faj előfordul, ott mindkét fajba tartozó kevert énekű egyedek előfordulhatnak. Általában az adott helyen ritkább fajba tartozó madár tanulja meg a másik fajra jellemző éneket a kemény versengési feltételek miatt (Thielcke 1972, 1986, Schwerdtfeger & Thielcke 1986, Clausen & Toft 1988).

A fészkelési időszakra jellemző kompetíciós viszony alapján elvárható lenne, hogy a domináns faj egyedei - a hegyi fakusok - foglalják el a telelő territóriumokat, kiszorítva innen a másik faj egyedeit. A kép viszont fordított, stabilnak tekinthető telelő állománya csak a rövidkarmú fakusznak van a vizsgálati területen. A különbség tehát nem a két faj közötti versengésben, hanem vonulási-telelési szokásokban, esetleg a telelési élőhely preferenciában keresendő. A hegyi fakusz erősebb vonulási, nagyobb mozgáshajlamú, kisebb területhűségű, és élőhelyigényének is kevésbé felel meg a lápszegély vegetációja.

Köszönetnyilvánítás. Köszönjük mindazok segítségét, akik az évek során a terepmunkában - adatgyűjtésben résztvettek. A vizsgálatok elvégzését az Earthwatch Institute, Boston, a Magyar Természetvédők Szövetsége, a Regionális Környezetvédelmi Központ, a Fügetlen Ökológiai Központ, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, a Pro Renovanda Culturae Hungariae és a Soros alapítvány támogatta.

Irodalomlista

- Alerstam, T. 1993. Bird migration. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Barbács, Z. 1997. A hegyi fakusz (*Certhia familiaris*). Pp. 339-340. In: Haraszthy, L. (szerk.). Magyarország madarai. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Bauer, H.-G. & A. Kaiser. 1991. Migration period, staging time, moult and biometry of migrating Short-toed Treecreepers at a stopover site in Southwestern Germany. – Vogelwarte 36: 85-98. (In German with English abstract.)
- Berthold, P. 1993. Bird migration, A general survey. – Oxford University Press, Oxford.
- Bilcke, G. 1984. Seasonal changes in habitat use of resident Passerines. – Ardea 72: 95-99.
- Clausen, P. & S. Toft. 1988. Mixed singers and imitation singers among Short-toed Treecreepers. – British Birds 39: 496-503.
- Cramp, S. & C. M. Perrins. 1993. Handbook of Europe the Middle East and North Africa, The Birds of the Western Palearctic, vol. VII. – Oxford University Press, Oxford.
- Csorba, G. & J. Török. 1988. Food-resource partitioning of birds feeding on the bark. – Aquila 95: 78-83. (In Hungarian with English abstract.)
- Gil, D. 1997. Increased response of Short-toed Treecreeper *Certhia brachydactyla* in sympatry to the playback of the song of the Common Treecreeper *C. familiaris*. – Ethology 103: 632-641.
- Frühauf, J. 1993. Treecreeper species with highly overlapping niches do not show interference competition. – Abstracts XXII. Inter. Ethol. Conf.: 25.
- Keve, A. 1984. Nomenclator Avium Hungariae. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kuitunen, M. 1985. Is the Common Treecreeper (*Certhia familiaris* L.) more widespread in Hungary than has been previously believed? – Aquila 92: 255-261.

- Kuitunen, M. 1986. Mit tudtam meg a hegyi fakuszlól (*Certhia familiaris* L.) Magyarországon? – MME II. Tudományos Ülése, Szeged 62-66.
- Kuitunen, M. 1989. Food supply and reproduction in the common treecreeper (*Certhia familiaris*). – Ann. Zool. Fennici 26: 25-33.
- Kuitinen, M. & P. Helle. 1988. Relationship of the Common Treecreeper *Certhia familiaris* to edge effect and forest fragmentation. – Ornis Fenn. 65: 150-155.
- Löhr, H. 1955. Schlafgewohnheiten der Baumlauffer (*Certhia brachydactyla*, *C. familiaris*) und anderer Kleinvogel in kalten Winternächten. – Vogelwarte 18: 71-77.
- Moreno, E. 1991. Musculature of the pelvic appendages of the Treecreeper (Passeriformes: Certhiidae): myological adaptations for tail-supported climbing. – Canadian J. Zoology 69: 2456-2460.
- Orbán, G., Török, J. & M. Kuitinen. 1988. Nest-box project in the Pilis Biosphere Reserve II. Breeding of *Certhia* species in artificial nest-boxes. Pp. 26-29. In Török, J. (ed.). Ornithological Researches in the Pilis Biosphere Reserve. – Hungarian Ornithological Society, Budapest.
- Peach, W., Du Feu, C. & J. Mcmeeking. 1995. Site tenacity and survival rates of Wrens *Troglodytes troglodytes* and Treecreeper *Certhia familiaris* in a Nottinghamshire wood. – Ibis 117: 497-507.
- Schepers, F. 1997. Shoort-toed Treecreeper. Pp. 654-655. In: Hagemeijer, W. J. M. & M. J. Blair. (eds). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. – T & A D Poyser, London.
- Schepers, F. & J. Török. 1997. Treecreeper. Pp. 652-653. In: Hagemeijer, W. J. M. & M. J. Blair. (eds). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. – T & A D Poyser, London.
- Schnebel, G. 1972. Die Ökologie der Baumlauffer (*Certhia brachydactyla*) und (*Certhia familiaris*) in Ostniedersachsen. – Vogelwelt 93: 201-215.
- Svensson, S. 1981. Population fluctuations in tits *Parus*, Nuthatch *Sitta europaea*, and Treecreeper *Certhia familiaris* in South Sweden. – Proc. 2nd Nordic Congr. Ornithol. 1979: 9-18. (In Swedish, with English summary.)
- Svensson, L. 1984. Identification guide to European Passerines. – Stockholm.
- Szentendrey, G., Lövei, G. & Gy. Kállay. 1979. Az Actio Hungarica mérési módszerei. – Állattani Közlem. 63: 161-166.
- Szűcs, L. 1957. Ecological and geographical studies on the Treecreepers of the Basin Carpathia. – Aquila 64: 119-155.
- Thielcke, G. 1962. Versuche mit Klangattrappen zur Klärung der Verwandtschaft der aumlauffer *Certhia familiaris* L., *C. brachydactyla* Brehm und *C. americana* Bonaparte. – J. Orn. 103: 266-271.
- Thielcke, G. 1966. Unterschiede im Übernachten von Garten- und Waldbaumlauffer (*Certhia brachydactyla* und *C. familiaris*). – Vogelwelt 87: 113-117.
- Thielcke, G. 1972. Waldbaumlauffer (*Certhia familiaris*) ahmen artfremdes Signal nach und reagieren darauf. – J. Orn. 113: 287-296.
- Thielcke, G. 1986. Constant proportions of mixed singers in tree creeper populations (*Certhia familiaris*). – Ethology 72: 154-164.
- Török, J. 1997. A rövidkarmú fakusz (*Certhia brachydactyla*). Pp. 340-341. In: Haraszthy, L. (szerk.). Magyarország madarai. – Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Tucker, G. M. & M. F. Heath. 1994. Birds in Europe: their conservation status. – BirdLife International, Cambridge.
- Vanicsek, L. 1988. The study of bird species foraging on the bark. – Aquila 95: 83-96.
- Zink, G. 1981. Der Zug europäischer Singvögel - ein Atlas der Wiederfunde beringter Vogel. – Vogelzug -Verlag, Möggingen.

Az ökörszem (*Troglodytes troglodytes*) vonulása és telelése a Kárpát-medence különböző élőhelyein

Kováts László, Csörgő Tibor és Palkó Sándor

Kováts, L., Csörgő, T. and Palkó, S. 2000. Autumn migration and wintering of the Wren (*Troglodytes troglodytes*) in different habitats of the Carpathian Basin. – Ornis Hung. 10: 171-176.

The migration and overwintering of the Wren was investigated at Ócsa, and Fenékpusztá, central and SW Hungary, respectively, between 1991-1996. The vegetation at Ócsa is a heterogeneous marsh with dense reedbed, while at Fenékpusztá there is a homogenous reedbed at the edge of Lake Balaton. The birds were caught in mist nets and ringed with individually numbered rings. The birds' wing length and body mass was measured and their fat reserve was assessed. In both study areas, the autumn migration was unimodal. Based on the time spent in the area, however, two different groups were identified. Individuals of the first group, which arrived in the first half of the migration period had shorter stopover than those in the second group. More birds overwintered from the second than the first group. The autumn migration generally started 3 weeks earlier at Ócsa than Fenékpusztá. More birds were overwintering at Ócsa, which had similar wing length distribution, but heavier body mass than those at Fenékpusztá. More Wrens were caught at Fenékpusztá, but the area was not suitable for a longer stay.



Az ökörszem vonulásának és telelésének sajátosságait vizsgáltuk a Kárpát-medence két mély fekvésű területén 1991-1996 között. Az Ócsai Tájvédelmi Körzet vegetációja mozaikos felépítésű, heterogén nádasal borított láp, míg a fenékpusztai homogénnek tekinthető nádszegély. A madarakat évente és szezononként is standard helyeken függőhálókkal fogtuk be, egyedi számozott jelölőgyűrűkkel láttuk el, megmértük szárnyhosszukat, testtömegüket és becsültük kondíciójukat. Mindkét vizsgált területen az őszi vonulás egy hullámban zajlott, de a területen való tartózkodási idő alapján két csoportot lehetett elkülöníteni. A vonulás első felében érkezők gyorsabban vonultak át, míg a később érkezők lassabban hagyták el a területet és nagyobb arányban teleltek át. Az ócsai területen átlag három héttel korábban jelentek meg az ökörszemek az őszi vonulás során, a telelők aránya nagyobb volt, a madarak azonos szárnyhossz eloszlás mellett nagyobb testtömegűek voltak, mint a fenékpusztai nádasban. Ez utóbbi helyen az ökörszemek ősszel nagy számban jelennek meg, de az ócsai területtel ellentétben hosszabb ott tartózkodásra, telelésre ez a terület nem alkalmas. A nádas téli degradációja miatt a tavaszi vonulásban már szinte egyáltalán nem játszik szerepet.

K. L.: Duna-Dráva Nemzeti Park, 7625 Pécs, Tettye tér 7. Cs. T.: ELTE Állatszervezettani Tan-
szék, 1088 Budapest, Puskin u. 3. P. S.: MME Zalai HCs., 8900 Zalaegerszeg, Galamb u. 6.

1. Bevezetés

Az ökörszem a Palearktikumban általános elterjedt faj. Minden erdőszűrt területen előfordul. Elterjedési területének legész-

kibb részén vonul, legdélibb részén és a Brit szigeteken van rezidens állomány is. A kontinentális állomány többsége parciális vonuló (Zink 1981, Dallmann 1987, Cramp 1988).

A parciális vonulás a madarak legös-

1. Táblázat. Az őszi vonulás adatai Ócsán és Fenékpusztán 1991-1996 között, (χ^2 -teszt) *: $P < 0,05$; NS: nem szignifikáns.

Tab. 1. Data of autumn migration at Ócsa and Fenékpusztá between 1991-1996, (χ^2 -test) *: $P < 0.05$; NS: non significant.

	Ócsa n (%)	Fenékpusztá n (%)	Szignifikancia szint / Level of significance
Őszi vonulók száma / Number of autumn migrants	543	727	*
Telelők száma és aránya / Number and percentage of wintering birds	24 (4,4%)	18 (2,5%)	NS
Visszafogott madarak száma és aránya a vonulás alatt / Number and percentage of recaptures	90 (16,6%)	77 (10,6%)	*
Vonulási csúcs előtt fogottak száma / Number caught before peak of migration	380	426	*
Telelők száma és aránya a vonulási csúcs előtt / Number and percentage of wintering birds captured before the migration peak	10 (2,6%)	6 (1,4%)	NS
Vonulási csúcs utáni egyedek száma / Number caught after migration peak of migration	163	301	*
Telelők száma és aránya a vonulási csúcs után / Number and percentage of wintering birds originated after peak of migration	14 (8,6%)	12 (4,0%)	NS

szetettebb vonulási típusa. Szabályozásában genetikai és a környezeti tényezők együttesen játszanak szerepet (Lack 1968, Dhondt 1983, Berthold 1984, Csörgő *et al.* 1991). Az ökörszem estében a genetikai tényezők szerepe még nem tisztázott. A környezeti tényezők közül a legerősebb szabályozó hatása a hőmérsékletnek van. Európában - és valószínűleg Ázsiában is - hosszútávon a -7 °C-os izoterma alatti viszonyokat nem képes elviselni (Amstrong 1955). A telelők a Brit-szigeteken és a kontinens északi részén a kemény hideg telek alkalmával rendszeresen kóborolnak. Általában a magashegységek madarai is lejjebb húzódnak (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985, Dallmann 1987, Deppe 1990). Télen a hőmérséklet csökkenésekor a városok parkjaiban egyedszám növekedés tapasztalható (Haynes & Ingram 1980).

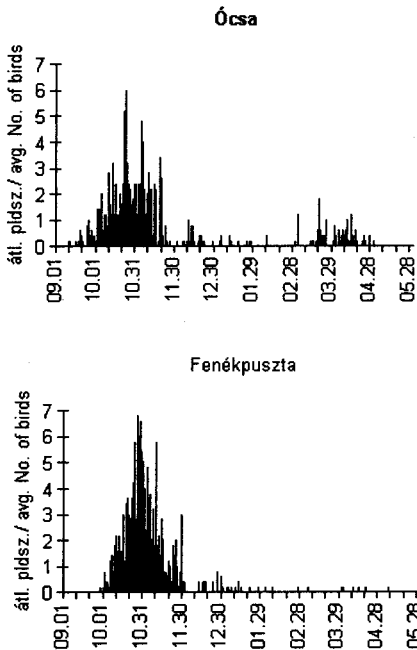
A biotikus tényezők szerepe szintén több esetben kimutatható (Williamson 1969, Wesolowski 1983, Steiof 1991). A vonuló ökörszemek szezonálisan élőhelyet

váltak, a költés után az erdős területekről a nedves alföldi, illetve északon a tengerparti élőhelyekre húzódnak (Hawthorn *et al.* 1971, 1976, Hawthorn 1971, 1975a, b, Dallmann 1987, Cramp 1988, Glutz von Blotzheim & Bauer 1985). A Kárpát-medence állománya télen a nádasok környékére húzódik (Varga 1998).

Vizsgálati területeinken az ökörszem nem költ, csak a vonulás-telelés ideje alatt fordul elő. Jelen dolgozat a faj vonulásának dinamikáját, és az élőhely vegetációborítottságának a vonulás során és telelés-kor betöltött szerepét vizsgálja.

2. Anyag és módszer

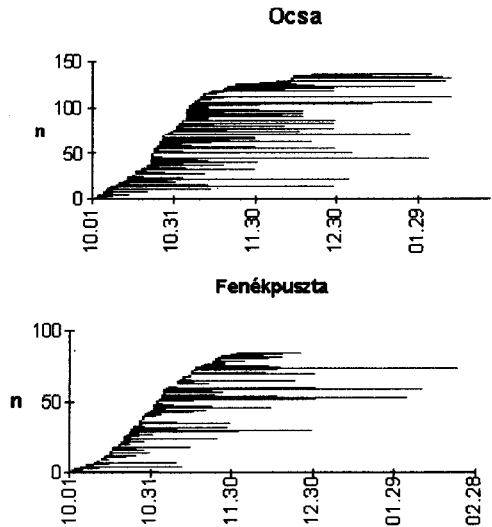
Vizsgálatainkat 1991-1996 között az Ócsai Tájvédelmi Körzetben levő Madárvártán és a Fenékpusztai gyűrűzőállomáson végeztük. Az öt év alatt szeptember 1-től május 31-ig Ócsán 810, Fenékpusztán 762 ökörszemet fogtunk, és 136, illetve 85 sa-ját visszafogásunk volt.



1-2. ábra. Az ökörszemek átlagos napi fogás értékei Ócsán és Fenékpusztán 1991-1996 között.
Fig. 1-2. Average daily captures of Wrens at Ócsa and Fenékpusztá between 1991-1996.

A madarakat mindkét helyen japán típusú függőnyhálójával fogtuk be, állandó hálóhelyeken. A befogott madarakat egyenként számozott gyűrűkkel jelöltük, megmértük szárnyhosszukat, testtömegüket, és 0-tól 5-ig terjedő skálán becsültük kondíciójukat (Szentendrey *et al.* 1979).

A korcsoportokat és a nemeket nem lehetett teljes pontossággal elkülöníteni, ezért a biometriai számításoknál és a dinamikai vizsgálatoknál is összevonva kezeltük. A hét év átlagából számolt fogási és visszafogási értékekből megszerkesztettük a fogási grafikonokat, illetve a területen való tartózkodás hosszát mutató ábrákat. Összehasonlítottuk a két területen átvonuló és telelő ökörszemek vonulási dinamikáját és a mért biometriai jellemzőket. A statisztikai vizsgálatokhoz a Statistica for Windows programcsomagot használtuk



3-4. ábra. Az ökörszemek visszafogás értékei Ócsán és Fenékpusztán 1991-1996 között.
Fig. 3-4. Individual recapture lengths of Wrens at Ócsa and Fenékpusztá, 1991-1996.

3. Eredmények

A fogott madarak eloszlása alapján az őszi vonulás mindkét területen egy hullámban zajlott (1-2. Ábra), de az átvonuló madarak területen való tartózkodási idejük alapján két csoportba oszthatók (3-4. Ábra). Az őszi vonulási csúcs előtt érkezők átlagosan gyorsabban hagyták el a területet, mint a vonulás második felében érkezők, az utóbbiak közül nagyobb arányban maradtak vissza telelni (1. Táblázat). Ócsán az őszi vonulási hullám szeptember 11. - november 24. közé, míg Fenékpusztán szeptember 29. - október 2. közé esett. A vonulás Ócsán mintegy három héttel korábban indult és lassabb lefutású volt mint Fenékpusztán. A visszafogott madarak átlagos területen való tartózkodása Ócsán $\bar{x}=13$ nap, Fenékpusztán $\bar{x}=11$ nap volt. Ócsán a visszafogottak százalékos aránya is nagyobb (1. Táblázat). Fenékpusztával

2. Táblázat. Az ökörszemek méretadatai Ócsán és Fenékpusztán az őszi vonulás alatt 1991-1996 között, (Student féle t-teszt) *: $P < 0,05$; NS: nem szignifikáns.

Table 2. Biometric data of Wrens at Ócsa and Fenékpusztá during the autumn migration between 1991-1996, (Student's t-test) *: $P < 0,05$; NS: non significant.

	Ócsa			Fenékpusztá			Szignifikancia szint / Level of significance
	$\bar{x}$	SD	N	$\bar{x}$	SD	N	
Zsír / fat category	1,9	0,46	544	0,8	0,55	681	*
Testtömeg / body mass, g	9,4	0,23	522	8,7	0,13	664	*
Szárnyszer / wing length	49,4	0,12	531	49,4	0,24	468	NS

ellentétben Ócsán a tavaszi vonulás is minden évben megfigyelhető volt március 13. - május. 2. között.

Az ócsai mozaikos, heterogén vegetációjú lúp területén nagyobb volt a telelők aránya, a madarak azonos szárnyhossz eloszlás mellett nagyobb testtömegűek, jobb kondíciójúak voltak, mint az egyszerűbb felépítésű homogén fenékpusztai nádasban (2. Táblázat).

4. Disszkuszió

Az ökörszem közép-európai állománya szeptember közepétől november végéig vonul. (Zink 1981). A helgolandi gyűrűző állomás többéves adatai egy hullámú őszi vonulást mutat. A vonulási csúcs októberre esik (Moritz 1984). Lengyelországban a csúcs novemberben van, a vonulás szeptemberben kezdődik és decemberig eltarthat (Wesolowski 1981). Vizsgált területeinken őszi vonulás szeptember közepén kezdődik, és általában november végéig tart, októberi csúccsal, de decemberben még egyesével előfordulhatnak vonuló példányok.

Utschrick (1990) az ökörszem éves populációdinamikája és a növényzet struktúrája között kapcsolatot állapított meg. Vizsgálataiban kimutatta, hogy a természetes ártéri erdő erdészeti művelésbe vé-

tele, illetve az ártér vízszint csökkenése következtében a növényzet struktúrája egyszerűsödik. A folyamat a költő, az átvonuló és a telelő állományban egyedszám csökkenést idéz elő. Az ártéri erdők növényzetének szerkezeti struktúrájának csökkenése táplálékkínálat csökkenést okozott, ami a közeli nádasok telelő állományának eltűnését is magával vonta. A vegetáció struktúrája és a vonulás-telelés közötti kapcsolat között mi is hasonló eredményt állapítottunk meg. Az ócsai mozaikos vegetációjú heterogén lúp jobb erőforrásokkal bír, mint a homogén nádas. Ez az ócsai madarak jobb kondíciójában, a területen való hosszabb ott tartózkodásban, illetve a vonulási idő kitolódásában mutatkozott meg.

A Brit-szigeteken megfigyelték, hogy a szűkös táplálékkínálata miatti rossz kondíció esetén, az ott telelő madarak elhagyják a nádas (Hawthorn 1971, 1975a). Esetünkben a heterogén lápon (Ócsa) a madarak jobb kondíciója már a vonulás alatt kimutatható, ahol a telelők aránya magasabb is volt, mint a homogén nádasban.

Hasonlóan Scott (1965) eredményeihez az átvonuló madarak között testméretbeli (populációs) különbséget nem lehetett megállapítani. Azonban a vonuló madarak mindkét területen a tartózkodási idejük alapján két csoportba oszthatók. Az őszi vonulási csúcs előtt érkezők átlagosan

gyorsabban hagyták el a területet, mint a vonulás második felében érkezők, és az utóbbiak nagyobb arányban maradtak vissza telelni. Dhondt (1983) a cigány csaláncsúcsnál (*Saxicola torquata*), illetve Csörgő és munkatársai (Csörgő *et al.* 1991, in press) az erdei szürkebegynél (*Prunella modularis*) hasonló jelenséget figyeltek meg, amit az időjárási tényezők szabályozó hatása idézett elő. Eredményeik szerint a vonulási csúcs második feléből visszamaradt madarak aránya nem az aktuális, hanem az előző tél hőmérséklet-értékeivel mutatott szignifikáns kapcsolatot. Elképzelhető, hogy a vonulási hajlamot az ökörszem esetében is az enyhe, illetve a kemény tél hatása szabályozza, azonban igazolásához további vizsgálatok szükségesek.

A faj tavaszi vonulása kevésbé ismert. A mediterrán területeken telelők március végére elhagyják a Földközi-tenger vidékét, áprilisban csak kivételes esetekben mutatkoznak (Tutman 1980). A Brit-szigeteken tavasszal két hullám különíthető el, az első április elején, a második május közepén (Dallmann 1987). Észak-Európában a költőterületeket március-áprilisban érik el (Rendhal & Vestergren 1959). Általában a hímek előbb érkeznek mint a tojók (Wesolowski 1981), illetve az öreg madarak száma már februárban nagyobb az első éveseknél, amelyek később, márciusban érkeznek (Hawthorn 1975a).

Az láperdőben (Ócsa) a tavaszi vonulás is minden évben megfigyelhető volt, szemben a tavaszra lepusztult nádas (Fenekpuszta) élőhelyen. Ócsán hasonlóan az északabbi területekhez, két gyengén elváló vonulási hullám figyelhető meg. A jelenség magyarázatához további vizsgálatok szükségesek, mivel a kor és ivarcsoportokat nem lehetett biztonságosan elkülöníteni.

Köszönetnyilvánítás. Köszönettel tartozunk mindazoknak, akik e hosszú idő alatt a madarak jelölésében és az adatok számítógépes rögzítésében résztvettek, illetve a külföldi megkerülési adatért az MME Gyűrűző- és Vonuláskutató Szakosztálynak.

Irodalomlista

- Armstrong, E. 1955. The Wren. – London.
- Berthold, P. 1984. The control of partial migration in birds: a review. – Ring 10: 253-265.
- Csörgő, T., Miklay, Gy., Móra, V., Karcza, Zs. & J. Topál. 1991. A parciális vonulás egy lehetséges magyarázata - az erdei szürkebegy (*Prunella modularis*) vonulása és telelése. – A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület III. Tudományos Ülése, Szombathely. 132-140.
- Csörgő T., Móra, V. & Gy. Miklay. in press. Migrating and wintering strategies of Dunnock (*Prunella modularis*) at the northern edge of its wintering area – Ring 23: 99-107.
- Cramp, S. (ed.) 1988. The Birds of the Western Palearctic, Vol. V. – Oxford University Press, Oxford.
- Dallmann, M. 1987. Der Zaunkönig. – Wittenberg Lutherstadt. Die neue Brehm-Bücherei 577.
- Deppe, H.-J. 1990. Langfristige Brutbestandskontrollen beim Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*) im nördlichen Schleswig-Holstein. – Vogelwelt 6: 238-244.
- Dhondt, A. A. 1983. Variation in the number of overwintering stonechats possibly caused by natural selection. – Ringing and Migration 4: 155-158.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. Bauer. 1985. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd.10/II. 1. – Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Hawthorn, I. 1971. Some differences between juvenile, first year, and adult Wrens. – Ringers' Bull. 3: 9-11.
- Hawthorn, I., Weston, I., Crockford R. & R. G. Smith. 1971. Wrens Wintering in a Reed-bed at Thatcham, Berkshire. – Bird Study 18: 27-29.
- Hawthorn, I. 1975a. Wrens Wintering in a Reed-bed. – Bird Study 22: 19-23.
- Hawthorn, I. 1975b. Wrens on Hildre Island. – Bird Study 22: 84.
- Hawthorn, I., Crockford, R., Smith, G. & I. Weston. 1976. The Wren on the Uists, Outer Hebrides. – Bird Study 25: 301-302.
- Haynes, V. & C. Ingram. 1980. Communal roosting by Wrens. – Brit. Birds 73: 104-106.
- Lack, D. 1968. Bird migration and natural selection. – Oikos 19:1-9.

- Moritz, D. 1984. Das heutige Vorkommen des Zaunkönigs (*Troglodytes troglodytes*) auf Helgoland. – *Vogelwelt* 105: 137-145.
- Rendahl, H. & G. Vestergren. 1959. Fernfunde schwedischer Zaunkönige (*Troglodytes troglodytes*). – *Vogelwarte* 20: 162-163.
- Scott, R. E. 1965. Weights and measurements of migrant passerines September 1962. – *Var Fagelvärld* 24: 156-167.
- Steiof, K. 1991. Sher hohe Siedlungsdichte des Zaunkönigs *Troglodytes troglodytes* in ungestörtem Nasswald. – *Vogelwelt* 6: 242-246.
- Szentendrey, G., Lövei, G. & Gy. Kállay. 1979. Az "Actio Hungaria" mérési módszerei. – *Állattani Közlem.* 66: 161-166.
- Tutman, I. 1980. Some observation on Wrens Near Dubrovnik. – *Il-Merill* 21: 25.
- Utschick, H. 1990. Entwicklung des Zaunkönigbestandes (*Troglodytes troglodytes*) im Auwald der Innstaustufe Perach 1976-1987. – *Ökol. Vögel* 12: 39-51.
- Varga, F. 1984. Ökörszem. Pp. 161-162. In: Haraszthy, L. (szerk.). Magyarország fészkelő madarai. – *Natura*, Budapest.
- Williamson, K. 1969. Habitat preferences of the Wren on English farmland. – *Bird Study* 16: 53-59.
- Wesolowski, T. 1981. Population restoration after removal of Wrens breeding in primaeval forest. – *J. Anim. Ecol.* 50: 809-814.
- Weslowski, T. 1983. The breeding ecology and behaviour of Wrens *Troglodytes troglodytes* under primaeval and secondary conditions. – *Ibis* 125: 499-515.
- Zink, G. 1981. Der Zug europäischer Singvögel, ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. – *Vogelwarte, Radolfzell*.

A Hajta-patak menti nádasok fészkelő madárállományának vizsgálata

Füri András

Füri, A. 2000. Breeding bird communities in the reedbeds of the Hajta stream, Central Hungary. – Ornis Hung. 10: 183-189.

There are 700 ha of reedbeds and alkaline marshes along the Hajta stream, in eastern Pest county. Although numerous construction works were conducted in the area (e.g. reservoir building, water level control), the reedbeds did not decline until the 1990s, when droughts, and the lack of ecological considerations in the management of the newly privatised lands caused serious harm. In the present study I analyse the qualitative and quantitative changes of the reedbed-breeding bird communities. These communities deteriorated due to lack of water, and uncontrolled reed burning. Since 1998, the study area is a part of the Tápió-Hajta Landscape Conservation Area, and the management of reedbeds for conservation purposes has high priority. The paper presents guidelines for the preservation of reedbeds and their bird communities.



Pest megye keleti részén, a Hajta-patak mentén több mint 700 ha kiterjedésben nádasok, szikes mocsarak találhatók. Bár jelentősebb beavatkozások (pl. víztározó építés, vízrendezés) folytak a területen, azonban a nádasok ökológiai állapota a '90-es évek elejéig kedvező volt. Az ezt követően lezajlott klimatikai változások, az aszályos periódus igen kedvezőtlen hatással volt a területre. Mindezt fokozta a földprivatizáció után kialakult helyzet, ugyanis a magántulajdon előtérbe kerülésével a nádasok kezelésének ökológiai szempontjait sok esetben mellőzték. Jelen tanulmány több év adatai alapján elemzi a nádasok fészkelőközösségének kvalitatív és kvantitatív változását. Az eredmények alapján kimutatható, hogy a tartós vízhiány és a nádasok égetése negatív irányba befolyásolta a madárközösség összetételét. A vizsgált terület 1998 óta a Tápió-Hajta Vidéke TK része, így a nádasok ökológiai szempontú kezelésének kiemelt jelentősége van. A cikk a legfontosabb természetvédelmi javaslatokat közzéelve segítséget próbál adni a nádasok és madárviláguk fenntartásához, megőrzéséhez.

F. A.: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1021 Budapest, Hűvösvölgyi út 52.

1. Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben a szárazodás és az eutrofizáció miatt különösen veszélyeztetett vizek, vizes-nedves (wetland) élőhelyek felmérése a természetvédelem előtérbe került. A nádasok és életközösségeik megóvása, fenntartása a természetmegőrzési politika prioritásai közé tartozik. A hivatalos adatok szerint Magyarországon kb. 40 ezer ha nádas található, azonban a tényleges nádas területek összkiterjedését

ennél nagyobbra teszik (Haraszthy 1995). Több, mint egyharmaduk védett területen helyezkedik el.

A nádas mocsarak madártani felmérése hosszú múltra tekint vissza, néhány éve pedig konzervációbiológiai kutatások is folynak hazai helyszíneken, például a Kis-Balatonon és a Velencei-tavon (pl. Báldi 1995, Báldi & Kisbenedek 1999, Báldi *et al.* 1999). A Hajta-menti mocsarak sokáig elkerülték a kutatók figyelmét, csupán néhány faunisztikai adat került ismertetésre

elsősorban Farnos környékéről. A Hajta-mocsár (Jászberény) fészkelő madárvilágát Endes vizsgálta az 1980-as években (Endes & Harka 1985). A további területek feltárását az MME Szolnok megyei helyi csoportja kezdte meg, szintén az 1980-as években, azonban publikáció alig született. Péchy (1992) a kékes rétihéják egyik legjelentősebb telélőhelyeként említi a Farnos és Nagykáta közötti nádasokat. Buschmann (1995) a Hajta-mocsárról szóló monográfiájában közli a fészkelő és a vonuló fajokat. Fűri & Urbán (1998) a Tápíó-vidék madártani vizsgálatáról szóló munkájukban 1994-ig közlik - többek között - a nádas mocsarak fontosabb fészkelő fajait.

Jelen vizsgálataim során ez utóbbi munka folytatásaként célom volt a fészkelő madárállományról további adatok gyűjtése. Figyelemmel kísértem továbbá a Farnosi I-II-es tározók területén a nádasok kezelését és ennek a fészkelő madárközösségre gyakorolt hatásait. Munkám során az aszályos évek következtében fellépő változásokat is igyekeztem regisztrálni.

2. Terület és módszer

2.1. A vizsgált terület jellemzése

A Hajta-patak a Gödöllői-dombság keleti részén ered, áthalad a Jászsági-sík délnyugati részén, majd a Tápíóvidéken, Tápíó-szele határában torkollik az Egyesült-Tápíóba. Vízgyűjtője 381 km². Kisebb részben dombvidéki, nagyobb részben síkvidéki területeken folyik lapos, széles völgyben Pest megye keleti határán. A vízfolyás 47 km hosszú, melynek 90%-át az 1960-as és 1970-es években rendezték.

Nagykáta, Farnos és Jászberény határában még viszonylag nagykiterjedésű nádasok találhatók (Hajta-mocsár, Egreskáta mocsarak, Nyíkréti-mocsár, Disznótúrásító). A Hajta-patak alsó szakaszán "Farnosi I-II tározók" néven üzemelő körtöltéses víztározók az 1970-es években létesültek a patak vízrendezésével összefüggő beavatkozások során. Feladatuk a létesítéskor a vízállásos területek rendezése, árvízcsúcs visszatartás és nád-termelés volt. Az 1980-ban készített üzemelési szabályzat ezen funkciókat kiegészítette a főhasznosítás szerint öntözésre, mivel a két településen működő termelőszövetkezethnél jelentős vízigény merült fel (kb. 400 ha öntözése). Az üzemelési szabályzatban a természetvédelmi feladat is megjelent. Mind ezen nádas területek összkiterjedése meghaladja a 700 ha-t. Jelentőségüket növeli, hogy a területtel érintkező térségekben csak nagyságrenddel kisebb nádasok találhatók.

A nádasokban nyílt vízfelület néhány helyen figyelhető meg, jellegzetes hínárnövényzettel (*Lemno-Urticularietum*, *Nymphaetum albo-luteae*). Növényzeti típus tekintetében döntően *Scirpo-Phragmitetumok*, helyenként gyékényes (*Typha angustifolia*) foltokkal vagy tavi- és sziki kákával (*Schoenoplectus lacustris*, *S. tabernaemontani*) elegyesen. A jellegzetes nádas zonációk (Csörgő 1995) közül vízben álló nádasok, homogén és heterogén nádasok, magas-sásos-magaskórós átmenetek figyelhetők meg, azonban szabályos szerkezetük kevés helyen maradt fenn. Környezetükben szikes rétek és mocsárrétek, sziki magaskórósok, sziki pusztagyeppek húzódnak, sokszor változatos átmeneti zónával. A II-es tározó keresztgátja mellett 2 db összesen mintegy 4 ha kiterjedésű horgászto került kialakításra, partján

fásszárú növényzettel (*Salix* sp., *Populus* sp., *Eleagnus* sp.).

Az I-es tározó 1978 óta, a II-es tározó és a nádasok 1990 óta helyi védelem alatt álltak, majd 1998-ban a Tápió-Hajta Vidéke TK részeként országos rangra emelkedtek. A vizsgált terület HU 20 IBA-kódszámon fontos madárelőhelyként van nyilvántartva (Nagy 1998). A nádasokból kb. 200 ha természetvédelmi vagyongazdálkodásba került (Hajta-mocsár, II-es tározó), a fennmaradó rész több magántulajdonos között oszlik meg.

2.2. Az adatgyűjtés módszerei

Vizsgálataimat 1994 és 1999 között folytattam. Évenként a fészkelési időszak kezdetétől június közepéig havonta legalább egy alkalommal kerestem fel a területeket. Állománybecslést az MME ritka és telepeseen költő madárfajok monitoringjához kiadott metodika alapján (Waliczky 1992) végeztem. Mivel a zárt nádasokba bejutni nem tudtam, megfigyeléseimet a nádasok szélén haladva, helyenként terepmagaslatokat vagy magaslesek kihasználva végeztem, hasonlóan más hazai kutatásokhoz (pl. Moskát & Báldi 1999). A fészkelő állomány meghatározásában a területkezelő adatait is felhasználtam (Vidra Tamás személyes közlései).

Az I-es és II-es tározók fészkelő madarait a körtöltésen állandó útvonalon haladva próbáltam felmérni távcsöves megfigyelések és/vagy madárhangok alapján. A felmérési adatokból az útvonalról, ill. az útvonal mentén maximálisan észlelt költőpárokat határoztam meg.

Az aszályos évek következtében fellépő változások elemzéséhez csapadék és vízszint adatokat igyekeztem beszerezni. Az éves csapadékadatokat Kollár Ferenc farmosi ál-

talános iskolai tanár mérte standard csapadékmérő eszközök segítségével. A fészkelési időszak vízviszonyainak alakulásában az áprilisi szintet tartottam meghatározónak, ezért évente kiegészítő adatként leolvastam az I-es tározó vízmércéjének állását.

Feljegyeztem továbbá a nádasok kezelésével összefüggő eseményeket. Durva becsléssel határoztam meg a learatott területek arányát és rögzítettem a nádasok leégetésének tényét. A tározók felmérési adatainak feldolgozásakor minden évre kiszámoltam a diverzitás értéket a Shannon-Wiener képlet alapján:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i,$$

ahol p_i az i -edik faj relatív gyakorisága.

A kiegyenlítettséget a $J = H' / \ln S$ képlet alapján számoltam, ahol S = az adott időszakban észlelt fajok száma.

3. Eredmények

A Hajta-menti mocsarakban 1995-1998 között fészkelő fajok becsült állományadatait az 1. Táblázatban foglaltam össze. A gyakori fajoknál csak a fészkelés tényét rögzítettem, nem volt célom az állomány felmérése. Ugyancsak a fészkelés tényét állapítottam meg a kis vízicsibénél, a faj aktivitási szokásaira tekintettel állománybecslést nem végeztem. A táblázatban szerepeltetem a függőcinege fészkelési adatait is, mivel minden esetben nádas szegélyén lévő fákon költöttek, és jelenlétükben a nádasnak alapvető szerepe van. A csapadék és vízszint adatokat a 2. Táblázatban, a nádasok kezelésére vonatkozó információkat a 3. Táblázatban közlöm. Az I-II-es tározók töltéséről végzett felmérések eredményeit a 4-5. Táblázat tartalmazza.

1. Táblázat. A Hajta-menti nádasokban fészkelő fajok becsült állományadatai (pár).

Tab. 1. Estimated number of breeding pairs in the reedbeds along the Hajta stream.

Sorsz.	Faj	1995	1996	1997	1998	1999
1.	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	5-6	6-8	6-7	8-10	20
2.	<i>Podiceps cristatus</i>	-	1	-	2	4-5
3.	<i>Podiceps griseigena</i>	-	-	-	-	1
4.	<i>Botaurus stellaris</i>	6-8	10-12	8-10	10-12	18-20
5.	<i>Ixobrychus minutus</i>	9-10	7-8	8-9	6-7	10-12
6.	<i>Egretta alba</i>	-	-	-	-	1
7.	<i>Ardea purpurea</i>	2-3	-	-	3-4	8-10
8.	<i>Anser anser</i>	-	-	-	-	1
9.	<i>Anas platyrhynchos</i>	X	X	X	X	X
10.	<i>Anas querquedula</i>	6-8	8-10	7-8	10-11	15-16
11.	<i>Anas clypeata</i>	-	-	-	-	10-15
12.	<i>Aythya ferina</i>	-	-	-	1-2	2-3
13.	<i>Aythya nyroca</i>	5-6	4-5	6-7	8-10	20-22
14.	<i>Circus aeruginosus</i>	11	13	10	12	19-20
15.	<i>Rallus aquaticus</i>	F	F	F	F	20-25
16.	<i>Porzana parva</i>	F	F	F	F	F
17.	<i>Gallinula chloropus</i>	X	X	X	X	X
18.	<i>Fulica atra</i>	X	X	X	X	X
19.	<i>Cuculus canorus</i>	X	X	X	X	X
20.	<i>Luscinia svecica</i>	4-5	4-5	6-7	7-8	12-14
21.	<i>Locustella luscinioides</i>	X	X	X	X	X
22.	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	2-3	3-4	3-4	4-5	6-8
23.	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	X	X	X	X	X
24.	<i>Acrocephalus palustris</i>	X	X	X	X	X
25.	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	X	X	X	X	X
26.	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	X	X	X	X	X
27.	<i>Panurus biarmicus</i>	X	X	X	X	X
28.	<i>Remiz pendulinus</i>	3-4	3-4	4-5	4-5	4-5
29.	<i>Emberiza schoeniclus</i>	X	X	X	X	X

X = gyakori fészkelő / abundant breeder

F = fészkel, de állománybecslés nem történt / breeding species, but no estimation of abundance was carried out

2. Táblázat. Csapadék és vízszint adatok a Hajta-menti nádasok jellemzéséhez.

Tab. 2. Precipitation and water level data to characterise the reedbeds along the Hajta stream.

Év	Évi összes csapadék /mm/ (Farnos)	I-es tározó áprilisi vízmérete /m/
1993.	389	1,4
1994.	375	1,5
1995.	649	1,0
1996.	499	1,8
1997.	376	1,6
1998.	658	2,0
1999. (októberig)	805	2,1
(1999. július)	(325!)	
(1999. júl. 10.)	(186!)	

3. Táblázat. A learatott nádasok aránya, illetve az égetés tényének regisztrálása a Hajta-menti I-es és II-es tározó mentén.

Tab. 3. Proportion of mowed reed, or the detection of reed burning at the reservoir I and II at the Hajta stream.

Év	I-es tározó	II-es tározó
1994.	NA 50%	NA 70%
1995.	É	NA 50%
1996.	NA 70%	NA 60%
1997.	NA 80%	NA 80%
1998.	NA 70%	É
1999.	NA 90%	NA 70%

NA = nádaratás / mowing

É = égetés / burning

4. Táblázat. A Hajta-menti I-es és II-es tározó töltéséről észlelt költőpárok adatai.

Tab. 4. The number of pairs of breeding birds recorded around the reservoir I and II at the Hajta stream.

Ssz.	Faj	1994		1995		1996		1997		1998		1999	
		I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
1.	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	2	-	-	1	2	-	1	-	1	3	2
2.	<i>Podiceps cristatus</i>	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
3.	<i>Botaurus stellaris</i>	1	3	-	1	2	2	1	-	3	2	6	5
4.	<i>Ixobrychus minutus</i>	1	1	-	-	-	-	1	-	3	-	2	1
5.	<i>Ardea purpurea</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
6.	<i>Egretta alba</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7.	<i>Anas platyrhynchos</i>	7	9	2	3	4	5	4	2	4	2	8	5
8.	<i>Anas querquedula</i>	1	1	-	1	1	4	-	1	2	-	3	4
9.	<i>Anas clypeata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1
10.	<i>Aythya ferina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
11.	<i>Aythya nyroca</i>	-	2	-	1	-	2	-	-	1	-	1	3
12.	<i>Circus aeruginosus</i>	2	4	1	2	2	5	2	1	2	1	6	4
13.	<i>Rallus aquaticus</i>	5	7	1	2	4	7	3	2	6	2	4	3
14.	<i>Gallinula chloropus</i>	1	2	-	-	1	3	1	-	2	-	1	2
15.	<i>Fulica atra</i>	1	2	-	-	1	6	2	2	6	-	16	18
16.	<i>Vanellus vanellus</i>	2	2	2	2	5	3	2	5	3	1	2	2
17.	<i>Gallinago gallinago</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
18.	<i>Tringa totanus</i>	2	-	-	-	-	1	-	3	-	-	1	2
19.	<i>Cuculus canorus</i>	3	3	-	1	-	-	1	1	3	1	2	1
20.	<i>Alauda arvensis</i>	3	-	5	2	2	-	4	-	3	1	2	-
21.	<i>Motacilla flava</i>	3	2	7	4	6	6	5	6	6	4	5	2
22.	<i>Luscinia svecica</i>	3	-	-	-	2	1	1	1	3	1	4	3
23.	<i>Saxicola rubetra</i>	3	2	5	4	6	3	6	6	5	7	2	1
24.	<i>Locustella naevia</i>	2	3	1	3	-	-	1	-	-	1	3	-
25.	<i>Locustella luscinioides</i>	3	5	-	3	3	7	2	-	3	1	4	3
26.	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	-	2	-	-	1	1	-	-	1	-	1	1
27.	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	34	17	16	13	29	19	20	10	31	12	23	13
28.	<i>Acrocephalus palustris</i>	-	-	-	1	2	-	1	2	1	1	-	2
29.	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	5	2	1	1	5	3	2	1	5	1	3	2
30.	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	6	10	-	3	2	5	2	2	5	1	4	2
31.	<i>Panurus biarmicus</i>	8	6	-	-	2	6	-	-	4	-	-	-
32.	<i>Remiz pendulinus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1
33.	<i>Emberiza schoeniclus</i>	15	11	10	12	13	18	12	9	15	8	17	10
	Összesen	112	102	51	59	94	110	73	56	117	49	127	97

4. Értékelés és javaslatok

A Hajta-menti nádasok madárvilágának vizsgálata során összesen 29 faj fészkelését regisztráltam az 1995 és 1999 közötti években. Az aszályos években 23-24 faj, míg az 1999-es "vizes évben" a táblázatban szereplő összes faj költött. Külön kiemelendő, hogy a nagyköcsag és a vörösgém több évi kihagyás után újra megjelent és a cigányréce állomány háromszorosára nőtt. 1999-ben először észleltük a nyári lúd és a vörösnyakú vöcsök fészkelését. A

fészkelők között az énekes nádiposzáta nem tipikus nádas fészkelő, a szegélyzőnában költöttek, amely az évek során - a vízállástól függően - dinamikusan változott. A függőcinegék a nádasok szélén lévő fákon fészkeltek.

A fészkelő fauna összetétele nagy hasonlóságot mutat a hazánk más tájain megtalálható összefüggő, nagykiterjedésű nádasomcsarak madárvilágával (pl. Kovács 1985). A Hajta-térségből azonban néhány faj hiányzik (pl. szerkők, sirályfélék, kanalasgém, szürkegém), jóllehet ezek

5. Táblázat. A Hajta-menti I-es és II-es tározók madárközösségeinek jellemzői.

Tab. 5. Community structure parameters of the breeding bird communities at the reservoir I and II at the Hajta stream.

	1994	1995	1996	1997	1998	1999
I-es tározó / Reservoir I						
Fajszám / No. of species	23	11	21	20	23	26
Össz észlelt pár / No. of pairs found	112	51	94	73	117	127
H (diverzitás) / Diversity	2,54	1,97	2,48	2,46	2,69	2,81
J (kiegyenlítettség) / Evenness	0,53	0,50	0,54	0,57	0,56	0,58
II-es tározó / Reservoir II						
Fajszám / No. of species	25	18	22	18	19	28
Össz észlelt pár / No. of pairs found	102	59	110	56	49	97
H (diverzitás) / Diversity	2,71	2,48	2,66	2,51	2,45	2,91
J (kiegyenlítettség) / Evenness	0,58	0,60	0,56	0,62	0,62	0,63

mindegyike vonulási, kóborlási időszakban előfordult már. Múltbani fészkelésükre sincs adat. Mindez részben a nagy nyíltvizes részek hiányára, valamint a terület izoláltságára is visszavezethető.

A korábbi évek adataival összevetve (Füri & Urbán 1998) szembevetendő, hogy az 1990-es évek közepén, mind kvalitatív, mind kvantitatív szempontból negatív irányú változások történtek. Ennek elsődleges oka a vízhiányban keresendő. A vizsgálati időszak csapadékadatát tekintve látható, hogy az aszályos években a sokéves állapothoz (550 mm) viszonyítva jelentős vízhiány volt, ami a nyár derekára mocsarak teljes vagy részleges kiszáradásához vezetett. Ezt a felhalmozódó hiányt úgy tűnik, hogy csak az 1999-es év csapadéka tudta pótolni (2. Táblázat). A nádas élőhelyek kritikus állapota megszűnt, a vízmérleg - legalábbis egyelőre - "helyre billent". Ennek köszönhető a fauna helyreállása is, bár néhány fajnál (pl. bölömbika, barna rétihéja) a korábbi állományfelmérések eredményeitől kevesebb fészkelő pár volt megfigyelhető.

A klimatikus okok mellett a nádasok kezelése is hatással lehet a madárállomány összetételére (Báldi & Moskát 1995). A területen az 1990-es évek elejétől egyre intenzívebb nádgazdálkodás folyik, mely-

nek egyik oka a nádasok magánkézbe kerülésében keresendő. A tulajdonosok igyekeznek a lehető legtöbb bevételt "lehozni" a területről, így a meghagyott foltok aránya folyamatosan csökkent (3. Táblázat). Sajnos többször előfordult az aszályos években a nádasok égetése is.

A Famosi I-II-es tározóknál végzett vizsgálatok eredményei jól mutatják, hogy a vízszint alakulását követi a madárvilág változása is; az I-es tározónál szignifikánsan korrelált a vízszint mind a négy közösségszerkezeti paraméterrel ($r_{\text{fajszám}}=0,858$; $r_{\text{párok száma}}=0,848$; $r_H=0,947$, $r_J=0,858$; $P<0,05$ mindegyik esetre), a csapadék nem ($P>0,1$ mind a négy paraméternél). A II-es tározó esetében nem volt szignifikáns korreláció egyik esetben sem. A nádasok leégetésére a fészkelő madárfauna mindkét tározónál azonos módon reagált, a legkisebb diverzitás értékek itt tapasztalhatók. Báldi & Moskát (1995) szintén az égetés káros voltát mutatta ki, még az aratással szemben is a Kis-Balatonon. Az I-es tározónál lévő nagyobb különbségben az 1995-ös évi minimum vízszint hatása közrejátszott. A II-es tározó diverzitás értékei némileg magasabbak az I-es tározónál kapott értékeknél, amelyek a tározó összetettebb növényzetét, élőhelyi sokféleségét is tükrözik. Az alacsony kiegyenlítettségi értékek néhány

faj (pl. foltos nádiposzáta *Acrocephalus schoenobaenus*, nádi sármány *Emberiza schoeniclus*) szuperdominanciájára utalnak. Mivel a tározókban sásrétek, mocsár-
rétek, sziki magaskórósok és szikes gye-
pek is találhatóak a töltésen belül, jónéhány
ezen élőhelytípusokra jellemző faj (pl. bí-
bic *Vanellus vanellus*, piroslábú cankó
Tringa totanus, mezei pacsirta *Alauda
arvensis*, réti tücsökmadár *Locustella nae-
via*, sárga billegető *Motacilla flava*, roz-
sás csuk *Saxicola rubetra*) is költött.
Mennyiségük a szárazabb időszakban, il-
letve az égetések után megnövekedett.

A Hajta-menti nádasok megóvásával a
ma még diverznek mondható madárvilág is
megőrizhető, azonban fokozottabban kell
értvényt szerezni a természetvédelmi köve-
telményeknek, segítve ezzel a nádasban élő
fajok speciális élőhelyigényének kielégíté-
sét. Biztosítani kell a mocsarak vízellátá-
sát, meg kell oldani az aszályos években a
vízpótlást. A nádaratás során kisebb folt-
kat meg kell hagyni, melyben vízben álló
nádas, homogén, heterogén és szegélyná-
das típusoknak is kell lenni. A nagyobb ná-
dasokban (I-II-es tározó, Disznótúrasi-,
Nyíkréti-, Hajta-mocsár) a fentiekben túl 4-
5 ha összefüggő foltok is meghagyandók a
gémfélék fészkelésének elősegítésére. A
nádasok égetése nem engedélyezhető! A
nádaratást február végéig be kell fejezni, s
csak tartós hideg időjárás esetén húzódhat
ki a nádvágási szezon március közepéig.
Egyes madárfajok megtelepedési gyakori-
ságán mesterséges fészkalapok készítésé-
vel is lehetne javítani.

Köszönetnyilvánítás. Köszönetet mondok Vid-
ra Tamás területkezelő kollégának, aki az álló-
mányfelmérésben segítségemre volt, és Kollár
Ferencnek a csapadékatatok rendelkezésemre
bocsátásáért.

Irodalomlista

- Báldi, A. 1995. A nádas foltok méretének, térbeli el-
rendeződésének és szegélyének szerepe a nádi
fajok fennmaradásában. Pp. 144-150. In: Vászár-
helyi, T. (ed.). A nádasok állatvilága. – Magyar
Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi, A. & T. Kisbenedek. 1999. Species-specific
distribution of reed-nesting Passerine birds
across reed-edges: Effects of spatial scale and
edge type. – Acta Zool. Hung. 45: 97-114.
- Báldi, A. & C. Moskát. 1995. Effect of reed burning
and cutting on breeding birds. Pp. 637-642. In:
Bissonette, J. A. & P. R. Krausman. (eds).
Integrating People and Wildlife for a Sustainable
Future. Proceedings of the first International
Wildlife Management Congress. – The Wildlife
Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Báldi, A., Moskát, C., Palkó, S. & E. Gáti. 1999.
Effects of reconstruction works on the breeding
birds of the Kis-Balaton Ramsar site. –
Vogelwelt 120: 273-276.
- Buschmann, F. 1995. Jászberény és környékének ter-
mészeti értékei. I. A Hajta. Jászvári Füzetek 22.
– Jász Múzeum, Jászberény.
- Csörgő, T. 1995. A nádas zonációk és szegélyvegetá-
ciók énekesmadarai. Pp. 138-144. In: Vászárhelyi,
T. (ed.). A nádasok állatvilága. – Magyar Termé-
szettudományi Múzeum, Budapest.
- Endes, M. & A. Harka. 1985. A Jászvári-sík gerinces
állatvilága. Jászvári Füzetek 14. – Jász Múzeum,
Jászberény.
- Füri, A. & S. Urbán. 1998. A Tápió-vidék madártani
vizsgálata. – Ornis Hungarica 8. Suppl. 1: 113-
118.
- Haraszthy, L. 1995. Biológiai sokféleség megőrzésé-
nek lehetőségei Magyarországon. – WWF Füze-
tek 8. p. 36.
- Kovács, G. 1988. A Hortobágy madárvilágának öko-
faunisztikai vizsgálata. Pp. 144-150. In: Tóth, A.
(ed.). Tudományos kutatások a Hortobágyi Nem-
zeti Parkban 1976-1985. – OKTH, Budapest.
- Moskát, C. & A. Báldi. 1999. The importance of
edge effect in line transect censuses applied in
marshland habitat. – Ornis Fennica 76: 33-40.
- Nagy, Sz. 1998. Fontos madárelőhelyek Magyaror-
szágon. – Magyar Madártani és Természetvédel-
mi Egyesület, Budapest.
- Péchy, T. 1992. Kékes réthéja (*Circus cyaneus*) tele-
lő állományának vizsgálata. – Mad. Táj. 1992/2:
20-24.
- THVGT 1968. A Tápió és Hajta vidék vízrendezése
1958-1968. – Kézirat, Nagykáta.
- Waliczky, Z. 1992. Kézikönyv a ritka és telepesen
fészkelő madárfajok állományfelméréséhez. –
kézirat, Magyar Madártani és Természetvédelmi
Egyesület, Budapest.

A fészekalj túlélés kísérletes vizsgálata nádasokban - szegély és belső élőhelyek összehasonlítása

Batáry Péter és Báldi András

Batáry, P. and Báldi, A. 2000. Survival of artificial clutches in reedbed edges and interiors. – Ornis Hung. 10: 191-195.

The loss and fragmentation of habitats is the most serious problem of nature conservation. Habitat fragmentation has several important consequences, including the increasing proportion of edges where nest predation is often higher than in habitat interiors. Most of these studies were conducted in forested landscapes. To generalise this increased nest predation edge effect across habitats, we should test this hypothesis in non-forested habitats. We studied nest predation in a Swedish (Lake Hornborga) and two Hungarian (Lake Velence, Kis-Balaton) reedbeds, using artificial nests made of wire and lined with grass. These nests resembled Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) nests, and contained one quail egg and one small plasticine egg. During the two years of study (1998 and 1999) we placed out 260 nests to edge and interior reedbeds. The difference between predation rates in edge and interior reedbeds varied among areas, and showed no clear pattern. Predation rates in different interior habitats were similar, while in the edge habitats they are different. The generality of higher nest predation at habitat edges could not be proven.



Az ember egyre növekvő területhasználatával az eredeti, természetes élőhelyek feldarabolódása mind inkább előrehalad. Ezt a feldarabolódási folyamatot nevezzük élőhelyfragmentációnak, mely során az eredeti, nagyobb habitatból több, izolált folt jön létre. Ezekben a foltokban a szegély élőhelyek eluralkodnak, s az eddigi, főleg mérsékeltővi erdőkre vonatkozó fészekpredációs vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a szegélyhatás következtében általában megnő a fészekaljpredáció és a fészekparazitizmus mértéke a szegélyekben. Vizsgálatunkban azt próbáltuk kideríteni, hogy nádas élőhelyeken is érvényesek-e az erdei habitatokban a szegélyhatásra kapott eredmények. Kísérleteinkhez nádírgó fészkeire hasonlító műfészkeket használtunk, fészkenként egy fűj- ill. gyurmatojással. A három vizsgálati területen (Hornborga tó (Svédország), Velencei-tó, Kis-Balaton) két év alatt összesen 260 műfészket helyeztünk ki, minden vizsgálati területen fele arányban a szegélybe és fele arányban a belsőbe. A vizsgálatunkból úgy tűnik, hogy nádas élőhelyeken valószínűleg nem érvényesül a szegélyhatás. Kimutattuk, hogy a különböző területeken a belső élőhelyek fészektúlélés szempontjából nem különböznek, homogének, míg a szegély élőhelyek különböznek, heterogének.

B. P. és B. A.: MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2. baldi@ludovika.nhmus.hu

1. Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben az észak-amerikai énekesmadarak számának rohamos csökkenésére figyeltek fel a kutatók, aminek a vizsgálata fellendítette a fragmentációs kutatásokat (Wilcove 1985, Askins 1995).

Az eredeti élőhelyek degradálódása és fragmentálódása kevesebb élőhelyhez és egyúttal a szegélyek növekedéséhez vezet, pl. utak, mezőgazdasági területek, erdőirtások, stb. mentén (Báldi 1996). A szegélyekben általában megnő a ragadozók és a fészekparaziták száma, ami ott nagyobb fészekaljpredációt eredményez (Paton

1994). Tulajdonképpen az a szegélyhatás az, ami valószínűleg nagymértékben felelős az említett csökkenésért Észak-Amerikában. Az eddigi kutatások túlnyomó része, melyekben a predációt és/vagy a szegélyhatást vizsgálták, az amerikai és a skandináv erdőkre és azok szegélyére (legelő, szántó, tarvágás, stb.) vonatkozik. Andrén (1995) áttekintő cikkéből kiderül, hogy a predáció és a szegélyhatás együttes vizsgálatát főleg erdőszegélyekre (30 cikk) nézték, míg a nyílt élőhelyeket kevésbé kutatták (11 cikk). A Biosys adatbázisból kikerestük a fészkaljpredációra vonatkozó cikkeket, melyek közül 114 cikk foglalkozik erdei habitatokkal és csak 10 nádas élőhelyekkel. Tudomásunk szerint a szegélyhatást nádasokban (költési időszakban) eddig lényegében még nem vizsgálták (de lásd: Báldi & Kisbenedek (1999) és Moskát & Báldi (1999)).

Jelen cikkünkben a fészkaljpredációt és a szegélyhatást együtt vizsgáltuk, néztük a különbséget a szegély és a belső élőhelyek között egy svédországi és két magyar vizes területen. Ezenkívül vizsgáltuk a rejtettség hatását a fészkaljtúlélésre. Vizsgálataink fő célja az volt, hogy megnézzük érvényesek-e az erdei élőhelyeken kapott szegélyhatásra vonatkozó eredmények nádasokban, azaz ezekben a habitatokban is nagyobb-e a fészkaljpredáció a szegélyben, mint a belsőben.

2. Vizsgálati terület és módszerek

A kutatást két hazai és egy svédországi vizes területen végeztük: Velencei-tó (24 km², É 47° 10' K 18° 32'), ahol kb. 1000 ha nádas van; Kis-Balaton (150 km², É 46° 42' 21'), melyen kb. 2500 ha nádas van; és a Hornborga tó Svédországban (34 km², É

1. Táblázat. A kihelyezett műfészkek száma az egyes területeken.

Tab. 1. The number of artificial nests in the study areas.

Hely / Site	Dátum / Date	Fészeksám / Number of nests	
		Szegély / Edge	Belső / Interior
Hornborga tó, Svédország/Sweden	1998.06.	22	23
Velencei-tó / Hungary	1998.06.	25	25
Velencei-tó / Hungary	1999.04.	30	30
Velencei-tó / Hungary	1999.05.	30	30
Kis-Balaton I. / Hungary	1999.05.	15 *	15
Kis-Balaton II. / Hungary	1999.05.	15 *	15

* - Ugyanaz a szegély két különböző belsővel van összehasonlítva. / One edge was compared with two different interiors.

58° 19' K 13° 33'), ahol kb. 1500 ha nádas található.

Kísérleteinkhez műfészkeket használtunk, amit csirkehálóból, és az ebbe helyezett fűből készítettük, az így elkészített műfészkek méretben és kinézetben is hasonlítottak ádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*) fészkehez. A műfészkekkel kapott predációs ráták hasonlóan a valódi fészkekkel kapott rátákhoz, viszont ezek a ráták általában nagyobbak, mint a valódi fészkekkel nyert ráták (Major & Kendall 1996). A műfészkekbe egy fürj- (*Coturnix coturnix*) és egy gyurmatójt tettünk. A fészkeket a szegélybe és a nádasok belsejébe helyeztük ki (1. Táblázat). Összesen 260 műfészket vizsgáltunk 1998 júniusában, 1999 áprilisában és májusában. A fészkek 4-12 napig voltak kihelyezve, kivételesen 3 napig. Egy fészket akkor tekintettük predátnak, ha a fürjtojás vagy a gyurmatójt eltűnt, vagy valamelyiken predáció nyoma volt látható. A nádmagasságot (kb. 2 méteres körzetben) és az oldal-

2. Táblázat. A nádasok szegélyében és belsejében a Mayfield módszerével kapott 14 napos fészekalj túlélési ráták (=1-fészekaljpredációs ráta) összehasonlítása z statisztikával.

Tab. 2. The comparison of the nest survival rates (Mayfield's method) of edge and interior reedbed habitats with the "z" statistic.

Hely / Site	Dátum / Date	Szegély / Edge	Belső / Interior	z	df	P
Hornborga tó, Svédország / Sweden	1998.06.	0,27	0,78	3,718	43	p<0,001
Velencei-tó / Hungary	1998.06.	0,44	0,36	0,573	48	NS
Velencei-tó / Hungary	1999.04.	0,60	0,53	0,649	58	NS
Velencei-tó / Hungary	1999.05.	0,16	0,46	2,487	58	p<0,05
Kis-Balaton I. / Hungary	1999.05.	1,00 *	0,80	1,800	28	NS(p<0.1)
Kis-Balaton II. / Hungary	1999.05.	1,00 *	0,53	2,963	28	p<0,01
Összes/Total		0,45	0,55	1,585	258	NS

* - Ugyanaz a szegély két különböző belsővel van összehasonlítva. / One edge was compared with two different interiors.

só láthatóságot minden fészekre megbecsültük. A láthatóságra négy kategóriát használtunk: 0: >20 m, 1: 5-20 m, 2: 2-5 m, 3: <2 m, attól függően, hogy mi az a távolság, ahonnan az adott fészkek még látható. Az így kapott adataink feldolgozására a Mayfield-féle fészekalj túlélési rátát használtuk (Mayfield 1961), és a kapott túlélési rátákat összehasonlítottuk Hensler & Nichols (1981) szerint. Ez a módszer feltételezi, hogy a predációs ráta nem változik az idővel a vizsgálat ideje alatt. Ezt a feltevést egy kísérletben megvizsgáltuk, 50 db műfészket ellenőriztünk a 2., az 5., a 8. és a 11. napokon 1998-ban, így a következő eredményeket kaptuk a predációs rátákra: 0,10 (2. nap); 0,20 (5. nap); 0,09 (8. nap) és 0,20 (11. nap). Tehát a kotlásnak megfelelő hosszúságú idő időszakokra nézve nem találtunk tendenciát a fészekalj túlélési ráta változásában, bár nagy volt a variáció (Báldi & Batáry 2000).

3. Eredmények és következtetések

A fészkeknek közel a felét predáltak tekintettük (49%). A különböző területeken és időszakokban kapott predációs rátákat

összevonva az összes szegélyben és az összes belsőben nem találtunk szignifikáns eltérést: 55% a szegélyben, 44% a belsőben (Mayfield módszerével nyert eredmények z statisztikával összehasonlítva: $z=1.585$, $d.f.=258$, NS). Helyenként és időszakonként összehasonlítva a túlélési rátákat, szignifikáns különbséget kaptunk Hornborgánál, a Velencei tavon 1999 májusában és a Kis-Balatonon (2. Táblázat). A Hornborga tó szegélyében az alacsony fészekalj túlélés valószínűleg a nádas felett repülve kereső madarak fészekrablásának a következménye lehet, főleg sirályoké (*Larus* spp.), és részben a barna rétihéjéé (*Circus aeruginosus*). A Velencei tavon a három kísérlet közül májusban (1999) szignifikáns különbség volt a szegély és a belső élőhelyek predációs rátái között, míg a másik két esetben június (1998) és április (1999) nem volt eltérés (2. Táblázat). Ez valószínűleg annak a következménye, hogy a költési szezonon belül változik a fészekaljpredációs ráta. Amint azt a módszerek végén láttuk, rövidtávon ugyan nem változik a fészekaljpredációs ráta, ez azonban nem zárja ki, hogy hosszabb távon, az egész költési szezonra nézve ne változzon. Mint Hoi & Winkler (1988) ki-

mutatta, a predációs ráta alacsonyabb áprilisban és júniusban, míg májusban magasabb. (Bár ezt a mintázatot Honza *et al.* (1998) nem mutatta ki természetes cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) fészkeken). A Kis-Balaton nádasában nem volt predáció a szegélyben, mely meglepő, mert itt magasabb predációs rátát vártunk volna - ez a szegély a nádas és a szárazföld határán húzódott - míg a belsőben alacsonyabbat. Más tanulmányok ugyanis nagyobb predációs rátát találtak a nádas-szárazföld szegélyben, mint a nádasokban, és azzal magyarázták azt, hogy a szárazföldi emlős predátorok nem tudnak bemenni a belsőbe a mélyülő víz miatt (Picman *et al.* 1993).

Vizsgáltuk a fészkek rejtettségének hatását a fészkealjptúlélési rátára. A nagy láthatósági index és a magas nád, sűrű vegetációt, s így jó takarást jelent. Általában a nagy fokú rejtettség csökkent a fészkealjpredációt (Martin 1987), bár ez elég ellentmondásos, mert például Götmark *et al.* (1995) szerint e nagy fokú rejtettség miatt a fészkelő egyedek (és a fiókák) nehezebben veszik észre a predátorokat, a fajtársakat és a táplálékot. Így egy csereviszony áll fenn a takarás és a láthatóság között. Összehasonlítottuk a láthatóságot és a nádmagasságot a predált és nem predált műfészkek között az egyes helyeken és időszakokban, de semelyik esetben sem találtunk szignifikáns különbséget, még a szegély habitatokban sem. Feltételezhető azonban, hogy vagy a mi módszereink nem megfelelőek a rejtettség hatásának kimutatására, vagy pedig elképzelhető, hogy a vizuálisan kereső predátorok más nyomok alapján keresik zsákmányukat, például a vegetációs struktúra más térbeli skáláján.

Eredményeink nem támasztják alá szá-

mos fás élőhelyen végzett vizsgálat következtetéseit, miszerint szegély élőhelyeken nagyobb a fészkealjpredáció, mint a belső élőhelyeken, de igazolják több, nem erdei habitatban végzett tanulmány eredményét, mint például tözegmoha lápon (Berg *et al.* 1992), mocsárban (pl. Picman *et al.* 1993) és prérin (pl. Pasitschniak-Arts *et al.* 1998), ahol nem találtak szegélyhez kapcsolódó megnövekedett fészkealjpredációt. Feltehető tehát, hogy a szegélyhatás a fészkealjpredációs rátára nem minden habitatban általános szabály.

Köszönetnyilvánítás. Köszönetünket fejezzük ki a Duna-Ipoly Nemzeti Parknak, Balaton-felvidéki Nemzeti Parknak és a Nyugat-Dunántúli Vízügyi Igazgatóságnak a kutatási engedélyekért. Köszönjük Székely Tamásnak, hogy a Biosys adatbázisban végzett kereséssel segítette munkánkat. A kutatást az OTKA F/19737 pályázat anyagi támogatása tette lehetővé. Batáry Pétert a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kutatói Ösztöndíjjal segítette.

Irodalomjegyzék

- Andrén, H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges - Mosaic Landscapes and Ecological Processes. Pp. 225-255. In: Hansson L., Fahrig L. and G. Merriam (eds). Mosaic Landscapes and Ecological Processes. - Chapman and Hall, London.
- Askins, R. A. 1995. Hostile landscapes and the decline of migratory songbirds. - *Science* 267: 1956-1957.
- Báldi, A. 1996. Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. - *Természetvédelmi Közlem.* 3-4: 103-112.
- Báldi, A. & T. Kisbenedek. 1999. Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. - *Acta zool. hung.* 45: 97-114.
- Báldi, A. & P. Batáry. 2000. Do predation rates of artificial nests differ between edge and interior reedbed habitats? - *Acta Ornithol.* 35: 53-56.
- Berg, A., Nilsson, S. & U. Boström. 1992. Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south-north gradient. - *Ornis Scan.* 23: 13-16.

- Götmark, F., Blomquist, D., Johansson O. & J. Begkvist. 1995. Nest site selection: a trade-off between concealment and view of surroundings? – J. Avian Biol. 26: 305-312.
- Hensler, G. L. & J. D. Nichols. 1981. The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. – Wilson Bull. 93: 42-53.
- Hoi, H. & H. Winkler. 1988. Feinddruck auf Schilfrüter: Eine experimentelle Untersuchung. – J. Ornithol. 129: 439-447.
- Honza, M., Rien I. J., Moksnes A. & E. Roskaft. 1998. Survival of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* clutches in relation to nest position. – Bird Study 45: 104-108.
- Major, R. E. & C. E. Kendal. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. – Ibis 138: 298-307.
- Martin, T. E. 1987. Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. – Condor 89: 925-928.
- Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. – Wilson Bull. 73: 255-261.
- Moskát, C. & A. Báldi. 1999. The importance of edge effect in line transect censuses applied in marshland habitats. – Ornis Fenn. 76: 33-40.
- Pasitschniak-Arts, M., Clark R. G. & F. Messier. 1998. Duck nesting success in fragmented prairie landscape: is edge effect important? – Biol. Conserv. 85: 55-62.
- Paton, P. W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? – Conserv. Biol. 8: 17-26.
- Picman, J., Milks M. L. & M. Leptich. 1993. Patterns of predation on passerine nests in marshes: effects of water depth and distance from edge. – Auk 110: 89-94.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. – Ecology 66: 1211-1214.

Máramaros ornitofaunájának általános jellemzése

Ardelean Gavril és Béres József

Ardelean, G. and Béres, J. 2000. A general overview of the bird fauna of Maramures, Romania. – Ornis Hung. 10: 197-210.

This paper presents an overview of the bird species occurring in Maramures county of north-ern Romania. The Maramures bird fauna consists of 227 species, and a complete list of these species is given in Table 1. One hundred-forty species of these have been shown to nest in the area during the last 50 years. During this period, several species have disappeared from the area, whereas several other species have colonised the area. Certain species have extended their range into the mountainous areas, whereas others have started breeding at lower elevations, due to complex changes in the environment. The most conspicuous factors influencing these changes are probably anthropogenic. For example, *Pica pica* and *Corvus corone cornix*, which are typical lowland species, have started nesting at altitudes of 1200-1300 m. *Sturnus vulgaris* has become the most common nesting species in woodland pastures at elevations of 900-1000 m. The extension of these species' breeding range can be due to forest clear-cuts, allowing these species to invade habitats at higher elevations. Pine plantations in the zone of deciduous forests (350-700 m) have become habitats for birds characteristic of the coniferous forests (*Parus ater*, *Regulus spp.*, *Nucifraga caryocatactes*). The final part of the paper briefly describes the main migration routes used by migratory species and local breeders throughout Maramures county.



A Máramaros általános madártani jellemzését adjuk e cikkben. Összesen 227 faj fordul elő a területen, ebből 140 a fészkelő. Az elmúlt ötven évben jelentősen átrendeződött a madárfau-na, elsősorban az emberi terjeszkedés miatt, amit jól mutat a szarka, szürkevarjú és a seregély elterjedése. Röviden áttekintjük a Máramaroson átívelő madárvonulási útvonalakat is.

A. G.: Satu Mare, cui Republicii Nr. 31/5. România. B. J.: Sighetu Marmatie, Cart. 1 Mai 4/5. România.

1. Bevezetés és földrajzi leírás

A vizsgálati terület Románia északi-észak-nyugati részén fekszik, a máramarosi me-dencét és az azt keretező hegykoszorút foglalja magába a Felső-Tisza román-uk-rán határvonaláig. Területe 3218 km². Közigazgatási szempontból Máramaros megyéhez tartozik. A terület legalacson-nyabb pontja a Tisza és az országhatár ta-lálkozásánál helyezkedik el 204 m-en, míg a legmagasabb pontja a Radnai havasok-

ban található Pietrosul Mare 2303 méteres csúcsa. A maximális szintkülönbség 2100 m a területen, melynek mind a geológiai felépítése, mind a felszíni formái igen vál-tozatosak. A terület központi részén elte-rülő, belső kárpáti-üledékes kőzetekből felépült, jelentős sólerakódásokkal rendel-kező máramarosi medencét a külső felszí-ni erők és folyóvizek dombvidékké szab-dalták. Alacsony fekvésű, sík területek csak a nagyobb folyók középső és alsó szakasza mentén a teraszokon, árterülete-ken fordulnak elő.

A medencét övező hegykoszorú legmagasabb tagjait a kristályos-mezozoós öv gyűrt hegyei alkotják. A területet határoló hegységek keleten a M-íi Maramureşului (magasabb masszívumai a Şerban, Pop Ivan, Stogu, Farcău, Mihailec, Pietrosul Bardăului, Cearcăn, Ciungile Băşălini) és a Torójága vulkanikus hegyei, délkeleten pedig a Radnai havasok, számos, 2000 m magasságot meghaladó csúccsal (pl. Pietrosul Rodnei - 2303 m, Buhăiescu, Rebra, Puzdra, Galaţ, Ineu), glaciális maradványokkal (tavak, morénák, teknővölgyek) és eróziós felszínekkel.

Délen a Țibleş és a Văratec hegyek szubvulkáni (dyke, szilur) és szedimentális (flis) formációi képezik az átmenetet a negyedkori vulkáni öv máramarosi tagjai felé, melyek nyugat és délnyugat felől határolják a medencét. A vulkáni öv tagjai a Gutin, Igriş hegyek és a lávafolyásokból felépült meredek, sziklás peremű máramarosi vulkáni plató. Éghajlata a nyugati és északi légköri hatások miatt a felszíni viszonyok függvényében mérsékelt kontinentális jellegű, a tengerszint feletti magassággal arányosan csökkenő hőmérséklettel és növekvő csapadékmennyiséggel. Az évi középhőmérséklet -2°C és $+8^{\circ}\text{C}$ között ingadozik, az átlagos évi csapadékmennyiség pedig 800-1400 mm.

A terület felszíni vizei a Tisza vízgyűjtőjéhez tartoznak. A Tisza 62 km-es szakaszon határfolyó, helyenként fejlett ártéri erdővel. Mellékfolyói a Visó, az Iza (Mara, Rona mellékágakkal) és a Săpânța, melyek délkelet-északnyugati irányban átszelik a medencét. A folyók felső szakaszára a nagy sebesség, meredek esés és oxigéndús víz jellemző. Maximális vízbőségük a tavaszi esőzések és a hóolvadás idejére esik. Jelentősebb állóvizek a glaciális tavak (Radnai havasok), a só-

bányák beszakadt antropogén sóstavai (Coştiui, Ocna Şugatag) és az árterületek holtágai.

Földrajzi fekvése alapján a mérsékelt övi lombdöök zónájába tartozik a terület. Növénytakaróját az éghajlati, domborzati és edafikus tényezők egyaránt meghatározzák, és ennek alapján több növényzeti régió váltja egymást. Az alacsonyabb területek kb. 600-700 m tengerszint feletti magasságig a tölgyesek és a gyertyános tölgyesek régiójába tartoznak. Az eredeti erdőségek Máramaros északi, északkeleti dombjain maradtak csak meg, helyüket nagyrészt mezőgazdasági területek (szántók, gyümölcsösök, kaszálók) foglalják el. A tölgyeseknek gazdag a cserjeszintje, (*Crataegus monogyna*, *Lonicera xylosteum*, *Cornus sanguinea* stb.) és a hagymás-gumós geofiton aszpektusa (*Galanthus nivalis*, *Crocus heuffelianus*, *Erythronium dens-canis*, *Anemone ranunculoides*, *Hepatica nobilis*, *Isopyrum thalictroides* stb.). A 600 m-nél magasabb, de 1400 m-nél alacsonyabb területeken az erdők legnagyobb részét összefüggő, zárt koronaszintű, montán bükkösök alkotják, fejletlen cserjeszinttel és fajszegény, foltokban megjelenő lágyszárú szinttel (ezek rendszerint erdőtípus jelzők is, pl.: *Pulmonaria rubra*, *Rubus idaeus*, *Luzula albida*, *Festuca montana*, *Vaccinium myrtillus* stb.).

A bükkös-lucos kevert erdők kiterjedt sávja átmenetet alkot a magas hegyi lucerdöök régiója felé. Kiterjedt zonális lucfenyvesek a Máramarosi és Radnai havasokban, kisebb mértékben a Țibleş hegységben fordulnak elő, míg a vulkáni övben csak foltokban találhatók. Az erdőirtások helyét sok helyen fajokban gazdag erdei irtásrétek foglalják el, melyeket kaszálóként vagy a magas hegyekben legelő-

ként hasznosítanak. Az 1700 m feletti hegyekben az alhavi legelők lágyszárú növényei és cserjései alkotják a jellegzetes növénytakarót (*Pinus mugo*, *Juniperus communis* ssp. *nana*, *Rhododendron kotschyii*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *V. gaultheroides*, *Alnus viridis*, *Salix phylicifolia*).

A Radnai havasok legmagasabb csúcsait, sziklapárányait a havasi régió jellegzetes növényeinek zárt gyepi és nyílt sziklai társulásai alkotják, sokféle endemikus növényfajjal és elvétve törpe, kúszó cserjével (*Salix retusa* ssp. *Kitaibeliana*, *S. herbacea*, *S. reticulata*).

Máramaros egyéb jelentősebb növény-társulásai az árterek és lápok (dagadólápok, mocsárrétek), jellegzetes hínár és mocsári növényeivel, köztük számos reliktum fajjal, míg a mészkősziklákon a mészkedvelő sziklai növények telepednek meg (*Leontopodium alpinum* stb.).

Máramaros madárfaunájáról az első írásos emlék Hanák Jánostól származik, aki mint szigeti piarista paptanár járta a környéket, gyűjtött és megfigyelt. 1844 július elsején a Jezer tónál havasi pintyet (*Montifringilla nivalis*) figyelt meg és következtett a faj fészkelésére (Hanák 1848). Frivaldszky János tudományos kutató a Máramarosban tett kirándulásain észlelt fajokat a Matematikai és Természet Tudományi Közleményekben adta közre (Frivaldszky 1871). Ezt a faunalistát vette át Kardos Károly, és a Szilágyi I. által szerkesztett Máramaros Egyetemes leírásában közölte azt (Kardos 1876). Ezen a listán 136 madárfaj szerepelt, melyek közül nyolc háziszárnyas. Ez a felsorolás, sajnos, csak kevés esetben említ előfordulási helyet és helységet. A felsorolásba az 1864-es, Máramarossziget környéki inváziója miatt bekerült a pusztai talpastyúk

(*Syrhaptus paradoxus*), valamint szerepelt benne néhány olyan faj, mely azóta már nem fészkel a területen, például a fakókeselyű (*Gyps fulvus*) és a dögkeselyű (*Neophron percnopterus*). 1918-ban jelent meg "A Magyar birodalom faunája" (Fauna Regnii Hungariae) (Schenk 1918), melyben szintén szerepel néhány máramarosi adat, például a füles vöcsök (*Podiceps auritus*) előfordulásáról, mely Nagy-Bocskai adata, és amelyet átvett Lințea (1955) is. Ezt követően a vadászlapokban jelentek meg apró közlemények a vadászható madarokról, illetve az Aquilában fenológiai adatok kerültek közlésre. A háború utáni első adat a balkáni gerle megjelenését jelezte (Béres 1951), majd az 1950-es évek végén Filipaşcu kutatta a Radnai-havasok délkeleti részét és több dolgozatot is közölt Máramaros madarairól (Filipaşcu 1964a, 1964b, 1966, 1971). Béres a Radnai havasokban végzett megfigyeléseket (Béres 1961, 1964), később pedig az új fajok elterjedésével foglalkozott (Béres 1971). 1978-ig 213 fajt és két alfajt mutatott ki a területről (Béres 1978), és felmérte azok ökológiai helyzetét is. Későbbi munkáiban (Béres 1980, 1983) cönológiai és egyéb biológiai kutatások eredményeit közölte, valamint külön foglalkozott a tölgyesek és a bükkösök madártársulásaival (Béres 1997a, 1997b), valamint az alhavi madárcönózisokkal (Béres 1999). Még később Ardelean végzett kutatásokat a Vasér völgyében, melynek eredményeit a "Fauna de vertebrate din stațiunea Făina (Vaser) și împrejurimi" című munkájában tette közzé (Ardelean 1993).

2. Anyag és módszer

Ezen dolgozat összeállításánál felhasználtunk minden, számunkra elérhető irodalmi forrást, információt, valamint több évtizeden át tartó kutatómunkánk eredményeit, melynek során különböző élőhelyek és erdőtípusok madártársulásait vizsgáltuk. A területen rendszeresen végeztünk gyűrzéseket. A máramarosszigeti múzeum természetrajzi részlegének megalakulása (1968) után megkezdődött a rendszeres gyűjtés is. Ennek eredményeképpen ma már több mint 150 madárfajról, több mint 1200 példány formájában tárgyi bizonyíték is létezik, melyek adatait szintén felhasználtuk. Számos ritka madárfaj illetve alfaj is része a gyűjteménynek, így például a pusztai sas (*Aquila nipalensis*), a fekete sas indiai alfaja (*Aquila clanga flavescens*) és a fenyőszajkó szibériai alfaja (*Nucifraga caryocatactes macrorhynchos*).

3. Eredmények és diszkusszió

3.1. Máramaros madárvilágának jellemzése

Az 1. és 2. Táblázat több évtizeden át tartó kutatásaink és megfigyeléseink alapján mutatja be az egyes madárfajok helyzetét, és jellemzi Máramaros madárvilágának alakulását az utóbbi évtizedekben. A következőkben a jelenleg fészkelő madárfajok eloszlásával foglalkozunk a különböző élőhelyek alapján.

A legnagyobb fajgazdagságot és egyedsűrűséget a Tisza ártéri ligeterdeiben észleltük. Itt 23, vízhez többé-kevésbé kötődő madárfajt sikerült kimutatni. Csak néhányat említünk meg: a kis vöcsköt

(*Tachybaptus ruficollis*), a törpegémet (*Ixobrychus minutus*), a tőkés récét (*Anas platyrhynchos*), valamint a nedves réteken gyakori guvatot (*Rallus aquaticus*). Több vízhez kötött faj gyakran jelentős tengerszint feletti magasságokba is felhatol, például a vízirigó (*Cinclus cinclus*) és a hegyi billegető (*Motacilla cinerea*) az alhvasi övig, a források szintjéig. Igen érdekes fészkelést figyeltünk meg a Szaplonca patak felső folyása mentén 900 m magasságban, ahol a zúgó hegyi patak partján tőkés réce fészkel.

A ligeterdők madárgazdagságát bizonyítja a 63, erdőben és bokorszintben fészkelő faj, melyek itt sokkal nagyobb sűrűségben vannak jelen, mint a tipikus élőhelyeiken. A ragadozók közül fészkel itt a héja (*Accipiter gentilis*) és az egerészölyv (*Buteo buteo*). Az utóbbi években a békaszóssast (*Aquila pomarina*) már nem sikerült kimutatni. A kabasólyom (*Falco subbuteo*) is itt fészkel a legszívesebben. Az újonnan megtelepedők közül a fenyőrigónak itt a legnagyobb az egyedszáma.

A településeken határozottan tért hódítottak a nem rég betelepült fajok, pl. a csicsörke, mely a völgyekben 1000 m-ig felhatol az elszórt települések, gazdaságok mentén. Mindenhol gyakori a balkáni gerle, a balkáni fakopáncs és a fenyőrigó, mely kiszorította a helységekből a fekete rigót. A vetési varjak és a csókák valósággal előzőnlőtték a városokat, a falvakat és a szomszédos földeket.

A mezőgazdasági területek, szántók, kertek, rétek bokrosokkal és kisebb erdőfoltokkal váltakoznak, így madárviláguk is igen gazdag. A mezei és erdei fajok, sőt a vizes helyeken még a vízhez kötött fajok is megtelepednek. Ezeken a területeken otthonos a fogoly (*Perdix perdix*), a fűrj (*Coturnix coturnix*) és a citromsármány

1. Táblázat. A Máramarosban észlelt madárfajok listája. Jelmagyarázat: Helyzet: K: kihalt, M: megjelent, T: terjeszkedő, C: csökkenő. Fenológiai sajátságok: A: állandó, N: nyári vendég, F: fészkelő, V: vonuló, T: téli vendég. Élőhely: H: havasi és alhavasi övezet, F: fenyvesek övezete, L: lombdők övezete (agrár területek és települések is), U: ubikvisztikus (megfelelő élőhelyeken, függetlenül a vegetációs övektől és a tengerszint feletti magasságtól), V: vízi. Elterjedés: A: arktikus, C: kozmopolita, CH: kínai, E: etiópiai, ET: európai-turkesztáni, EU: európai, HA: holarktikus, IA: indo-afrikai, M: mediterrán, MO: mongol, O: óvilági, PA: palearktikus, PM: paleomontán, PXM: paleoxeromontán, S: szibériai, SC: szibériai-kanadai, SR: szármátiai, TM: turkesztáni-mediterráni. Előfordulás: A: szórványos, R: ritka, G: gyakori, NG: nagyon gyakori.

Tab. 1. List of bird species occurring in Maramures Region. Legend: Status: K: extinct, M: occurs regularly, T: increasing, C: decreasing. Phenological characteristics: A: stationary, N: summer visitor, F: summer breeder, V: migrant, T: winter visitor. Habitat: H: alpine and sub-alpine zone, F: coniferous zone, L: deciduous zone, U: ubiquitous (present in appropriate habitats, regardless of vegetation types and elevation), V: wetland. Geographical distribution: A: arctic, C: cosmopolitan, CH: Chinese, E: Ethiopian, ET: European-Turkestani, EU: European, HA: Holarctic, IA: Indo-African, M: Mediterranean, MO: Mongol, O: Old World, PA: Palearctic, PM: paleomontane, PXM: paleoxeromontane, S: Siberian, SC: Sibero-Canadian, SR: Sarmata, TM: Turkestan-Mediterranean. Occurrence: A: vagrant, R: rare, G: common, NG: abundant.

Sorszám	Faj	Helyzet				Fenológiai sajátságok								Élőhely				Elterjedés				Előfordulás			
		K	M	T	C	A	N	F	V	T	H	F	L	U	V		A	R	G	NG					
I. Ord. GAVIIFORMES																									
1. Fam. Gaviidae																									
1	<i>Gavia stellata</i>								+						+	A	+								
2	<i>Gavia arctica</i>								+						+	HA			+						
II. Ord. PODICIPEDIFORMES																									
2. Fam. Podicipedidae																									
3	<i>Tachybaptus ruficollis</i>						+	+		+					+	O				+					
4	<i>Podiceps nigricollis</i>						+	+							+	HA			+						
5	<i>Podiceps auritus</i>								+						+	HA	+								
6	<i>Podiceps griseigena</i>								+						+	HA			+						
7	<i>Podiceps cristatus</i>								+						+	O			+						
III. Ord. PELECANIFORMES																									
3. Fam. Pelecanidae																									
8	<i>Pelecanus onocrotalus</i>																								
IV. Ord. CICONIIFORMES																									
4. Fam. Ardeidae																									
9	<i>Botaurus stellaris</i>								+						+	PA				+					
10	<i>Ixobrychus minutus</i>						+	+							+	O				+					
11	<i>Nycticorax nycticorax</i>						+		+						+	C				+					
12	<i>Ardeola ralloides</i>								+						+	E	+								
13	<i>Ardea cinerea</i>						+		+						+	PA				+					
14	<i>Ardea purpurea</i>								+						+	M			+						
5. Fam. Ciconiidae																									
15	<i>Ciconia ciconia</i>				+		+	+							+	PA				+					
16	<i>Ciconia nigra</i>						+		+						+	PA			+						
V. Ord. ANSERIFORMES																									
6. Fam. Anatidae																									
17	<i>Branta ruficollis</i>								+						+	A	+								
18	<i>Anser fabalis</i>								+						+	PA				+					
19	<i>Anser anser</i>								+						+	PA				+					
20	<i>Anser albifrons</i>								+						+	A				+					
21	<i>Cygnus olor</i>								+	+					+	PA			+						
22	<i>Cygnus cygnus</i>				+																				
23	<i>Anas platyrhynchos</i>							+	+	+					+	HA				+					

Sorszám	Faj	Helyzet				Fenológiai sajátosságok							Élőhely				Elterjedés				Előfordulás	
		K	M	T	C	A	N	F	V	T	H	F	L	U	V	HA	A	R	G	NG		
24	<i>Anas crecca</i>								+	+					+	HA			+			
25	<i>Anas strepera</i>	+																				
26	<i>Anas penelope</i>								+						+	PA		+	+			
27	<i>Anas acuta</i>								+						+	PA			+			
28	<i>Anas querquedula</i>							+	+						+	PA				+		
29	<i>Anas clypeata</i>								+						+	HA	+					
30	<i>Netta rufina</i>								+						+	SR	+					
31	<i>Aythya ferina</i>								+						+	PA			+			
32	<i>Aythya nyroca</i>								+						+	TM			+			
33	<i>Aythya fuligula</i>								+	+					+	PA		+				
34	<i>Aythya marila</i>								+	+					+	HA	+					
35	<i>Melanitta nigra</i>								+						+	HA	+					
36	<i>Bucephala clangula</i>							+							+	HA		+				
37	<i>Mergus serrator</i>									+					+	HA	+					
38	<i>Mergus merganser</i>								+	+					+	HA	+					
VI. Ord. FALCONIFORMES																						
7. Fam. Accipitridae																						
39	<i>Pernis apivorus</i>							+	+				+			EU			+			
40	<i>Milvus milvus</i>	+																				
41	<i>Milvus migrans</i>	+																				
42	<i>Haliaeetus albicilla</i>				+				+						+	PA	+					
43	<i>Accipiter gentilis</i>					+		+	+	+				+	HA			+				
44	<i>Accipiter nisus</i>					+		+						+	PA			+				
45	<i>Buteo lagopus</i>									+				+	A			+				
46	<i>Buteo buteo</i>			+				+	+	+				+	HA				+			
47	<i>Hieraetus pennatus</i>		+					+	+				+		TM		+					
48	<i>Aquila nipalensis</i>							+		+					MO	+						
49	<i>Aquila clanga</i>								+						PA	+						
50	<i>Aquila pomarina</i>					+		+	+			+	+		EU		+					
51	<i>Aquila chrysaetos</i>				+	+		+				+			HA		+					
52	<i>Neophron percnopterus</i>	+																				
53	<i>Gypaetus barbatus</i>	+																				
54	<i>Aegypius monachus</i>	+																				
55	<i>Gyps fulvus</i>	+																				
56	<i>Circus gallicus</i>							+	+	+			+		IA		+					
57	<i>Circus cyaneus</i>								+	+					HA			+				
58	<i>Circus pygargus</i>								+						ET		+					
59	<i>Circus aeruginosus</i>								+					+	PA	+						
8. Fam. Pandionidae																						
60	<i>Pandion haliaetus</i>								+						+	C		+				
9. Fam. Falconidae																						
61	<i>Falco peregrinus</i>				+			+	+		+				C	+						
62	<i>Falco subbuteo</i>							+	+			+			PA			+				
63	<i>Falco columbarius</i>								+	+					HA		+					
64	<i>Falco vespertinus</i>								+				+		PA			+				
65	<i>Falco tinnunculus</i>							+	+				+		PA				+			
VII. Ord. GALLIFORMES																						
10. Fam. Tetraonidae																						
66	<i>Tetrastes bonasia</i>					+		+				+	+		S			+				
67	<i>Lyrurus tetrix</i>				+	+		+			+				PA		+					
68	<i>Tetrao urogallus</i>					+		+				+			PA			+				
11. Fam. Phasianidae																						
69	<i>Perdix perdix</i>				+	+		+			+		+		ET			+				
70	<i>Coturnix coturnix</i>				+		+	+					+		O			+				
71	<i>Phasianus colchicus</i>	+				+		+					+		CH			+				

Sorszám	Faj	Helyzet				Fenológiai sajátságok								Élőhely		Elterjedés Előfordulás			
		K	M	T	C	A	N	F	V	T	H	F	L	U	V		A	R	G
VIII. Ord. GRUIFORMES																			
	12. Fam. <i>Gruidae</i>																		
72	<i>Grus grus</i>				+				+						+	PA			+
	13. Fam. <i>Rallidae</i>																		
73	<i>Rallus aquaticus</i>						+	+							+	PA		+	
74	<i>Porzana porzana</i>						+	+	+						+	EU		+	
75	<i>Porzana parva</i>						+	+							+	PA		+	
76	<i>Crex crex</i>				+		+	+							+	EU		+	
77	<i>Gallinula chloropus</i>						+	+							+	C			+
78	<i>Fulica atra</i>						+	+	+						+	PA		+	
IX. Ord. CHARADRIIFORMES																			
	14. Fam. <i>Charadriidae</i>																		
79	<i>Charadrius dubius</i>						+	+							+	PA			+
80	<i>Charadrius alexandrinus</i>								+						+	C	+		
81	<i>Eudromias morinellus</i>				+				+						+	A	+		
82	<i>Pluvialis apricaria</i>								+						+	A		+	
83	<i>Pluvialis squatarola</i>								+						+	A	+		
84	<i>Vanellus vanellus</i>						+	+	+						+	PA			+
	15. Fam. <i>Scolopacidae</i>																		
85	<i>Calidris minuta</i>								+						+	A		+	
86	<i>Philomachus pugnax</i>								+						+	PA		+	
87	<i>Tringa totanus</i>						+		+						+	PA		+	
88	<i>Tringa nebularia</i>								+						+	S		+	
89	<i>Tringa ochropus</i>								+						+	PA			+
90	<i>Tringa glareola</i>								+						+	PA		+	
91	<i>Tringa hypoleucos</i>						+	+							+	PA		+	
92	<i>Scolopax rusticola</i>						+	+				+				PA		+	
93	<i>Gallinago gallinago</i>						+	+	+						+	HA		+	
94	<i>Gallinago media</i>				+														
	16. Fam. <i>Laridae</i>																		
95	<i>Larus ridibundus</i>								+						+	PA		+	
96	<i>Larus argentatus</i>								+						+	HA		+	
97	<i>Chlidonias niger</i>						+								+	HA		+	
	17. Fam. <i>Sternidae</i>																		
98	<i>Sterna hirundo</i>						+	+							+	HA			+
99	<i>Sterna caspia</i>								+							C	+		
X. Ord. COLUMBIFORMES																			
	18. Fam. <i>Ptericlididae</i>																		
100	<i>Syrhaptes paradoxus</i>	+																	
	19. Fam. <i>Columbidae</i>																		
101	<i>Columba palumbus</i>			+			+	+						+		ET			+
102	<i>Columba oenas</i>				+		+	+					+			ET		+	
103	<i>Streptopelia turtur</i>				+		+	+					+			ET		+	
104	<i>Streptopelia decaocto</i>			+			+	+								IA			+
XI. Ord. CUCULIFORMES																			
	20. Fam. <i>Cuculidae</i>																		
105	<i>Cuculus canorus</i>						+	+						+		PA			+
XII. Ord. STRIGIFORMES																			
	21. Fam. <i>Tytonidae</i>																		
106	<i>Tyto alba</i>				+	+		+								C		+	
	22. Fam. <i>Strigidae</i>																		
107	<i>Bubo bubo</i>				+	+		+					+			PA		+	
108	<i>Asio otus</i>					+		+	+	+			+			HA			+
109	<i>Asio flammeus</i>								+							HA		+	
110	<i>Otus scops</i>						+	+					+			M		+	

Sorszám	Faj	Helyzet			Fenológiai sajátosságok								Élőhely		Elterjedés				Előfordulás			
		K	M	T	C	A	N	F	V	T	H	F	L	U	V	A	R	G	NG			
111	<i>Aegolius funereus</i>					+		+				+				SC		+				
112	<i>Athene noctua</i>					+	+	+						+		TM			+			
113	<i>Glaucidium passerinum</i>					+		+				+				SC		+				
114	<i>Strix aluco</i>					+		+					+			PA			+			
115	<i>Strix uralensis</i>					+		+		+		+	+			S		+				
XIII. Ord. CAPRIMULGIFORMES																						
22. Fam. Caprimulgidae																						
116	<i>Caprimulgus europaeus</i>							+	+				+			PA		+				
XIV. Ord. APODIFORMES																						
23. Fam. Apodidae																						
117	<i>Apus apus</i>							+	+				+			PA			+			
XV. Ord. CORACIIFORMES																						
24. Fam. Alcenidae																						
118	<i>Alcedo atthis</i>					+		+							+	LV			+			
25. Fam. Coraciidae																						
119	<i>Coracias garrulus</i>									+						ET		+				
26. Fam. Upupidae																						
120	<i>Upupa epops</i>							+	+				+			O			+			
XVI. Ord. PICIFORMES																						
27. Fam. Picidae																						
121	<i>Jynx torquilla</i>					+		+	+				+			PA		+				
122	<i>Picus viridis</i>						+		+				+			EU			+			
123	<i>Picus canus</i>						+	+	+				+			PA		+				
124	<i>Dryocopus martius</i>					+	+	+				+				PA		+				
125	<i>Dendrocopos major</i>						+	+	+				+			PA		+				
126	<i>Dendrocopos syriacus</i>	+					+	+	+				+			M		+				
127	<i>Dendrocopos medius</i>					+	+	+	+				+			EU		+				
128	<i>Dendrocopos minor</i>						+	+	+				+			PA		+				
129	<i>Dendrocopos leucotos</i>						+	+	+			+	+			PA		+				
130	<i>Picoides tridactylus</i>						+	+	+			+				SC		+				
XVII. Ord. PASSERIFORMES																						
28. Fam. Alaudidae																						
131	<i>Galerida cristata</i>					+	+		+				+			PA		+				
132	<i>Lullula arborea</i>							+	+				+			PA		+				
133	<i>Alauda arvensis</i>							+	+					+		PA			+			
134	<i>Eremophila alpestris</i>										+					HA	+					
29. Fam. Hirundinidae																						
135	<i>Hirundo rustica</i>							+	+					+		HA		+				
136	<i>Delichon urbica</i>							+	+					+		PA			+			
137	<i>Riparia riparia</i>					+		+	+							HA		+				
30. Fam. Oriolidae																						
138	<i>Oriolus oriolus</i>							+	+				+			EU		+				
31. Fam. Corvidae																						
139	<i>Corvus corax</i>						+	+	+					+		HA		+				
140	<i>Corvus corone</i>	+																				
141	<i>Corvus corone cornix</i>						+	+	+					+		PA			+			
142	<i>Corvus frugilegus</i>		+				+	+	+	+			+			PA			+			
143	<i>Corvus monedula</i>		+				+	+		+	+		+			PA			+			
144	<i>Pica pica</i>						+	+	+					+		PA			+			
145	<i>Nucifraga caryocatactes</i>					+		+	+			+				PA			+			
146	<i>Garrulus glandarius</i>						+	+	+					+		PA			+			
32. Fam. Paridae																						
147	<i>Parus major</i>						+	+	+				+			PA			+			
148	<i>Parus caeruleus</i>						+	+	+				+			EU			+			
149	<i>Parus ater</i>						+	+	+			+				PA			+			

Sorszám	Faj	Helyzet				Fenológiai sajátságok								Élőhely		Elterjedés		Előfordulás			
		K	M	T	C	A	N	F	V	T	H	F	L	U	V	A	R	G	NG		
150	<i>Parus cristatus</i>					+		+				+				EU			+		
151	<i>Parus palustris</i>					+		+					+			PA				+	
152	<i>Parus montanus</i>					+		+				+				PA			+		
153	<i>Aegithalos caudatus</i> 33. Fam. <i>Regulidae</i>					+		+					+			PA				+	
154	<i>Regulus regulus</i>					+		+				+				PA			+		
155	<i>Regulus ignicapillus</i> 34. Fam. <i>Sittidae</i>					+		+				+				HA				+	
156	<i>Sitta europaea</i>					+		+					+			PA					+
157	<i>Tichodroma muraria</i> 35. Fam. <i>Certhiidae</i>															PM	+				
158	<i>Certhia familiaris</i> 36. Fam. <i>Troglodytidae</i>					+		+					+			HA			+		
159	<i>Troglodytes troglodytes</i> 37. Fam. <i>Cinclidae</i>					+		+					+			HA			+		
160	<i>Cinclus cinclus</i> 38. Fam. <i>Muscicapidae</i>					+		+		+					+	PM			+		
161	<i>Muscicapa striata</i>							+	+				+			ET				+	
162	<i>Ficedula hypoleuca</i>				+			+	+				+			EU		+			
163	<i>Ficedula albicollis</i>							+	+				+			PA			+		
164	<i>Ficedula parva</i> 39. Fam. <i>Sylviidae</i>							+	+				+			PA		+			
165	<i>Phylloscopus collybita</i>							+	+		+			+		PA				+	
166	<i>Phylloscopus trochilus</i>							+	+		+		+			PA			+		
167	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>							+	+				+			ET				+	
168	<i>Locustella fluviatilis</i>							+	+						+	PA	+				
169	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>							+	+						+	ET		+			
170	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>							+	+						+	ET			+		
171	<i>Acrocephalus palustris</i>							+	+						+	EU			+		
172	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>							+	+						+	ET			+		
173	<i>Hippolais icterina</i>							+	+				+			EU		+			
174	<i>Sylvia nisoria</i>							+	+				+			ET		+			
175	<i>Sylvia borin</i>							+	+				+			EU			+		
176	<i>Sylvia atricapilla</i>							+	+			+	+			EU				+	
177	<i>Sylvia communis</i>							+	+				+			ET			+		
178	<i>Sylvia curruca</i> 40. Fam. <i>Turdidae</i>							+	+					+		ET				+	
179	<i>Turdus pilaris</i>	+	+			+		+		+			+			S				+	
180	<i>Turdus viscivorus</i>					+		+				+	+			ET				+	
181	<i>Turdus philomelos</i>							+	+				+			EU				+	
182	<i>Turdus iliacus</i>								+							S		+			
183	<i>Turdus torquatus</i>							+	+		+	+				PM			+		
184	<i>Turdus merula</i>							+	+				+			EU				+	
185	<i>Monticola saxatilis</i>							+	+					+		PXM		+			
186	<i>Oenanthe oenanthe</i>							+	+					+		PA			+		
187	<i>Saxicola rubetra</i>							+	+					+		EU			+		
188	<i>Saxicola torquata</i>							+	+				+			PA			+		
189	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>				+			+	+				+			EU			+		
190	<i>Phoenicurus ochruros</i>							+	+					+		PXM				+	
191	<i>Luscinia luscinia</i>							+	+				+			PA			+		
192	<i>Erithacus rubecula</i> 41. Fam. <i>Prunellidae</i>							+	+					+		EU				+	
193	<i>Prunella collaris</i>							+	+		+					PM			+		
194	<i>Prunella modularis</i>							+	+					+		EU				+	

Sorszám	Faj	Helyzet				Fenológiai sajátságok								Élőhely		Elterjedés Előfordulás			
		K	M	T	C	A	N	F	V	T	H	F	L	U	V	A	R	G	NG
	42. Fam. Motacillidae																		
195	<i>Anthus trivialis</i>							+	+					+		ET			+
196	<i>Anthus spinoletta</i>							+	+		+					PA			+
197	<i>Motacilla cinerea</i>							+	+						+	PA			+
198	<i>Motacilla alba</i>							+	+					+	+	PA			+
199	<i>Motacilla flava</i>									+						PA		+	
	43. Fam. Bombycillidae																		
200	<i>Bombycilla garrulus</i>										+					SC			+
	44. Fam. Laniidae																		
201	<i>Lanius minor</i>					+		+	+					+		ET	+		
202	<i>Lanius excubitor</i>							+	+	+				+		HA	+		
203	<i>Lanius collurio</i>							+	+					+		PA		+	
	45. Fam. Sturnidae																		
204	<i>Sturnus vulgaris</i>				+			+	+					+		HA			+
205	<i>Sturnus roseus</i>		+																
	46. Fam. Ploceidae																		
206	<i>Montifringilla nivalis</i>																		
207	<i>Passer domesticus</i>							+	+					+		PA			+
208	<i>Passer montanus</i>							+	+					+		PA			+
	47. Fam. Fringillidae																		
209	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>							+	+					+		PA		+	
210	<i>Carduelis chloris</i>							+	+					+		ET			+
211	<i>Carduelis carduelis</i>							+	+					+		ET			+
212	<i>Carduelis spinus</i>							+	+		+			+		PA		+	
213	<i>Serinus serinus</i>		+	+				+	+					+		M		+	
214	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>							+	+					+		PA		+	
215	<i>Loxia curvirostra</i>							+	+					+		PA		+	
216	<i>Fringilla coelebs</i>							+	+					+		EU			+
217	<i>Fringilla montifringilla</i>									+						S			+
218	<i>Acanthis flavirostris</i>									+						TB	+		
219	<i>Acanthis cannabina</i>							+	+					+		ET		+	
220	<i>Acanthis flammea</i>									+						MA		+	
221	<i>Emberiza calandra</i>								+							ET	+		
222	<i>Emberiza citrinella</i>							+	+					+		PA			+
223	<i>Emberiza cia</i>							+	+					+		PA		+	
224	<i>Emberiza schoeniclus</i>									+					+	PA		+	
225	<i>Plectrophenax nivalis</i>										+					A		+	

(*Emberiza citrinella*). A dombokon a tölgyeseket nagyrészt kiirtották és csak erdőfoltok maradtak meg. Ezek a mezőgazdasági területekkel körülvett erdők a legjobb élőhelyek. Egy 44 ha területű, gazdag bokorszinttel rendelkező öreg tölgyesben 51 fészkelő madárfajt sikerült megfigyelni, és a költőpárok száma 100 ha-ra számítva 2222 párnak adódott, ami négyszerese volt az ugyanekkora területű zárt bükkös költőpár sűrűségéhez viszonyítva. Mivel ebben a tölgyesben sok volt az odvas öreg tölgy, a seregély volt a leggyakoribb faj

(5%), de fészkelte egy pár héja, holló és kasszasólyom is. Az itteni tölgyesek típusmadaraként talán a közép fakopáncsot (*Dendrocopos medius*) nevezhetjük meg.

A bükkösök kisebb mértékben ugyan, de szintén felszabdaldódtak és több élőhely típust is képviselnek. A vágások a bokrosokra jellemző madarakat vonzzák, még a magasabban fekvő területeken is. Az 1000-1100 méter magasságban levő vágások többek között kedvező élőhelyet biztosítanak a mezei poszáta (*Sylvia communis*), a kis poszáta (*Sylvia curruca*), a tö-

2. Táblázat. A Máramarosban észlelt madárfajok elterjedési típusainak gyakorisága. Az elterjedési típusok magyarázatát ld. az 1. Táblázatnál.

Tab. 2. The frequency of Maramures bird species with different geographical distribution types. Explanation of distribution types is given in the legend of Table 1.

Elterjedési típus / Distribution type	Fajok száma / No. of species	Gyakoriság / Frequency
PA	85	37,3%
HA	29	12,9%
ET	22	9,8%
EU	20	8,8%
A	12	5,3%
C	7	3,1%
S	6	2,7%
O	5	2,2%
M	4	1,8%
PM	4	1,8%
SC	4	1,8%
TM	3	1,3%
IA	2	0,9%
PMX	2	0,9%
CH	1	0,4%
EI	1	0,4%
LV	1	0,4%
MA	1	0,4%
MO	1	0,4%
SR	1	0,4%
TB	1	0,4%

viisszúró gébics (*Lanius collurio*) és még a fogoly (*Perdix perdix*) számára is. Cönológiai vizsgálatunk során a 35-40 éves bükkfenyő vegyeserdőben 27 fészkelő fajt és 502 költőpárt találtunk (100 hektárra vonatkoztatva). Az erdei pinty (*Fringilla coelebs*) a domináns faj, melyet a sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*) követ. Az öreg, gazdag bokorszerű bükkösben 33 fészkelő faj, 614 párban volt jelen 100 hektáron. A bükkös típusmadara a fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*). A fenyvesek talán még egybefüggőbbek, mint a tölgyesek és a bükkösök, habár az öreg erdők itt is igen megfogytak. A fenyves legjellemzőbb fajai a siketfajd (*Tetrao urogallus*) és a háromujjú höcsik (*Picoides*

trydactylus), melyek még télen sem hagyják el a fenyvest. A búbos cinege (*Parus cristatus*), a gatyás kuvik (*Aegolius funereus*), a törpe kuvik (*Glaucidium passerinum*) szintén igen ragaszkodnak a lucosokhoz. Itt fészkelnek még többek között a királykák (*Regulus regulus*, *R. ignicapillus*), a fenyves cinege (*Parus ater*), a fekete harkály (*Dryocopus martius*).

A magasabb hegységekben, pl. a Máramarosi havasokban, a Radnai-havasokban, a Tibleş-ben, ahol az erdőhatár felett az alhavasi és a havasi övezet húzódik, a törpefenyők (*Pinus mugo*), a sziklás területek és a havasi gyepek madarai is megtalálhatók. Az alhavasi törpefenyvesek típusmadara, ahol még van, a nyírfajd (*Lyrurus tetrix*); ezen kívül gyakoriak a szürkebegy (*Prunella modularis*) és a füzikék (*Phylloscopus sp.*).

Az alhavasi gyepek jellemző madara a havasi pityer (*Anthus spinoletta*). Míg a sziklásabb területeken a házi rozsdafarkú (*Phoenicurus ochruros*), a kőgörgetegek között a hantmadár (*Oenanthe oenanthe*) fészkel. Az alpin csúcsok tipikus madara a havasi szürkebegy (*Prunella collaris*), rajta kívül még négy madárfaj fészkel ezen az élőhelyen (hantmadár, házi rozsdafarkú, mezei pacsirta és a havasi pityer). Ezek a nyílt területek a szirtisas (*Aquila chrysaetos*) és más ragadozók, valamint a holló vadászterületei.

3.2. Máramaros madárfaunájának változásai

A régebbi irodalmi forrásokban szereplő fajok egy része már csak faunatórténeti jelentőséggel bír, például a fakó- és barátkeselyű (*Gyps fulvus*, *Aegypius monachus*), a saskeselyű (*Gypaetus barbatus*), valamint a dögkeselyű (*Neophron percnopterus*).

Néhány kóborló fajt csak a XIX. században észleltek, mint például a rózsás gödényt (*Pelecanus onocrotalus*), az énekes hattyút (*Cygnus cygnus*), míg a pusztai talpastyúk az 1864-ben történt inváziója során tömegesen volt észlelhető a Tisza völgyében.

A madárfajok eltűnése a mi kutatásaink idejében is szembeütő volt. A sziget melletti szürke gém (*Ardea cinerea*) telepet az 1950-es években pusztították el, azóta csak szórványosan, átvonulóként jelentkezik a faj. Eltűnt a két kányafaj (*Milvus milvus*, *M. migrans*) is, míg más fajoknak pedig nagyon lecsökkent az állománya, pl. a nyírfajd (*Lyrurus tetrix*) és a békászósas (*Aquila pomarina*) esetében.

Máramaros madárfaunája mélyreható változásokon ment át, melyek közül egyesek okát ismerjük, másokét pedig feltételezzük. Véleményünk nem egyezik meg a klasszikus felfogással, mely a madárfaunát és társulásait a növénytársulásokhoz hasonlóan tárgyalja, átvéve a régi irodalomból a XIX. századi helyzetet (Radu 1967). Véleményünk szerint a szerkezeti változásokat nagyrészt az emberi, direkt vagy indirekt beavatkozások okozták. Elsődleges fontosságú ezekben a változásokban az ember közvetlen beavatkozása a vadászat, mérgezés, szennyezés és élőhelypusztítás formájában, mely a fajok eltűnését vagy erőteljes populációs csökkenését okozza. Ezen okok miatt tűntek el például a keselyűk, a ragadozók és a vízimadarak.

A vizsgált területen azonban új, terjeszkedőben levő fajok is jelentkeztek. Először a balkáni gerle (*Streptopelia decaocto*) jelent meg 1948-49 telén, majd a 1959-ben a balkáni fakopáncsról (*Dendrocopos syriacus*), 1960-ban pedig a csicsörkéről (*Serinus serinus*) kaptunk hírt mint új fészkelőkről (Filipaşcu 1971, Bé-

res 1971). Az eredetileg északi elterjedésű fenyőrigó (*Turdus pilaris*) 1972-ben fészkelte először a vidéken (Béres 1973) és azóta tömeges fajjá vált.

Máramaros fészkelő madárvilága a szomszédos területekről betelepülő fajokkal is bővült. A vetési varjú (*Corvus frugilegus*), például még nem fészkel 1958-1959-ben, és a csókáknak (*Corvus monedula*) is csak néhány fészke volt ismert a Visó völgyében (Filipaşcu 1959). Ez a két faj az 1960-as években szinte előzőnlötte a Máramarosi medencét (Béres 1971). A fehér gólyát (*Ciconia ciconia*) Kardos (1876) csak ritka átvonulóként említi, míg az 1950-es években három helységben három pár fészkelte. E faj állománya is növekedett, és a több éve tartó számlálás alapján 20 lakott fészkekről tudunk, melyek közül 19-ben volt költés 1999-ben, és 54 fióka repült ki. A medence területén a fehér gólya őszi vonulása igen intenzív, és a terület vonulásban betöltött jelentőségét az is alátámasztja, hogy német gyűrűs példányok kerültek kézre.

A fajok távolabbi faunaterületekről történő betelepülésének okai kevésbé ismertek, ám az valószínű, hogy ezek a fajok erős kompetitorok, mivel az új területen általában dominánsak, vagy legalábbis fontos tényezői az adott madártársulásnak. Ezek általában az embert kedvelő fajok, pl. a fenyőrigó, a csicsörke, stb., melyek tömegesen jelentkeznek főként a lakott területeken és azok környékén.

Máramaros madárfaunája számos szerkezeti változáson is átment. A bükkösök és fenyvesek kivágása, az emberi tevékenységek fokozása a hegyvidéken (intenzív legeltetés, épületek létesítése stb.) sok sík- és dombvidéki faj felhatolását idézték elő. Eképpen találhatott otthonra a hegyvidéken a seregély, a dolmányos varjú, a

szarka, míg sok bokorlakó faj a vágásokban telepedett meg. Az örvös galamb például az erdőhatárig fészkel. Egy 1100 m magasságban levő, elhagyott hegyi legelőn olyan fűrj sűrűséget (4-5 pár/hektár) figyeltünk meg 1994 júliusában, amit még a Tisza síkságán sem tapasztaltunk.

Az emberi beavatkozás sokszor az ellenkező hatást is előidézte, azaz egyes fajok az alacsonyabb vidékekre húzódtak az élőhely megváltozása miatt. A fenyőknek a lomberdők övében történt telepítése biztosította a fenyvesek madarainak megtelepedését. Ültetett erdőkben 4-500 méteres magasságban is megtaláltuk fészkelő fajként a fenyvescinegét, a királykát és a fenyőszajkót. Ezek az eredmények azt igazolják röviden, hogy a madarak nem a tengerszint feletti magasságokhoz ragaszkodnak, hanem a környezet egymással bonyolultan összefüggő feltételeihez.

A Máramarosi medence jelentős madárvonulási útvonalak mentén helyezkedik el, s ezért a madárvonulás egy külön dolgozat témája lehetne. E helyen csak annyit érdemes megjegyezni, hogy ősszel a madár csapatok két fő vonulási irányt követnek. Az egyik az északkelet-dél nyugati irány, ezt az útvonalat követi a legtöbb vízimadár, a libák, kacsák, a búbicek, darvak, a vetési varjak és a csókák százazrei. Ez az útvonal a Tisza völgyével esik egybe. A második útvonal északnyugat-délkeleti irányban keresztezi az elsőt, és ezt követik a gólyák és sok ragadozó madár. A második útvonal meglétét az itt talált német gyűrűs gólyák igazolják. A területen költő kistermetű vonuló énekesek nem vesznek figyelembe a égtájukat és szinte "lefolynak" a hegyekről a mellékvölgyeken, majd a Tisza völgyén nyugat felé hagyják el a medencét. Ezt igazolják az általunk gyűrzött és Olaszországban valamint Gö-

rögországban visszafogott madarak (seregély, énekes rigó, örvösrigó). A tavaszi vonulás nem olyan látványos, mint az őszi, mert gyorsan lezajlik. A fő útvonal ekkor is a Tisza völgye, csak éppen ellenkező irányban.

Említésre méltó még az a tény, hogy létezik egy helyi vertikális vonulás is a völgyeken lefelé és tavasszal a hegyek felé, mely vonulás független az égtájak irányától.

Irodalomlista

- Ardelean, G. 1993. Fauna de vertebrate din stațiunea Făina (Vaser) și împrejurimi. – Buletin Științific, seria B (fasc. Biologie - Chimie) 10: 84-90.
- Béres, I. 1951. A balkáni gerle Máramarosszigeten (*Streptopelia decaocto decaocto*). – Aquila 52-53: 231.
- Béres, I. 1961. Ornithological observations in the Máramaros. – Aquila 67-68: 262-263.
- Béres, I. 1964. Ornithological observations in the Máramaros and the Radna Mountains. – Aquila 69-70: 276-277.
- Béres, I. 1971. Aspecte noi în avifauna Maramureșului. – Marmația (Anuarul Muz. Jud. Maramureș) 2: 340-350.
- Béres, I. 1973. Dovezi documentare pentru cuibărirea sturzului de iarnă (*Turdus pilaris* L.) în Depresiunea Maramureșului. – Rev. Muz. Anul. 10: 230-232.
- Béres, I. 1978. Contribuții la cunoașterea ornitofaunei Depresiunii Maramureșului. – Marmația (Anuarul Muz. Jud. Maramureș) 4: 391-426.
- Béres, I. 1980. Studiu ecofaunistic al păsărilor din orașe, explicat cu avifauna municipiului Sighetu Marmăției. – Marmația (Anuarul Muz. Jud. Maramureș) 5-6: 102-114.
- Béres, I. 1983. Ornitocenoza unui trup de pădure izolat din Maramureș. – Analele Banatului St. Nat. (Timișoara) 1: 117-122.
- Béres, I. 1997a. Importanța rezervației Pietrosul Rodnei pentru zona cinegetică a Maramureșului. – Acta Cinegetica Romaniae 1997: 46-51.
- Béres, I. 1997b. Ornitocenozele făgetelor Maramureșene. – Analele Banatului St. Nat. (Timișoara) 3: 173-183.
- Béres, I. 1999. Ornitocenozele etajelor alpine și subalpine din Munții Rodnei. – Analele Banatului St. Nat. (Timișoara) 4: 353-366.
- Filipașcu, A. 1959. Contribuții la cunoașterea avifaunei Munților Rodnei. – Teză de stat, Cluj.

- Filipaşcu, A. 1964a. A csíz mint a Máramarosi és a Radnai Havasok fészkelő madara. – *Aquila* 69-70: 205-207.
- Filipaşcu, A. 1964b. A csonttollú a Radnai Havasokban. – *Aquila* 69-70: 273.
- Filipaşcu, A. 1966. Contributions a la connaissance de l'avifauna de la région Sud-Est des Monts Rodna (masiv Ineu). – *Trav. Mus. Hist. Nat. "Grigore Antipa"* 6: 275-318.
- Filipaşcu, A. 1971. Contribuţii la cunoaşterea avifaunei Maramureului. – *Rev. Muz.* 7: 429-430.
- Frivaldszky, I. 1871. Adatok Máramaros vármegye faunájához. – *Math. és Term. Tud. Közlemények* 9: 184-203.
- Hanák, J. 1848. Természetrajz vagyis állat, növény és ásványország rendszeres leírása. I. Emlősök-Madarak. – Budapest.
- Kardos, K. 1876. Máramaros megye állatrajzi ismertetése. Madarak. Pp. 214-217. In: Szilágyi, I. (szerk.). Máramaros vármegye egyetemes leírása. – Egyetemi Nyomda, Budapest.
- Linţea, D. 1955. Păsările din RPR. Vol. 2-3. – Acad. RPR, Bucureşti.
- Radu, D. 1967. Păsările din Carpaţi. Edit. – Acad. RPR, Bucureşti.
- Schenk, J. 1918. Fauna Regni Hungariae. Aves. pp. 1-112. – K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.

A Radnai-havasok Pietrosz Bioszféra Rezervátumának madárvilága

Béres József és Ardelean Gavril

Béres, J. and Ardelean, G. 2000. The bird fauna of the Pietros Biosphere Reserve of the Rodnei Mountains, Romania. – Ornis Hung. 10: 211-217.

The Pietros Biosphere Reserve is a 3300 ha large mountainous area in the eastern Carpathians, with its lowest point at 734 m a.s.l., and several peaks over 2000 m. Sixty-four species of birds are known to nest in the area. *Prunella collaris* was the most important representative of the alpine and rocky areas. The most characteristic species for the sub-alpine meadows was *Anthus spinoletta*, whereas *Lyrurus tetrix* was typical of *Pinus mugo* thickets. The most species-rich bird fauna was found at the boundary between deciduous forests and juniper and pine trees in the sub-alpine zone. The sub-alpine truffle in between coniferous forests was a typical habitat for *Turdus torquatus*. Closed coniferous forests provided habitats for many species characteristic for pine forests, such as *Picoides trydactylus* and *Tetrao urogallus*. The bird associations in mixed (beech and spruce fir) forests also comprised species representative of beech forests, a typical of which is *Dendrocopos leucotos*. The reserve contains populations of several ground-nesting birds and birds of prey that depend on continued habitat protection.



A Pietrosz Bioszféra Rezervátum madárvilágát ismertetjük cikkünkben. A területen 64 faj fészkel. A *Prunella collaris* az alpi zóna jellegzetes faja, a szubalpi zónának az *Anthus spinoletta*, a törpefenyvesnek pedig a *Lyrurus tetrix*. Leggazdagabb madárvilága a lombos és tűlevelű vagy borókás erdők határának volt. A zárt fenyvesekben előfordul a *Picoides trydactylus* és a *Tetrao urogallus*, a kevert erdőkben a *Dendrocopos leucotos*. A költési szezon utáni madármozgásokat, illetve a védett terület madárvédelmi jelentőségét is értékeljük.

A. G.: Satu Mare, cui Republicii Nr. 31/5. România. B. J.: Sighetu Marmatie, Cart. 1 Mai 4/5. România.

1. Bevezetés

A Pietrosz Bioszféra Rezervátum a Keleti Kárpátok legimpozánsabb masszívumának, a Radnai-havasoknak észak-nyugati részén található. A rezervátum legalacsonyabb pontját a 740 méter tengerszint fölötti magasságban, az Izvorul Dragoș völgyében levő erdészház, míg a legmagasabb pontját a Nagy Pietrosz 2303 méteres csúcsa képviseli. A területen több csúcs is meghaladja a 2000 méteres magasságot, a Buhăiescu Mare 2268 m, Buhăiescu Mic 2221 m, a Rebra 2227 m, míg a Gropi 2063 m magasságot ér el.

A természetvédelmi terület egy kristályos szerkezetű sasbércen helyezkedik el, melynek közeteit szericites-klorit és csillám palák alkotják, melyekből helyenként kristályos, meredek falú mészkőtömbök emelkednek ki. E mészkőtömbök jó példája a Turnu Roșu (Vöröstorony) szikla.

A rezervátum déli részén törpe fenyővel (*Pinus mugo*) és havasi legelővel borított fennsík, a Bătrînă fekszik. A meredek falú, sziklás Nagy Pietrosz csúcsából a szélrózsa minden irányába sziklás gerincek (Piatra Albă (Fehérkő), Piciorul Moșului (Öregláb), Turnu Roșu (Vöröstorony), Culmea Hotarului (Határ tető)) húzódnak,

mely nyúlványok három nagy glaciális völgyet - Iezer, Zănoagă Mare, Zănoagă Mică - különítenek el egymástól. Az alpesi övezet jellegét a negyedkori eljegesedés ma is könnyen felfedezhető nyomai határozzák meg. Az 1500-1800 méteres tengerszint fölötti magasságban elhelyezkedő, U alakú glaciális völgyek a jég pusztító munkáját bizonyítják. Egyes völgykatlanokban még most is glaciális eredetű tavak vize csillog. Ilyenek a Iezer (Mosolygó-tó), Buhăiescu négy tengerszeme, valamint a Gropi völgy tava.

A források jelentős része a csúcsok közelében fakad. A nagy magasságokból eredő patakok látványos zúgókkal, vízesésekkel rohannak a mélybe. Ilyenek a Pietroasa, a Repedea, az Izvorul Verde és a Pârâul Gropi.

A védett területen három növényzeti övezet, a boreális, az alhavasi és a havasi öv különíthető el. A boreális övezet alsó része vegyeserdő (fenyő-bükk), míg az alhavasi és a havasi övezet növényzete nagyban meghatározza a rezervátum madárfaunájának kialakulását és jellegét.

A terület védelmének kérdése a húszas években vetődött fel, majd 1932-ben a Nagy Pietrosz csúcsa körül védetté nyilvánítottak 183 hektárnyi, havasi övezetben fekvő területet. Ez a kis területű rezervátum a megfelelő őrzés hiányában nem oldotta meg a gondokat, sőt ez időben irtották ki a zergéket a Pietroszról. 1964-ben újra felvetődött a terület védelmének szükségessége, az itt tenyésző gazdag növényvilág és az itt élő állatvilág megóvásának érdekében. 1967-ben a megyei tanács 2700 hektárt védetté nyilvánított, majd az elkövetkező években 3300 hektárra növelte a védett területet, melyre három ór felügyelt. Erre a területre telepítették vissza a zergét és a mormotát.

Az első madártani adat e tájról Hanák János szigeti piarista tanártól származik (Hanák 1848), aki a Iezer-tó (Mosolygó-tó) mellett havasi pintyet (*Montifringilla nivalis*) figyelt meg 1844 július elsején, és feltételezte a faj fészkelését is. A későbbiekben a Vadászlap több számában találunk utalást a Nagy Pietroszon lőtt keselyűkről, sasokról.

Frivaldszky János Máramaros vármegyében végzett kutatásokat, és közölt egy faunalistát (Frivaldszky 1871), melyet Kardos Károly átvett és a Máramaros Egyetemes leírásában közölt (Kardos 1876). E listában az általunk kutatott területről csak Hanák (1848) adata szerepel. Schenk (1918) a fakókeselyűt említi a Radnai-havasokból.

Filipașcu (1966) az ötvenes évek végén a Radnai-havasok keleti részében levő Ineu (Ünőkö) csúcs déli részén gyűjtött adatokat, majd 1958-tól Béres (1961, 1964, 1969, 1978, 1999) végez kutatásokat a Nagy Pietrosz környékén és a Radnai-havasokban.

2. Anyag és módszer

Ezen dolgozat összeállításánál felhasználtunk minden, a területről származó adatot, megfigyelést, gyűrzést, gyűjtést és információt. A megfigyelések nagy részét a fészkelési időben (áprilistól júliusig) végeztük. Ezek alapján ismertetjük a terület madárfaunáját és társulási viszonyait.

3. Eredmények és diszkusszió

A védett területen fészkelő és rendszeresen előforduló madárfajok listája az 1. Táblázatban található, míg a területen ész-

1. Táblázat. A Pietrosz Bioszféra Rezervátum fészkelő madarainak listája. F - fészkel, E - előfordul.
 Tab. 1. List of species nesting in the Pietros Biosphere Reserve. F - nesting, E - occurring regularly.

Faj / Species	Havasi övezet Alpine zone		Alhavasí övezet Sub-alpine zone		Ökoton Ecoton		Fenyves Coniferous forest		Vegyes erdő Mixed forest	
	F	E	F	E	F	E	F	E	F	E
<i>Aquila chrysaetos</i>		+				+	+	+	+	+
<i>Buteo buteo</i>		+		+		+	+	+	+	+
<i>Accipiter nisus</i>		+		+		+	+	+	+	+
<i>Accipiter gentilis</i>		+		+		+	+	+	+	+
<i>Falco tinnunculus</i>		+	+	+	+	+				
<i>Falco peregrinus</i>		+	+	+		+				
<i>Tetrao urogallus</i>				+		+	+	+		
<i>Lyrurus tetrix</i>			+	+		+				
<i>Tetrastes bonasia</i>						+	+	+	+	+
<i>Tringa hypoleucos</i>			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scolopax rusticola</i>						+	+			
<i>Columba palumbus</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Cuculus canorus</i>			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Asio otus</i>							+	+	+	+
<i>Aegolius funereus</i>							+	+		
<i>Glaucidium passerinum</i>							+	+		
<i>Strix uralensis</i>							+	+	+	+
<i>Dryocopus martius</i>						+	+	+	+	+
<i>Dendrocopos major</i>									+	+
<i>Dendrocopos leucotos</i>									+	+
<i>Picoides tridactylus</i>							+	+		
<i>Alauda arvensis</i>	+	+	+	+						
<i>Hirundo rustica</i>				+	+	+	+	+	+	+
<i>Delichon urbica</i>				+	+	+	+	+	+	+
<i>Garrulus glandarius</i>				+	+	+	+	+	+	+
<i>Nucifraga caryocatactes</i>				+	+	+				
<i>Corvus corone cornix</i>				+	+	+				
<i>Corvus corax</i>		+		+		+	+	+	+	+
<i>Parus montanus</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Parus palustris</i>									+	+
<i>Parus cristatus</i>					+	+	+	+		
<i>Parus ater</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Parus major</i>							+	+	+	+
<i>Aegithalos caudatus</i>							+	+	+	+
<i>Sitta europaea</i>							+	+	+	+
<i>Certhia familiaris</i>							+	+	+	+
<i>Cinclus cinclus</i>			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Troglodytes troglodytes</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Saxicola rubetra</i>					+	+				
<i>Oenanthe oenanthe</i>	+	+	+	+						
<i>Monticola saxatilis</i>			+	+						
<i>Phoenicurus ochruros</i>	+	+	+	+	+	+				
<i>Turdus pilaris</i>									+	+
<i>Turdus torquatus</i>			+	+	+	+	+	+		
<i>Turdus merula</i>									+	+
<i>Turdus viscivorus</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Sylvia curruca</i>					+	+				
<i>Sylvia atricapilla</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Phylloscopus collybita</i>			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Phylloscopus trochilus</i>			+	+	+	+				
<i>Erithacus rubecula</i>					+	+	+	+	+	+
<i>Regulus regulus</i>					+	+	+	+		

Faj / Species	Havasi övezet		Alhavasi övezet		Ökoton		Fenyves		Vegyes erdő	
	Alpine zone		Sub-alpine zone		Ecoton		Coniferous forest		Mixed forest	
	F	E	F	E	F	E	F	E	F	E
<i>Regulus ignicapillus</i>					+	+	+	+		
<i>Prunella collaris</i>	+	+								
<i>Prunella modularis</i>			+	+	+	+				
<i>Anthus spinoletta</i>	+	+	+	+	+	+				
<i>Motacilla cinerea</i>			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Motacilla alba</i>			+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lanius collurio</i>					+	+				
<i>Fringilla coelebs</i>									+	+
<i>Carduelis spinus</i>					+	+	+	+		
<i>Carduelis chloris</i>							+	+	+	+
<i>Loxia curvirostra</i>					+	+	+	+		
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>					+	+	+	+		

lett, de nem bizonyítottan fészkelő fajokat a 2. Táblázat tünteti fel.

A havasi övezet az 1900 méter feletti gerincekre és csúcsokra korlátozódik. Ennek az élőhelynek a madárvilága szegényes, mindössze öt fészkelő fajra korlátozódik: havasi szürkebegy (*Prunella collaris*), házi rozsdafarkú (*Phoenicurus ochruros*), hantmadár (*Oenanthe oenanthe*), havasi pityer (*Anthus spinoletta*) és mezei pacsirta (*Alauda arvensis*). Az első három faj a sziklás, kőgörgetes élőhelyekhez kötött, míg az utóbbi kettő a havasi övezet füves térségeit kedveli. Az öt fajból csak a *Prunella collaris* elterjedése kötődik szigorúan a 1900-2000 méter feletti magasságokhoz. Ez a madár tipikus az alpin övezetben, melyet csak igen rövid időre hagy el.

2. Táblázat. A Pietrosz Bioszféra Rezervátumon megfigyelt, de nem bizonyítottan fészkelő madárfajok jegyzéke.

Tab. 2. List of species observed but not proven to nest in the Pietros Biosphere Reserve.

Faj / Species
<i>Buteo lagopus</i>
<i>Circus gallicus</i>
<i>Circus cyaneus</i>
<i>Circus pygargus</i>
<i>Anas platyrhynchos</i>
<i>Anas querquedula</i>
<i>Riparia riparia</i>
<i>Bombicilla garrulus</i>
<i>Sturnus vulgaris</i>

Az alhavasi övezet több élőhelytípust ölel fel, s így madárfaunája is sokkal gazdagabb. Az övezeten belül négy ökológiai csoportot, élőhelytípust különíthetünk el. A legjellemzőbb típust a törpe fenyővel (*Pinus mugo*), borókával (*Juniperus communis ssp. nana*) és havasi égerrel (*Alnus viridis*) borított területek képviselik. Itt találjuk a bokorlakókat, úgy mint a szürkebegyet, a csilpcsálp füzikét (*Phylloscopus collybita*), a fitisz füzikét (*Phylloscopus trochilus*), az örvösrigót (*Turdus torquatus*) és a nyírfajdot (*Lyrurus tetrix*). A nyírfajd ezen övezet legjellemzőbb faja, mely még télen sem hagyja el a törpe fenyveseket. A törpe fenyvesek alsó részén még fészkel szórványosan a töviszúró gébics (*Lanius collurio*), a kis poszáta (*Sylvia curruca*) és a rozsdás csaláncsúcs (*Saxicola rubetra*). Az alhavasi övezet füves területein a havasi pityer (*Anthus spinoletta*) a legelterjedtebb madár, de fészkel itt a mezei pacsirta, és nagyon ritkán, foltszerűen a fogoly (*Perdix perdix*) is.

A sziklás területeken fészkel a vörös vércse (*Falco tinnunculus*), míg 1993-ban fészkelte egy pár vándorsólyom (*Falco peregrinus*) is, mely fajt az utóbbi években nem sikerült újra megtalálni. Szintén jelen van a sziklás területeken a hantmadár (*Oenanthe oenanthe*), házi rozsdafarkú

(*Phoenicurus ochruros*) és szigetszerűen a kövirigó (*Monticola saxatilis*).

A nedves élőhelyek, források, csermelyek és tavak mentén megtaláljuk a vízirigót (*Cinclus cinclus*), a billegetőcankót (*Actitis hypoleucos*), a hegyi billegetőt (*Motacilla cinerea*) és még a barázdabillegetőt (*Motacilla alba*) is.

Az alhavasi övezet lucosokba átmenő alsó zónájában találjuk a két élettér átmenetét, az ekotont, ahol már megjelennek a fenyvesekre jellemző fajok is a fentebb említettek mellett. Így a törpe fenyőből kiemelkedő, kisebb, széltröte fenyőkön fészkel a léprigó (*Turdus viscivorus*), megjelenik a vörösbegy (*Erithacus rubecula*), a fenyvescinege (*Parus ater*), a barátka (*Sylvia atricapilla*), a csíz (*Carduelis spinus*), a kormosfejú cinege (*Parus montanus*), a süvöltő (*Pyrrhula pyrrhula*), a fenyőszajkó (*Nucifraga caryocatactes*). Ezeken kívül még több, fenyvesekben költő madárfaj sorolható ide, melyek ezen a területen kisebb számban fészkelnek.

A következő övezet a boreális, zárt fenyves, melynek legjellegzetesebb madarai még télen sem hagyják el a fenyőerdőt, ilyen például a siketfajd (*Tetrao urogallus*) és a háromujjú höcsik (*Picoides tridactylus*), de igen ragaszkodik ehhez az élettérhez a búbos cinege (*Parus cristatus*) is. Itt fészkelnek a királykák (*Regulus regulus* és *R. ignicapillus*), a fekete harkály (*Dryocopus martius*), a mocsaras erdőrészekben pedig az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*). Ezen az élőhelyen fészkel a nappali és éjszakai ragadozó madarak több faja is, így a karvaly (*Accipiter nisus*), a héja (*Accipiter gentilis*), sőt a szirti sas (*Aquila chrysaetos*) is. Az utóbbi faj több szerző megállapítása szerint az alpesi övezet fészkelő madara, és Radu (1967) is ezt a véleményt képviseli a "Kárpátok mada-

rai" (Pășările din Carpați) című monografikus munkájában. Ezt a megállapítást azonban kutatásaink nem igazolták. A fészkeket nem csak a Radnai-havasokban, hanem Máramaros egész területén mindig erdőben találtuk, és az alhavasi és havasi övezet csak a sas vadászterületeként szolgál. Hasonló a helyzet a hollóval (*Corvus corax*) is.

A baglyok közül fészkel a fenyvesekhez tipikusan kötődő két faj, a gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) és a törpekuvik (*Glaucidium passerinum*), de nem hiányzik az uráli bagoly (*Strix uralensis*) és az erdei fülesbagoly sem (*Asio otus*).

A lucos szinte észrevétlenül, egy-egy lombos fa, például a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), madárberkenye (*Sorbus aucuparia*), nyír (*Betula pendula*) és főképp a bükk (*Fagus sylvatica*) megjelenésével megy át a vegyeserdőbe. Ezen erdők típus madara a fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*), de jelen van a csuszka (*Sitta europaea*), a hegyi fakusz (*Certhia familiaris*), a széncinege (*Parus major*), az egerészölyv (*Buteo buteo*) és a holló is.

Az emberi jelenlét vonzza az antropofil fajokat, így a védterület laboratóriumának épületén, annak istállójában, és a meteorológiai állomáson fészkel a füstifecske (*Hirundo rustica*), a molnárfecske (*Delichon urbica*), az erdészház szomszédságában pedig a fenyőrigó (*Turdus pilaris*).

Kutatásaink - több szerzővel (Radu 1967, Filipașcu 1979) ellentétben - azt igazolják, hogy a madárfajokat nem lehet olyan mereven elhatárolni a tengerszint feletti magasság és a pedo-klimatikus viszonyok alapján, mint a növénytársulásokat. A madárfajok populációi állandó változásban vannak még ezen az aránylag kis terü-

leten és viszonylag rövid időn belül is. Így például az állomány erőteljes növekedését és az erdőhatárig húzódó élőhelyek meghódítását tapasztaltuk az örvös galamb (*Columba palumbus*) és a dolmányos varjú (*Corvus corone cornix*) esetében.

A fészkelő madárfajok jelentős mozgást mutatnak a fészkelési perióduson kívül, mely mozgások során mind vertikális, mind pedig horizontális vonulást is észleltünk.

A fészkelési periódus után egyes fajok, mint például a havasi szürkebegy, a füzikék, az örvösrigó, valamint a cinegék a fészkelőhely közelében maradnak. Ezek a fajok csak a hideg beálltával húzódnak alacsonyabb területekre, követve a völgyeket, míg más fajok a fiókák felnevelése után azonnal alacsonyabb területekre húzódnak, ilyenek például a posztáták. Sok erdei fészkelő viszont trofikus okok miatt éppen ellenkező irányba, az alhavasi övezetbe vonul, kihasználva annak táplálék-bőségét (bogyók, termések, magvak). Így például siketfajdot nyílt áfonyásban 1700-1800 m-es magasságban, süvöltőt, cinegét, köztük széncinegét 1800-1900 m feletti magasságban figyeltünk meg (Béres 1969). Szeptember és október hónapokban a szubalpin és alpin övezetekben 52 madárfajt figyeltünk meg (Béres 1969). Gyakran megfigyelhető, hogy a ragadozók, főleg a karvalyok és a héják ilyenkor követik a feljebb húzódó madárcsapatokat. Az ölyvek főleg a kis emlősöket tizedelik, valamint ekkor sikerült megfigyelni egy kígyászölyvet is, amint mormota kölykökre vadászott.

Mivel a Radnai-havasok fő gerince keleti-nyugati irányú, a vonulás idején sok madárfaj nem kerül ki a védett területet, hanem a nyergek fölött alacsonyan áthúz. Így figyeltünk meg vonuló erdei pintyeket,

örvös galambokat és barázdabillegetőket, de a gerincek felett vonultak egerészölyvek és rétihéjak is laza alakzatokban.

A terület bioszféra rezervátum mivolta több okból is igen fontos a vidék madárvilága számára. Mivel a területet nem legeltetik, a környéken nincsenek juhászku-tyák, és ez lehetővé teszi a földön fészkelő fajok, például a siketfajd, az erdei szalonka, a nyírfajd és a havasi pityer sikeres költését és a fajok populációinak túlélését. Ezen fajok populációinak sűrűsége itt sokkal magasabb, mint a hasonló, nem védett és legeltetett területeken, melyekről egyes fajok (nyírfajd, erdei szalonka) szinte teljesen eltűntek.

A vadászat tilalma szintén előnyös, mivel biztosítja a siketfajd könnyebben megközelíthető dűrgőhelyeinek fennmaradását, valamint a ragadozók is biztonságban vannak a hozzá nem értő amatőröktől. Reméljük továbbá, hogy a vadászat tilalma lehetővé teszi a nyírfajd itteni kis populációjának fennmaradását.

A védett területen a turizmus egyetlen jelzett ösvényen zajlik, így a közvetlen zavarás minimális.

Irodalomlista

- Béres, I. 1961. Ornithological observations in the Máramaros. – *Aquila* 67-68: 262-263.
- Béres, I. 1964. Ornithological observations in the Máramaros and the Radna mountains. – *Aquila* 69-70: 276-277.
- Béres, I. 1969. Observații asupra repartizării verticale a păsărilor în zona alpină a Munților Rodnei în perioada autumnală (sept.-oct.). – Sesiunea de Com. Șt. Nat. a Muz. București. Dir. Muz. Pp. 198-205.
- Béres, I. 1978. Contribuții la cunoașterea ornitofaunei Depresiunii Maramureșului. – *Marmatia* (Anuarul Muz. Jud. Maramureș) 4: 391-426.
- Béres, I. 1999. Considerații generale asupra ornitofaunei actuale din carpații Orientali Maramureșeni. – *Naturalia, Studii și Cercetări, Pitești* (sub tipar).

- Filipașcu, A. 1966. Contributions a la connaissance de l'avifaune de la région sud-est des Monts Rodna (Massiv Ineu). – Travaux de Mus. D'Hist. Nat. "Grigore Antipa" 6: 275-318.
- Filipașcu, A. 1979. Principalele domenii ornitofaunistice și ornitocenozele care dețin avifauna clocitoare a României. – Sargetia (Act. Muz. Jud. Deva) 11-12: 255-284.
- Frivaldszky, J. 1871. Adatok Máramaros vármegye faunájához. – Math. Term. Tud. Közlemények 9: 184-203.
- Hanák, J. 1848. Természettudományi állat, növény és ásványország rendszeres leírása. I. Emlősök-Madarak. – Budapest.
- Kardos, K. 1876. Máramaros megye állatrajzi ismertetése. Madarak. Pp. 214-217. In: Szilágyi, I. (szerk.). Máramaros vármegye egyetemes leírása. – Egyetemi Nyomda, Budapest.
- Radu, D. 1967. Păsările din Carpați. – Edit. Acad. R.S.R. București.
- Schenk, J. 1918. Fauna Regni Hungariae. Aves. pp. 1-112. – K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.

Apatin madárvilága a XX. században

Kanyó Béla

Kanyó, B. 2000. Bird fauna of Apatin (Yugoslavia) in the 20th century. – Ornis Hung. 10: 219-223.

Apatin is located at the confluence of the Drava and Danube rivers and is in the vicinity of Kopački meadow. The area has a very rich bird fauna. The Danube river, along with inundated and mixed forests, marshes, reed-beds and numerous canals offer excellent habitat for various birds. The natural values of the area are well known by the work of many naturalists who visited the area since the second half of the 19th century, such as Mojsisovič, prince Rudolph, Schenk, Vönöczky, Beretzk, Marčetič, Szlivka, Ham and Réthy. The aim of this paper is to summarise the data available about the birds of this area. During the 20th century 253 bird species were documented in the vicinity of Apatin. In the last 25 years 117 bird species have been found breeding and a further 15 species are assumed to nest in the area. Data on 112 species of migrating and transient birds have been reported since 1974, whereas data about the remaining 24 species are from before 1974.



Apatin a Kopácsi rét és a Dráva torkolata közelében helyezkedik el. Apatin és környékének madárvilága igen gazdag. A Duna az árterületeivel, vegyes erdőivel, nádasával, sok csatornájával változatos élőhelyet biztosít sok madárfajnak. A terület természeti értékei ezért jelentősek, melynek köszönhetően a területet számos jeles madarász és természetbarát (pl. Mojsisovič, Rudolf trónörökös, Schenk, Vönöczky, Beretzk, Marčetič, Szlivka, Ham, Réthy) kereste fel. Az ezred- és századforduló közeledtével aktuálissá vált a terület madárvilágáról szerzett adatok összegzése. A XX. században 253 madárfaj előfordulása dokumentált, melyek közül 24 faj adata 1974 előttről származik. Az utóbbi 25 évben 117 faj fészkelőként került elő, míg 15 faj fészkelését csak feltételezzük. A megfigyelt fajok közül 112 faj átvonuló illetve kóborló.

K. B.: 25260 Apatin, Vukica Mitrovič 2, Yugoslavia.

1. Bevezetés

Apatin a Duna bal partján, az 1401 fkm magasságában található. Kisváros, községi székhely, melyhez öt falu tartozik, amelyek Sonta (Szond), Kupusina (Bácskertes), Prigrevica (Szent-Iván), Svilojevo (Szilágy), Ribarevo (Nagyszállás). A település területe 36 860 ha, melyből 62% szántó-föld, 13% erdő, 13% szikesek és halastó, 6% rét-legelő, 1% kert-gyümölcsös, illetve 3% a Duna medre. Domborzata enyhén hullámzó, tengerszint feletti magassága 83-89 m között ingadozik.

A XX. évszázad második felében három, nagyszabású földmunkával járó beruházás valósult meg a területén, melyek révén megváltozott a táj arculata. Az első a Duna-Tisza-Duna csatorna kiépítése volt, amely 1966-ban készült el. A második az 1965-ös árvízveszély következményeként megépített, a Duna megfékezésére készült töltés volt. Az új, a hetvenes években földből épített gát magasabb és masszívabb a réginél. A gát tetején, annak majdnem egész hosszában aszfaltozott műutat építettek, amelyet 1982-ben fejeztek be. A harmadik nagy beruházás a szikesek "hasznosítására" kialakított halastavak létesítése volt, mely 1980-ra készült el.

1. Táblázat. Az Apatinban vagy környékén 1882-1974 között megfigyelt madárfajok listája. Tab. 1. List of bird species observed in or near Apatin, Yugoslavia between 1882 and 1974.

Sorszám	Fajnév
1.	<i>Phalacrocorax pygmeus</i>
2.	<i>Pelecanus onocrotalus</i>
3.	<i>Pelecanus crispus</i>
4.	<i>Branta leucopsis</i>
5.	<i>Somateria molissima</i>
6.	<i>Mergus serrator</i>
7.	<i>Circus macrorus</i>
8.	<i>Porzana pusilla</i>
9.	<i>Burhinus oedicnemus</i>
10.	<i>Glareola pratincola</i>
11.	<i>Pluvialis apricaria</i>
12.	<i>Tringa stagnatilis</i>
13.	<i>Stercorarius pomarinus</i>
14.	<i>Larus canus</i>
15.	<i>Larus marinus</i>
16.	<i>Gelochelidon nilotica</i>
17.	<i>Sterna paradisea</i>
18.	<i>Strix uralensis</i>
19.	<i>Anthus campestris*</i>
20.	<i>Motacilla cinerea</i>
21.	<i>Monticola saxatilis</i>
22.	<i>Lanius senator</i>
23.	<i>Nucifraga caryocatactes</i>
24.	<i>Sturnus roseus</i>

* Feltételezett fészkelő faj. / Species assumed to have bred.

Ezek az óriási talajmozgató munkák nagymértékben befolyásolták a terület élővilágát, így a madárvilágát is. Míg a Duna-Tisza-Duna csatorna és a halastó számos madárfajnak biztosított új élőhelyet, addig a gát építése miatt csaknem az összes addig fészkelő gémfaj eltűnt a területről mint költőfaj.

2. Módszerek

Apatin madárvilágáról Wáhl Ignác tanító szerezte az első ismereteket, aki az 1901 és 1944 közötti időszakban naplót vezetett a madarakról, melyben 122 faj szerepel. Saját adataival kiegészítve ezeket az adatokat dolgozta fel Lakatoš (1979) az

"Apatin madarai" (Ptice Apatina) című munkájában. A könyvben ekkor már 209 madárfaj szerepelt. A madárvilág azonban hagyott még meglepetéseket, s a területen beinduló függőhálózás további fajok adataival szolgált. A madárvilág feltérképezéséhez jelentős mértékben járult hozzá Obrádovič, aki több kiadványt is készített a madarakról (Obrádovič 1994a, 1994b, 1998, Obrádovič *et al.* 1996, Obrádovič & Mirič 1996). Jelen dolgozathoz további adatforrásként szolgált Antal *et al.* (1971), Matvejev & Vasič (1973), Pelle *et al.* (1977) és Lakatoš (1997) munkája, valamint a szerző 1975 és 1999 között végzett saját megfigyelései. A madárfajok listájának alapjául Magyarország madarainak névjegyzéke (Magyar *et al.* 1998) szolgált.

3. Eredmények és diszkusszió

A XX. században 253 madárfaj előfordulása dokumentált, melyek közül 24 faj adata 1974 előttről származik (1. Táblázat). Az utóbbi 25 évben 117 faj került elő fészkelőként (2. Táblázat), míg 15 faj fészkelését csak feltételezzük. A megfigyelt fajok közül 112 faj átvonuló illetve kóborló (3. Táblázat).

Egy terület faunájának hosszabb távon keresztül történő figyelemmel kísérése sok szempontból is fontos. A leglényegesebb talán, hogy az ember egyre dinamikusabb élete és tevékenysége számtalan negatív hatást válthat ki a természetben. Közvetve vagy közvetlenül a kedvezőtlen tényezők végeláthatatlan sora okozhatja a területen megtalálható élőlények élőhelyeinek csökkenését. Az élőhelyvesztés következményeként némely faj mennyisége jelentősen csökkenhet, illetve más fajok teljesen ki is pusztulhatnak.

2. Táblázat. Az Apatinban és környékén fészkelő madárfajok listája.

Tab. 2. List of birds species breeding in or near Apatin, Yugoslavia.

Sorszám	Fajnév	Sorszám	Fajnév	Sorszám	Fajnév
1.	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	41.	<i>Chlidonias niger</i>	80.	<i>Locustella fluviatilis</i>
2.	<i>Podiceps cristatus</i>	42.	<i>Columba livia f. domestica</i>	81.	<i>Locustella luscinioides</i>
3.	<i>Botaurus stellaris</i>	43.	<i>Columba palumbus</i>	82.	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
4.	<i>Ixobrychus minutus</i>	44.	<i>Streptopelia decaocto</i>	83.	<i>Acrocephalus palustris</i>
5.	<i>Nycticorax nycticorax</i>	45.	<i>Streptopelia turtur</i>	84.	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
6.	<i>Ardeola ralloides</i>	46.	<i>Cuculus canorus</i>	85.	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>
7.	<i>Egretta garzetta</i>	47.	<i>Tyto alba</i>	86.	<i>Sylvia nisoria</i>
8.	<i>Egretta alba</i>	48.	<i>Athene noctua</i>	87.	<i>Sylvia curruca</i>
9.	<i>Ardea purpurea</i>	49.	<i>Strix aluco</i>	88.	<i>Sylvia communis</i>
10.	<i>Ciconia nigra</i>	50.	<i>Asio otus</i>	89.	<i>Sylvia borin</i>
11.	<i>Ciconia ciconia</i>	51.	<i>Asio flammeus</i>	90.	<i>Sylvia atricapilla</i>
12.	<i>Anser anser</i>	52.	<i>Caprimulgus europaeus</i>	91.	<i>Ficedula albicollis</i>
13.	<i>Anas platyrhynchos</i>	53.	<i>Apus apus</i>	92.	<i>Aegithalos caudatus</i>
14.	<i>Anas querquedula</i>	54.	<i>Alcedo atthis</i>	93.	<i>Parus palustris</i>
15.	<i>Aythya nyroca</i>	55.	<i>Merops apiaster</i>	94.	<i>Parus caeruleus</i>
16.	<i>Pernis apivorus</i>	56.	<i>Coracias garrulus</i>	95.	<i>Parus major</i>
17.	<i>Milvus migrans</i>	57.	<i>Upupa epops</i>	96.	<i>Sitta europea</i>
18.	<i>Haliaeetus albicilla</i>	58.	<i>Picus viridis</i>	97.	<i>Certhia familiaris</i>
19.	<i>Circus aeruginosus</i>	59.	<i>Dryocopus martius</i>	98.	<i>Remiz pendulinus</i>
20.	<i>Accipiter gentilis</i>	60.	<i>Dendrocopos major</i>	99.	<i>Oriolus oriolus</i>
21.	<i>Buteo buteo</i>	61.	<i>Dendrocopos syriacus</i>	100.	<i>Lanius collurio</i>
22.	<i>Aquila pomarina</i>	62.	<i>Dendrocopos medius</i>	101.	<i>Lanius minor</i>
23.	<i>Falco naumanni</i>	63.	<i>Dendrocopos minor</i>	102.	<i>Garrulus glandarius</i>
24.	<i>Falco tinnunculus</i>	64.	<i>Galerida cristata</i>	103.	<i>Pica pica</i>
25.	<i>Falco subbuteo</i>	65.	<i>Alauda arvensis</i>	104.	<i>Corvus monedula</i>
26.	<i>Falco cherrug</i>	66.	<i>Riparia riparia</i>	105.	<i>Corvus frugilegus</i>
27.	<i>Perdix perdix</i>	67.	<i>Hirundo rustica</i>	106.	<i>Corvus corone cornix</i>
28.	<i>Coturnix coturnix</i>	68.	<i>Delichon urbica</i>	107.	<i>Corvus corax</i>
29.	<i>Phasianus colchicus</i>	69a.	<i>Motacilla flava flava</i>	108.	<i>Sturnus vulgaris</i>
30.	<i>Rallus aquaticus</i>	69b.	<i>Motacilla flava feldegg</i>	109.	<i>Passer domesticus</i>
31.	<i>Porzana porzana</i>	70.	<i>Motacilla alba</i>	110.	<i>Passer montanus</i>
32.	<i>Porzana parva</i>	71.	<i>Troglodytes troglodytes</i>	111.	<i>Fringilla coelebs</i>
33.	<i>Crex crex</i>	72.	<i>Luscinia megarhynchos</i>	112.	<i>Serinus serinus</i>
34.	<i>Gallinula chloropus</i>	73.	<i>Phoenicurus ochruros</i>	113.	<i>Carduelis chloris</i>
35.	<i>Fulica atra</i>	74.	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	114.	<i>Carduelis carduelis</i>
36.	<i>Vanellus vanellus</i>	75.	<i>Saxicola rubetra</i>	115.	<i>Emberiza citrinella</i>
37.	<i>Actytis hypoleucos</i>	76.	<i>Saxicola torquata</i>	116.	<i>Emberiza schoeniclus</i>
38.	<i>Larus ridibundus</i>	77.	<i>Oenanthe oenanthe</i>	117.	<i>Miliaria calandra</i>
39.	<i>Sterna hirundo</i>	78.	<i>Turdus merula</i>		
40.	<i>Chlydonias hybridus</i>	79.	<i>Turdus philomelos</i>		

Apatin környékéről a következő, hajan még fészkelő fajok tűntek el: szürke gém (1974-ben), kanalasgém (1974), üstökös-gém (1981), kis kócsag (1982), bakcsó (1983), kis őrgébics (1979), szalakóta (1984). Míg a hetvenes évek végén lépten-nyomon lehetett vörös vércsével találkozni, ma már egy-egy megfigyelése ritkaságszámba megy.

Más, terjeszkedő fajok viszont megjelentek tájunkon. Így például 1934-ben jelent meg a balkáni gerle, majd később a balkáni fakopáncs. A házi rozsdafarkú "honfoglalását" személyesen is megfigyeltem 1982 és 1987 között.

A csicsörkével más a helyzet. Néhai Wáhl tanító 1926-ból és 1934-ből említette fészkelésüket. Ezek után azonban nincs

3. Táblázat. Az Apatinban és környékén megfigyelt, de nem fészkelő fajok listája.

Tab. 3. List of non-breeding bird species observed near Apatin, Yugoslavia.

Sorszám	Fajnév	Sorszám	Fajnév	Sorszám	Fajnév
1.	<i>Gavia stellata</i>	39.	<i>Hieraaetus pennatus</i>	77.	<i>Lullula arborea</i> *
2.	<i>Gavia arctica</i>	40.	<i>Pandion haliaetus</i>	78.	<i>Anthus trivialis</i> *
3.	<i>Podiceps grisegena</i>	41.	<i>Falco vespertinus</i>	79.	<i>Anthus pratensis</i>
4.	<i>Podiceps nigricollis</i> *	42.	<i>Falco columbarius</i>	80.	<i>Anthus spinoletta</i>
5.	<i>Phalacrocorax carbo</i>	43.	<i>Falco peregrinus</i>	81.	<i>Bombus garrulus</i>
6.	<i>Ardea cinerea</i>	44.	<i>Grus grus</i>	82.	<i>Prunella modularis</i>
7.	<i>Plegadis falcinellus</i>	45.	<i>Tetrax tetrax</i>	83.	<i>Erithacus rubecula</i> *
8.	<i>Platalea leucorodia</i>	46.	<i>Otis tarda</i>	84.	<i>Luscinia luscinia</i>
9.	<i>Cygnus olor</i>	47.	<i>Himantopus himantopus</i>	85.	<i>Luscinia svecica</i> *
10.	<i>Cygnus cygnus</i>	48.	<i>Recurvirostra avosetta</i>	86.	<i>Turdus torquatus</i>
11.	<i>Anser fabalis</i>	49.	<i>Charadrius dubius</i> *	87.	<i>Turdus pilaris</i>
12.	<i>Anser albifrons</i>	50.	<i>Pluvialis squatarola</i>	88.	<i>Turdus iliacus</i>
13.	<i>Anser erythropus</i>	51.	<i>Calidris minuta</i>	89.	<i>Turdus viscivorus</i>
14.	<i>Branta ruficollis</i>	52.	<i>Philomachus pugnax</i>	90.	<i>Locustella naevia</i>
15.	<i>Tadorna tadorna</i>	53.	<i>Lymnocyptes minimus</i>	91.	<i>Acrocephalus melanopogon</i>
16.	<i>Anas penelope</i>	54.	<i>Gallinago gallinago</i>	92.	<i>Hippolais pallida</i>
17.	<i>Anas strepera</i>	55.	<i>Gallinago media</i>	93.	<i>Hippolais icterina</i> *
18.	<i>Anas crecca</i>	56.	<i>Scolopax rusticola</i>	94.	<i>Phylloscopus sibilatrix</i> *
19.	<i>Anas acuta</i>	57.	<i>Limosa limosa</i>	95.	<i>Phylloscopus collybita</i> *
20.	<i>Anas clypeata</i>	58.	<i>Numenius arquata</i>	96.	<i>Phylloscopus trochilus</i>
21.	<i>Aythya ferina</i> *	59.	<i>Tringa erythropus</i>	97.	<i>Regulus regulus</i>
22.	<i>Aythya fuligula</i>	60.	<i>Tringa totanus</i>	98.	<i>Regulus ignicapillus</i>
23.	<i>Clangula hyemalis</i>	61.	<i>Tringa nebularia</i>	99.	<i>Muscicapa striata</i> *
24.	<i>Melanitta nigra</i>	62.	<i>Tringa ochropus</i>	100.	<i>Ficedula parva</i>
25.	<i>Melanitta fusca</i>	63.	<i>Tringa glareola</i>	101.	<i>Ficedula hypoleuca</i>
26.	<i>Bucephala clangula</i>	64.	<i>Arenaria interpres</i>	102.	<i>Panurus biarmicus</i> *
27.	<i>Mergus albellus</i>	65.	<i>Stercorarius parasiticus</i>	103.	<i>Parus ater</i>
28.	<i>Mergus merganser</i>	66.	<i>Larus minutus</i>	104.	<i>Certhia brachydactyla</i> *
29.	<i>Milvus milvus</i>	67.	<i>Larus cachinnans</i>	105.	<i>Lanius excubitor</i>
30.	<i>Circus gallicus</i>	68.	<i>Sterna caspia</i>	106.	<i>Fringilla montifringilla</i>
31.	<i>Circus cyaneus</i>	69.	<i>Sterna albifrons</i>	107.	<i>Carduelis spinus</i>
32.	<i>Circus pigargus</i>	70.	<i>Chlidonias leucopterus</i>	108.	<i>Carduelis cannabina</i>
33.	<i>Accipiter nisus</i>	71.	<i>Columba oenas</i>	109.	<i>Carduelis flammea</i>
34.	<i>Accipiter brevipes</i>	72.	<i>Otus scops</i>	110.	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
35.	<i>Buteo rufinus</i>	73.	<i>Jynx torquilla</i> *	111.	<i>Coccoc. coccothraustes</i> *
36.	<i>Buteo lagopus</i>	74.	<i>Picus canus</i>	112.	<i>Plectrophenax nivalis</i>
37.	<i>Aquila clanga</i>	75.	<i>Melanocorypha calandra</i>		
38.	<i>Aquila heliaca</i>	76.	<i>Calandrella brachydactyla</i>		

* Feltételezett fészkelő faj. / Species assumed to breed.

a fajra utaló adat egészen 1983-ig, amikor az év júliusában a faj egyedeit több helyen is megfigyeltem. Apatin számos részén hallottam énekét 1990-ben is. Parkunk egyik alacsony feketefenyő-ágán fészekben ülő három pihés fiókat etettek szülei 1994. augusztus 27-én, és azóta évente jelen vannak a faj egyedei.

Összegzésképpen elmondható, hogy habár terjeszkedő fajok megjelentek a területen, a helyzetet hosszabb távon tekint-

ve a fészkelő madárfajok száma csökkent. Fontos volna megőriznünk környezetünk megfelelő állapotát, mivel csakis így biztosíthatjuk természeti kincseink fennmaradását, amely illő örökség lenne unokáink számára.

Irodalomlista

- Antal, L., Fernbach, J., Mikuska, J., Pelle, I. & L. Szlivka. 1971. Namenverzeichnis der Vögel der Autonomen Provinz Vojvodina. – *Larus* 23: 73-127.
- Ham, I. 1979. Istorijat istrazivanja faune ptica Vojvodine. – *Arhiv bioloških nauka* 29: 39-57.
- Lakatoš, J. 1979. Ptice Apatina. – *NIIU Glas komune, Apatin*.
- Lakatoš, J. 1997. Namenverzeichnis der Vögel bei Apatin. – *Kézirat*.
- Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T. & A. Bankovics. 1998. Nomenclator avium Hungariae. Magyarországi madarainak névjegyzéke. – *Madártani Intézet, Budapest*.
- Matvejev, S. D. & V. F. Vasič. 1973. *Catalogus Faunae Yugoslaviae*. Vol. 4/3 Aves. – *Academica Scientiarum et Artium Slovenica, Ljubljana*.
- Obradović, R. 1994a. Ptice grabljivice Bačke. – *EKO društvo "Gornje Podunavlje", Apatin*.
- Obradović, R. 1994b. Katalog ptica Bačke. – *EKO društvo "Gornje Podunavlje", Apatin*.
- Obradović, R. 1998. Ptice Jugoslavije. – *Sombor*.
- Obradović, R., Kanjo, B. & M. Mirič. 1996. Sove Bačke. – *EKO društvo "Gornje Podunavlje", Apatin*.
- Obradović, R. & M. Mirič. 1996. Siva guska. – *EKO društvo "Gornje Podunavlje", Apatin*.
- Pelle I., Ham I., Rašajski, J. & T. Gavrilov. 1977. Pregled gnezdarica Vojvodine. – *Larus* 29-30: 171-197.
- Réthy, Zs. 1980. Magyar madártani bibliográfia. – *Békéscsaba*.

Észak-Bácska fehérgólya-állományának vizsgálata 1999-ben

Rékási József

Rékási, J. 2000. A study of the White Stork population of North Bácska in 1999. – Ornis Hung. 10: 225-229.

A White Stork population nesting in 30 settlements in a 1000 km² area of North Bácska (southern Hungary) was studied in 1994 and 1999. The number of nests was 79 and 84, of which 68 and 64 were occupied in 1994 and 1999, respectively. The number and proportion of nests built on electricity poles have increased since 1973. The nesting success was lower in 1999 (2.53 young per nest) than in 1994 (3.30 young per nest), possibly due to the wet and stormy weather during the breeding season. The article also presents information on the recaptures of 1050 individuals ringed between 1973 and 1999 and the results of an analysis of stork pellets in 1999.



A Duna-Tisza közének déli részén, az ún. Észak-Bácska mintegy 1000 km²-es területén, 30 településen költő fehér gólya-állományt vizsgáltam 1994-ben és 1999-ben. Míg 1994-ben 79 gólyafészkekben 68 pár költött, 1999-ben 84 fészkekben 64 pár költött a vizsgálati területen. 1973 óta folyamatosan nőtt a villanyoszlopra épült fészkek száma és aránya. A hűvös, csapadékos időjárás hatására 1999-ben 2,53 fióka nőtt fel átlagosan egy fészkekben az 1994-es 3,30 értékkel szemben. A dolgozat ismerteti az 1973 és 1999 között meggyűrűzött 1050 egyed visszafogásainak, valamint az 1999-ben végzett köpetanalízis eredményeit.

R. J.: 9090 Pannonhalma, Vár u. 2.

1. Bevezetés

Egy kisebb terület fehér gólya (*Ciconia ciconia*) állományának folyamatos megfigyelése sok adattal gazdagítja a nagyobb léptékű populációdinamikai vizsgálatokat, s a vizsgálatokkal teljesebbé tehetjük az öt évenként végzett országos felmérések során szerzett ismereteinket. Az országos gólyaállomány-felméréseket több dolgozat is tárgyalja (Homonnay 1964, Marián 1962, 1968, 1971, Jakab 1978, 1981, 1987, 1991, Lovászi 1998). Ezen kívül számos cikk foglalkozik regionális adatok feldolgozásával (pl. Keve 1957, Bancsó & Keve 1957). Észak-Bácska gólyaállomá-

nyán Rékási (1975a, 1975b, 1979a, 1979b, 1980a, 1980b, 1982, 1985, 1989, 1991, 1997), Köhegyi & Rékási (1994), Rékási & Jakab (1984) végzett vizsgálatokat. Az MME 1999-ben harmadszor jelölte az év madarának a fehér gólyát az országos cenzushoz kapcsolódva. Jelen dolgozat az 1999. évi felmérések eredményeit ismerteti és veti össze az 1994. évvel.

2. Vizsgálati terület és módszerek

A vizsgálatokat 1994 és 1999 években a Duna-Tisza közének déli részén, az ún. Észak-Bácska mintegy 1000 km²-nyi területén végeztük harminc helységben (1. Táb-

1. Táblázat. A fehér gólya fészkek száma az Észak-Bácskában vizsgált településeken 1994-ben és 1999-ben. A meggyűrűzött fiókák száma zárójelben szerepel.

Tab. 1. Number of White Stork nests in the North Bácska study area (southern Hungary) in 1994 and 1999. The number of ringed young is shown in parentheses.

Helységnev/ Settlement	1994	1999
Baja	6	5
Bácsalmás	2	2 (3)
Bácsalmás, Mosztonga-major	1	1
Bácsalmás-Óalmás	1	1
Bácsbokod	1	2
Bácsborsód	1 (2)	1
Bácsszentgyörgy	1 (4)	1 (5)
Bácsszőlős	-	-
Bátmonostor	1	1
Csátalja	1	1
Csávoly	1	1 (3)
Csikéria	-	-
Dávod	4	3
Dávod-Püspökpuszta	3	3
Érsekcsanád	9 (3)	10
Felsőszentiván	1	1
Gara	1	2
Hercegszántó	9 (4)	14 (4)
Hercegszántó-Hóduna	1 (2)	1 (3)
Hercegszántó-Karapancsa	1 (2)	1 (2)
Katymár	6 (5)	7 (3)
Kunbaja	-	1
Madaras	7 (5)	7
Mátételke	-	-
Mélykút	1	1
Nagybaracska	1	1
Sükösd	3	4
Szeremle	13 (6)	10 (4)
Tataháza	1	1
Vaskút	2	1
Összesen/Total:	79 (33)	84 (27)

lázat). A felmérést az országos felmérések módszere alapján végeztük (Lovászi 1998), teljes állományfelmérésre törekedve.

Bácsszentgyörgyről és Szeremléről gyűjtöttünk köpeteket mindkét vizsgálati évben, június végén-július elején fészkekből, augusztusban éjszakázóhelyekről. A táplálékmaradványokat szárított állapotban vizsgáltuk. A kiszáritott köpeteket 1999-ben mértük meg, grammokban adva meg az átlagos, a maximális és minimális értékeket.

3. Eredmények és értékelés

3.1 Fészkelés

Az egyes településeken fészkelő gólyák számát az 1. Táblázat mutatja be. Kunbaján a belvizes területek szaporodásával újból költött egy gólyapár. A legnagyobb gólyaállomány a Duna menti településeken és azok határában található.

A fészkek koráról is sikerült megbízható adatokat gyűjteni. Az 1994-es census óta 11 új fészkek épült, ugyanakkor hat régebbi fészkek megszűnt. A vizsgált terület így mindössze öt fészkekkel gyarapodott 1994 óta. A területen 1994-ben hét, 1999-ben tíz lakatlan, üres fészkek volt. Az 1999-ben még mindig eredeti helyükön lévő legregyebb fészkek a következők voltak: Hóduna - kémény (1920), Szeremle - ház-tető (1927), Hercegszántó - plébánia kémény (1934), Katymár - kémény (1944), Karapancsa - kémény (1956).

A fészkealjzatok megoszlását a vizsgálat kezdő évében (1973), valamint 1994-ben és 1999-ben a 2. Táblázat mutatja be.

2. Táblázat A fehér gólya fészkekrakó helyeinek megoszlása Észak-Bácska területén három vizsgált évben. A lakatlan fészkek száma zárójelben szerepel.

Tab. 2. Distribution of White Stork nest locations in North Bácska in three years of the study. The number of unoccupied nests is given in parentheses.

Tartóaljzat/Nest base	1973	1994	1999
Kémény, Kazánkémény/Chimney	28	23 (4)	19 (3)
Tető/Roof	10	4	4
Templomtorony/Church tower	1	1	-
Villanyoszlop/Electricity pole	7	46 (3)	57 (6)
Fa/Tree	3	1	1
Különálló tartóoszlop/Support pole	-	4	3 (1)
Egyéb (emlékmű)/Other (monument)	1	-	-
Összesen/Total:	50	79 (7)	84 (10)

3. Táblázat A fehér gólyák költési adatai 1994-ben és 1999-ben Észak-Bácskában.

Tab. 3. Breeding data of white storks in 1994 and 1999 in North Bácska.

Év/Year	HPa	HPm	HPo	HE	JZG	JZa	JZm	StD
1994	68	65	3	4	225	3,30	3,46	6,8
1999	64	58	6	10	162	2,53	2,79	6,4

A nemzetközi rövidítések jelentése: HPa: fészkelőpárok száma, HPm: fiókás költőpárok száma, HPo: fióka nélküli fészkelő párok száma, HE: magányos gólyák száma, JZG: összes fiókaszáma, JZa: összes fiókaszáma/fészkelőpárok száma, JZm: összes fiókaszáma/fiókás költőpárok száma, StD: fészkelőpárok száma/100 km²

Index of the international abbreviations: HPa: number of breeding pairs, HPm: number of pairs with young, HPo: number of pairs without young, HE: number of single storks, JZG: total number of young, JZa: total number of young/number of breeding pairs, JZm: total number of young/number of pairs with young, StD: stork density, number of breeding pairs/100 km²

A faj kiszorulása a kéményekről, háztetők-ről 1999-ben is tovább folytatódott. Egy-azon épületen néhány évvel ezelőtt még három helyen találtunk két illetve három fészket, 1999-ben csak a szeremlei református templom tetején és az oldalhajón volt meg a két fészke, a korábbi három helyett. Különösen az utolsó 25 évben a gólyák rászoktak a kifestőoszlopok elektromos hálózatok tartóoszlopain való fészkelésre, 1973-tól 7-ről (6,42%) 1994-ben 45-re (41,28%), 1999-ben már 57-re (52,29%) emelkedett a villanyoszlopokra épült fészkek száma. Az arány így is elmarad az országos átlagtól, mely 70% (Lovási 1998).

A fehér gólya legkorábbi érkezését 1994-ben március 15-én Madarason, 1999-ben pedig március 6-án Bácsalmás-Mosztongán figyelték meg. Ez utóbbi egyed még a hónap közepén is magányos volt. A későn érkezők (április végén, május elején) - akár az idősebbek, akár az ivarérettségüket elért fiatalok - a költésben gyengébb eredményeket érnek el, vagy a

legtöbbször utód nélkül maradnak. Bácsalmás határában 1999 tavaszán és nyarán 15-20 ún. "kajtár" gólya tartózkodott, bőséges kételtű táplálék fogyasztása mellett. Szeremlén május elején fiatal gólyapárok érkeztek, s foglalták el az addig üresen maradt fészkeket. Dávodon még 1999 júliusában is kotlott egy fiatal gólya, a hím fészkekanyaggal tatarozott is. Gólyaverekedést Érsekcsanádon figyeltek meg, ahol kilenc fészke van egymáshoz közeli villanyoszlopokon. A legtöbb fészkealj április végére volt teljes.

A szaporulat eredményessége összefügg a kedvező vagy kedvezőtlen ökológiai-környezeti tényezőkkel, főként az időjárással és a táplálkozási lehetőségekkel. Az 1999. év tavaszi és nyári időjárása (viharak, jégesők) nem kedvezett a fajnak, bár a belvizek bőséges táplálékot nyújtottak. A költési sikert a 3. és 4. Táblázat mutatja be. Kilenc fióka pusztult el 1994-ben, tizenkettő 1999-ben. A pusztulás oka jégverés, vihar, megfázás, legyengülés, eset-

4. táblázat. A fiókaszáma megoszlása 1994-ben és 1999-ben Észak-Bácskában.

Tab. 4. Number of young storks per nest in North Bácska in 1994 and 1999.

Év/Year	Fiókaszáma/Number of young					HPa
	0 (HPo)	1	2	3	4	
1994	3 (4,41%)	2	10	19	24	68
1999	6 (9,37%)	6	16	23	10	64

HPo: Fióka nélküli fészkelő párok száma, HPa: fészkelőpárok száma.

HPo: Number of pairs without young, HPa: number of breeding pairs.

5. Táblázat. Fehér gólya táplálékállatok 1999-ben Észak-Bácskában gyűjtött köpetek (N=45) és táplálékmaradványok alapján.

Tab. 5. Contents of white stork pellets (N=45) collected in North Bácska in 1999.

Táplálékállat Prey item	Előfordulás Number of occurrence	Darabszám Number
<i>Melolontha melolontha</i> , Coleoptera	41	197
<i>Rana</i> sp., Amphibia	39	161
<i>Zabrus tenebroides</i> , Coleoptera	24	143
<i>Dytiscus marginalis</i> , Coleoptera	23	101
<i>Hydrous piceus</i> , Coleoptera	21	93
<i>Geotrupes mutator</i> , Coleoptera	20	88
<i>Harpalus affinis</i> , Coleoptera	19	108
<i>Bombina bombina</i> Amphibia	17	73
<i>Otiorrhynchus ligustici</i> , Coleoptera	15	102
<i>Anomala vitis</i> , Coleoptera	15	99
<i>Anisoplia segetum</i> , Coleoptera	13	77
<i>Calliptamus italicus</i> , Orthoptera	11	89
<i>Dociostaurus maroccanus</i> , Orthoptera	9	79
<i>Carabus ullrichi</i> , Coleoptera	8	18
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> , Orthoptera	7	53
<i>Triturus</i> sp., Amphibia	7	11
<i>Natrix natrix</i> , Reptilia	4	8
<i>Abramis brama</i> , Pisces	3	5
<i>Talpa europea</i> , Mammalia	2	2
<i>Emys orbicularis</i> juv., Reptilia	1	8
<i>Helicella obvia</i> , Mollusca	1	7
<i>Lacerta agilis</i> , Reptilia	1	2
Egyéb/Other:		
Mész/Limestone	3	9
Kavics/Pebbles	3	8
Homok/Sand	3	x

leg parazitafertőzés lehetett. A vihar több helyen a fészkeket is megromgálta, ami szintén csökkentette az 1999. évi költési sikert. Összesen nyolc zápot találtunk az év folyamán. Karapancsán a kéményen lévő fészkek vihar miatt megromgálódott, s a közeli kb. 25 m magas fenyőfán kezdett új fészket építeni a pár. A költés végül mégis a kéményen lévő fészkekben zajlott le. Hódunán egy szélvihar északkeleti irányban megdöntötte a fészket, ezt követően a gólyák délnyugatra hordták a fészkekanyagot a kiegyensúlyozás miatt.

3.2. Gyűrűzés és visszajelentés

1994-ben 33, 1999-ben pedig 27 fiókát gyűrűztünk meg. Utóbbi évben a DÉMÁSZ kirendeltségének segítségével Bácsalmáson a Dugonics utcai villanyoszlopon lévő fészkek fiókait is meggyűrűzhetők. A 22 vizsgálati év alatt 1049 fiókát és 1 öreg madarat gyűrűztünk. Ezidáig külföldről 11, belföldről 21 visszajelentés érkezett. Egy 1976. június 29-én jelölt egyed 15 év és 355 nap múlva, 1992. június 15-én került meg Érsekcsanád. Egy éven belül 19, egy-két év között 2, két és három év között 3, négy-öt év között 2, öt-hat, hét-nyolc, nyolc-kilenc, tizenegy-tizenkettő és tizenöt-tizenhat év között 1-1 madár került meg. Szeremlén a "mozi" udvarán lévő fészkekbe 1994-ben és 1999-ben is gyűrűs példány érkezett, de a gyűrűszámot nem sikerült leolvasni (ld. még Rékási 1997).

3.3. Táplálkozás

A köpetvizsgálatok eredményét az 5. Táblázat mutatja be (ld. még Rékási 1997). Az 1999. évben gyűjtött köpetek átlagtömege (kiszárítva) 13,0 g, maximuma 18,7 g, minimuma 4,1 g volt. Átlagos méretük 46,0x36,0 mm, maximuma 78,1x39,0 mm, minimuma 33,5x24,0 mm. A köpetek közül 31 szürke, 14 vörösszürke volt.

A táplálékspektrum függ a fészkek közelében található élőhelyek típusától. A táplálékállatok között előfordulnak talajlakó izeltlábú fajok (*Geotrupes mutator*, *Gryllotalpa gryllotalpa*), talajfelszínen mozgó izeltlábúak (*Carabus ullrichi*, *Harpalus* spp.), sekély vízben élő izeltlábúak és gerincesek (*Hydrous piceus*, *Dytiscus marginalis*, *Triturus* spp., *Rana* spp., *Bombina bombina*, *Natrix natrix*,

Abramis brama, *Emys orbicularis*) és mezőgazdasági táblákon élő fajok (*Zabrus tenebroides*, *Anomala vitis*, rajzaskor *Melolontha melolontha*). Mivel a fehér gólya táplálékspektruma igen széles, s könnyen vált táplálékállatot, nem biztos, hogy egy szárazabb időjárási periódus radikálisan visszaveti a felnevelt utódok számát. Az 1999. évi tavasz bő kétéltű-, hüllő- és májusi cserebogár-kínálata jó táplálékba-zist nyújtott, a hűvös, csapadékos időjárás miatt mégis alacsonyabb volt a költési eredmény, mint 1994-ben. Az 1999-ben gyűjtött köpetek zömmel a májusi cserebogár rajzás fontosságát igazolták, míg a nagy mennyiségű vízirovar, béka, vízisikló a belvizek tartósságát és jelentőségét tükrözi. A rovarok között igen sok mezőgazdasági kártevő fajt találunk: gabonafutrinkát (*Zabrus tenebroides*), közönséges fémfutót (*Harpalus affinis*), gabonaszipolyt (*Anisoplia spp.*), ormányosbogarakat (*Otiorrhynchus spp.*), augusztusban sáskákat (*Acridoidea*). Említésre méltó az egy júniusi köpetben talált 48 májusi cserebogár, az augusztusi köpetben talált 18 olasz sáska. Vízi gerincesek közül a *Rana spp.* dominált, maximum 19 db volt egy köpetben. Az emészhetetlen anyagok közül mész, homok és kavics háromszor fordult elő. A legnagyobb kavics mérete 21,0x19,0 mm, a legkisebb 4,8x3,1 mm volt.

Köszönetnyilvánítás. Külön köszönet illeti volt gimnazista tanítványaimat, akik közreműködő megfigyeléseikkel, a villanyoszlopon gyűrűzés lehetővé tételével, valamint a nagy ügyességet kívánó gyűrűzéseknél értékes segítséget nyújtottak: Csőke Zoltán, Daám Zoltán, Horváth József, Kucsera Ede, Zalántai Endre.

Irodalomlista

- Bancsó, L. & A. Keve. 1957. White Stork census in Hungary in the years 1950 and 1951. – *Aquila* 63-64: 227-232.
- Homonnay, N. 1964. Magyarország és környező területe gólyaállományának mennyiségi felvétele az 1941. évben. – *Aquila* 71: 83-97.
- Jakab, B. 1978. Weisstorch-Bestand Ungarns, 1974. – *Aquila* 84: 37-50.
- Jakab, B. 1981. Gólyaállományunk újabb adatai és problémái az 1979. évi országos felmérés alapján. – *Állattani Közlem.* 68: 77-83.
- Jakab, B. 1987. A fehér gólya állománya Magyarországon 1984-ben. – Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1987: 473-512.
- Jakab, B. 1991. Az 1989. évi gólyaszámlálás értékelése. – *Mad. Táj.* 1-2: 3-4.
- Keve, A. 1957. White Stork census in Hungary in the years 1948 and 1949. – *Aquila* 63-64: 211-225.
- Kőhegyi, M. & J. Rékási. 1994. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) ökológiai vizsgálata (Részlet egy nagyobb tanulmányból) – Múzeumi kutatások Bács-Kiskun megyében. Pp. 80-86.
- Lovászi, P. 1998. A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) helyzete Magyarországon az 1941-1994 közötti országos állományfelmérések eredményeinek tükrében – *Ornis Hung.* 8 Suppl. 1: 1-8.
- Marián, M. 1962. Der Weisstorch in Ungarn in dem Jahre 1956-1958. – Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1968: 283-314.
- Marián, M. 1968. Bestandsveränderung beim Weisstorch in Ungarn 1958-1963. – Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1971: 37-49.
- Marián, M. 1971. A gólya populáció-dinamikája Magyarországon 1963-1968. – Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1971: 37-49.
- Rékási, J. 1975a. Az 1975. év gólyavizsgálatai (*Ciconia ciconia*) eredményei Észak-Bácskában. – *Pusztá* 6: 10.
- Rékási, J. 1975b. Fehér gólya (*Ciconia ciconia*) fészében gyűjtött köpetek elemzése – *Aquila* 80-81: 282-283.
- Rékási, J. 1979a. Összehasonlító gólyaállomány-felmérések Észak-Bácskában – *Pusztá Tiscia* 8 Suppl. 2: 5-6.
- Rékási, J. 1979b. Adatok a gólya (*Ciconia ciconia*) táplálkozásához – *Pusztá Tiscia* 8 Suppl. 2: 9-11.
- Rékási, J. 1980a. Gólyafiókák állományfelmérése és gyűrűzése Észak-Bácskában – *Mad. Táj.* 4: 33.
- Rékási, J. 1980b. Über die Nahrung des Weisstorchs (*Ciconia ciconia*) in der Batschka (Süd-Ungarn) – *Orn. Mitteil.* 32: 154-155.
- Rékási, J. 1982. Megfigyelések a "Gólyavédelem évében", 1981-ben – *Mad. Táj.* 2: 173-174.
- Rékási, J. 1985. Bromatologische Untersuchungen an ungarischen weissen Störchen (*Ciconia ciconia*) – *Misc. Zool. Hung.* 3: 103-110.

Halogénezett szénhidrogének hatása a madártojásra: egy klórbenzollal végzett alapkísérlet

Molnár Gy., Soós K., Kosznai N., Juhász A., Petri A., Tóth R., Molnár J., Gáspár L., Vetró O. és Gálfi M.

Molnár, Gy., Soós, K., Kosznai, N., Juhász, A., Petri, A., Tóth, R., Molnár, J., Gáspár, L., Vetró, O. and Gálfi, M. 2000. Effects of halogenic hydrocarbon chemicals on birds' eggs: a base experiment with chlorobenzenes. – Ornis Hung. 10: 231-235.

Halogenized hydrocarbon xenobiotics (pesticides, insecticides) accumulate in the soil, pollute ground waters and appear in elevated concentrations in biological systems (e.g. in animal tissues). The aim of this study was to examine the effects of chlorobenzene, chosen as a standard halogenized hydrocarbon compound, on an *in vitro* model system. We measured the thickness, structure and Ca^{2+} content of eggshells subjected to different chlorobenzene concentrations. Chicken (*Gallus domesticus*) eggs (containing 2-day-old embryos) were placed for 14 days in soil contaminated with chlorobenzene. We found a negative correlation between the thickness of the shell and the chlorobenzene concentration. The microscopic changes in the structure of the shells' outer and inner surface was related to the altered Ca^{2+} content.



Korábbi tanulmányokból ismert, hogy a halogénezett szénhidrogén xenobiotikumok (peszticidok, inszekticidok stb.) körülbelül 25 éve kezdtek felhalmozódni a talajban és szennyezték a talajvizet. Koncentrációjuk nőtt a biológiai rendszerekben (pl. az állati szövetekben), így a vadon élő madarakban is. Jelen tanulmányunkkal célunk az volt, hogy a klórbenzoloknak - mint standard-nak választott halogénezett szénhidrogén vegyületeknek - vizsgáljuk hatásait *in vitro* modellrendszerekben. Modellkísérleteinkben a kezelt tojáshéjak vastagságát, struktúráját és kalcium-tartalmát detektáltuk. Kerestük az összefüggést a fenti paraméterek klórbenzol jelenlétében mért változásai és a tojáshéjak szerkezete között. Kísérleteink során *in vitro* modellrendszerünkben házityúk (*Gallus domesticus*) 2 napos embrióit tartalmazó tojásait klórbenzollal szennyezett talajba helyeztük 14 napra. Mérési eredményeink szerint a tojáshéjak vastagságának változása a klórbenzol koncentrációval korreláltható. A tojáshéjak külső és belső felszíni változásai a Ca^{2+} -tartalmuk módosulásaival hozhatók összefüggésbe.

M. Gy., S. K., K. N., J. A., P. A., T. R., M. J., G. L., V. O., G. M.: SZTE JGYTF Kar, Biológia Tanszék és Szentgyörgyi Albert Orvostudományi Egyetem, 6725 Szeged, Boldogasszony sgt. 6.

1. Bevezetés

Ismeretes, hogy a klórozott szénhidrogének felhalmozódnak a talajban, a természetes vizekben és az élő rendszerekben. A madarak mint kiváló nyomjelzői a táplálékláncban deponálódó perzisztens toxikus vegyületeknek, alkalmas vizsgálati rendszert képviselnek ezen kemikáliák

(peszticidok, inszekticidok) élettani hatásainak vizsgálatára. (Molnár *et al.* 1999, Soós *et al.* 2000). A fehérfejű rétisasnál (*Haliaeetus leucocephalus*) mint csúcsragadozónál Kanadában Elliott (1996) szerves klórvegyületek és nehézfém-komplexek deponációját mutatta ki egyedi és regionális változékonysággal. A nehézfémek ökotoxikológiai tulajdonságai standard biológiai effektusok leírását tették lehetővé

(pl. madár-embriókon a kadmium hatásait Ketresz *et al.* (1999) mutatták be).

Az inszekticidek hatóanyag koncentrációjának madártojásokban történő felhalmozódását is leírták. Az is felvetődött, hogy ezen mezőgazdasági kemikáliák befolyással vannak a madarak tojáshéj-vastagságára.

A jobban kutatott peszticidek maradványait (Beck & Stolting 1996) is kimutatták gémfélék szervezetében, tojásaiban és zsákmányállataiban is (Albanis *et al.* 1996). Afrikában vízi és szárazföldi madarak tojásaiban jelentős mennyiségű halogénezett szénhidrogén maradványokat találtak, hasonlóan az európai esetekhez (Wikteliuss & Edwards 1997). Dél-Texasban is detektálták, hogy a mezőgazdasági vegyszerek hatással vannak vadon élő madarak tojáshéjainak vastagságára (Marion 1976).

Magyarországon Várnagy & Füzesi (1979) és Várnagy (1991) az organofoszfátok hatásait vizsgálták - bemeztéses eljárással - a madár-embriók fejlődés-biológiai folyamataira. Jakab (1998) a természetben gyűjtött ragadozómadár tojások héj-vastagságán és a szaporulaton észlelt elváltozásokat, feltételezhetően mezőgazdasági vegyszerek hatására.

2. Célkitűzés

Munkánk során célul tűztük ki halogénezett szénhidrogén vegyületek ökotoxikológiai hatásainak tanulmányozását. Feladatunknak tekintettük, hogy olyan alapkísérletet állítsunk be, amellyel (a már meglévő nehézfém-ionok hatásainak detektálásához hasonlóan) standard biológiai hatásokat rögzítő adatbázist tudunk kialakítani egy igen stabil klórozott szénhidrogénre, a

klórbenzolra vonatkozóan. Fő szempontnak tekintettük vizsgálataink beállítása során, hogy olyan egyszerű eljárást alkalmazzunk, amellyel a halogénezett szénhidrogén hatást (standard vegyületünkkel a klórbenzollal) gyorsan, reprodukálhatóan nyomon követhetjük. Fontosnak tartottuk azt is, hogy vizsgálati mintáink olyanok legyenek, amelyeket majdan a természetben is könnyen begyűjthetünk (madarak tojáshéja). A madártojás az összes ökotoxikológiai paraméter (akut és szubakut toxicitás, tolerancia, mutagenitás, karcinogenitás, fertilitás, embriotoxicitás, teratogenitás, szenzibilizáció, helyi irritáció) tanulmányozására alkalmas (Moriarty 1983). Így jelen vizsgálataink tárgyául a madártojás héjat választottuk. A kétnapos embriót tartalmazó házityúk tojások kezelésével nem fejlődés-biológiai megállapításokra, hanem a tojáshéj szerkezetének fizikai változásaira kívántunk adatokat nyerni.

3. Módszerek

Kísérleteinkben két napos embriókat (E2) tartalmazó, csoportonként tíz házityúk (*Gallus domesticus*) tojást használtunk fel. Ismert összetételű talajba (amely változó mennyiségű klórbenzolt tartalmazott) helyeztük a tojásokat (azonos módon, a vastagabb végükkel bemeztve magasságuk 1/3 részéig). A kezelés időtartama a hat vizsgálati csoportnál 14 nap volt. Az első csoportot a pozitív kontroll képezte, ahol a kezelés klórbenzol-mentes, egyebekben azonos minőségű talajban történt (n=10). A második csoportba a kezeletlen negatív kontrollok tartoztak (n=10). A harmadiktól a hatodik csoportot (n=10) különböző klórbenzol tartalmú talajokkal történt ke-

1. Táblázat. Talajminták klórbenzol tartalma a fúrás mélység szerint. Átlag $\pm$ SD (mg/kg).

Tab. 1. Chlorobenzene concentrations in the soil at different depths. Values are average (mg chlorobenzene/kg soil) $\pm$ one S.D.

Fúrás mélység / Depth	N	Σ klórbenzol / Chlorobenzenes	Σ (hexa-penta-tetra) klórbenzolok / Chlorobenzenes	Σ (tri-di-mono) klórbenzolok / Chlorobenzenes
1 0,1 m	9	88,3 $\pm$ 6,2	27,7 $\pm$ 2,94	60,6 $\pm$ 4,17
2 0,3 m	9	579,0 $\pm$ 16,8	99,6 $\pm$ 7,02	479,4 $\pm$ 12,61
3 0,5 m	9	21,5 $\pm$ 3,7	8,9 $\pm$ 2,11	2,6 $\pm$ 0,07
4 0,7 m	9	167,5 $\pm$ 10,3	130,6 $\pm$ 8,12	34,9 $\pm$ 3,11

zelések képezték (a klórbenzol tartalmát a GC-HSD módszerrel mértük és állítottuk be egy valóságos talajszennyezés, a hidasi hulladék-lerakó fúrás mintái alapján).

A tojánhéjak kezelést követő (t=14 nap) vizsgált paraméterei:

- a héj-vastagság (tapintó körzővel Saller (1963) szerint mérve),
- a tojánhéjak mikroszkópos szerkezete (Gill-haematoxinil festéssel),
- a tojánhéjak Ca^{2+} -tartalma (elektromos és kémiai dekalcinálással).

Eredményeinket a Ca^{2+} -tartalomra vonatkozóan a

$$\text{Ca}^{2+}\text{altindex} = \frac{\text{kezelt minta-negatív kontroll}}{\text{pozitív kontroll-negatív kontroll}}$$

képlettel, a tojánhéj vastagságát hasonló formulával analizáltuk.

Tojánhéj-vastagságtindex=

$$\frac{\text{kezelt minta-negatív kontroll}}{\text{pozitív kontroll-negatív kontroll}}$$

Az eredményeket variancia analízissel (ANOVA) elemeztük.

4. Eredmények

Az 1. Táblázatban a hidasi fúrás minták klórbenzol tartalmát tüntettük fel a fúrás mélység függvényében. A mérések átlageredményei szerint a talaj klórbenzol szennyezései mélységenként változó megoszlást mutatnak. Az ismert mennyiségű klórbenzolt tartalmazó talajba "merített" tojásokból származó héjak Ca^{2+} -tartalmának és vastagságának változásait tüntettük fel a 2. Táblázatban. Látható, hogy a kalcium-tartalmak erősen módosultak. A pozitív kontrollok (n=25) Ca^{2+} -tartalmának változása 3,21 $\pm$ 0,09, a negatív kontrolloknál (n=25) a Ca^{2+} -tartalom módosulás 0,11 $\pm$ 0,02 a tojánhéjakban. A tojánhéj-vastagság változásai is jelentősek.

2. Táblázat. Különböző klórbenzol dózisok hatása a házityúk-tojánhéj Ca^{2+} -tartalmának és vastagságának változásaira.

Tab. 2. Effects of different chlorobenzene concentrations on the Ca^{2+} content and thickness of hen eggs' shell.

Fúrás mélység / Depth	N	Ca^{2+} altindex	Tojánhéjvastagságtindex
1 0,1 m	140	4,32 $\pm$ 1,37*	2,7142 $\pm$ 0,78*
2 0,3 m	110	14,14 $\pm$ 1,67*	1,5714 $\pm$ 0,68*
3 0,5 m	110	2,25 $\pm$ 0,31*	2,1428 $\pm$ 0,39*
4 0,7 m	110	7,92 $\pm$ 0,87*	1,0000 $\pm$ 0,88*

* = P<0,01

5. Megvitatás

Talajszennyezések esetén a klórbenzol megoszlása nem homogén (Suter & Alder 1997). A nehéz klórbenzolok (hexa-, penta-, tetraklórbenzol) a talajban lassan lefelé mozogva a mélyebb rétegekbe jutnak (1. Táblázat). Az inszekticid vagy oldószer jellegű terhelésekkel a talajba (vízbe, levegőbe) kerülő klórbenzolok vízdékonysága rossz. Az alacsonyabban klórszubsztituált származékok illékonyasága jelentős. A talajbeli inhomogenitásuk oka elsősorban a nagyobb szennyező kristálygócok kialakulása (Novak & Christ 1997), ami a talaj adszorbtív képességének függvénye (Beck & Stolting 1996). Az erős perzisztencia eredményeként a klórbenzolok volumene igen hosszú ideig nem csökken a talajban, ugyanis az adszorbtív anyagok kristálygócokban tartalmazzák inhomogén eloszlásban ezen kemikáliákat. Amennyiben bomlanak, egy hexaklórbenzol molekula akár hat monoklórozott szénhidrogén származékot is eredményezhet, ami tovább növelheti a perzisztens származék koncentrációját a talajban. Ugyanakkor ezek illékony fázist is képezhetnek, ami kedvezhet a visszaalakulásnak (tetra-, penta-, hexaklórbenzollá), de a talajvíz és levegő szennyezéseknek is. Tehát a talajszennyezések folyamatos klórbenzol-szennyező forrásává válhatnak a víznek, a levegőnek. Ezáltal a talaj, a víz természetes életközösségeiben deponálódva azok bioregulációs folyamatait permanensen módosítják (Wismeth & Neuerburg 1997). Mindezek a valóságos ökotoxikológiai veszélyek indokolták a közvetlen és közvetett klórbenzol-hatások tanulmányozását.

A kontakt klórbenzollal való érintkezés

hatására a tojáshéjak elvékonyodtak, amit a Ca^{2+} -tartalmuk változása is kísért. A tojáshéjak vastagsága és Ca^{2+} -tartalmuk módosulása összefüggésbe hozható a klórbenzol kezelés dózisaival (2. Táblázat).

Azonban ha szorosan a klórbenzolnak a dózisfüggő tojáshéj-módosulást (Ca^{2+} tartalom, héjvastagság) eredményező hatásait elemezzük, nem találunk szigorú összefüggéseket. Ugyanis az 1. és 2. Táblázatok 2. számmal jelzett mintaoszlopai szerint a legmagasabb összes klórbenzoldózis nem a legintenzívebb tojáshéjvastagságot moduláló tényező. Viszont ha az 1. Táblázatot tovább vizsgáljuk, azt a megállapítást tehetjük, hogy a magasan klórszubsztituált klórbenzolok dózisainak növekedésével arányosan módosulnak a tojáshéjvastagságok. Ugyanakkor a kezelt tojáshéjak Ca^{2+} -tartalmának változása korrelációt mutat az összklórbenzol koncentrációjával. Ismert tény, hogy a tojáshéjak kalcium-tartalmát az embriók is felhasználják fejlődésük során. Esetünkben azonban az eltéréseket a negatív kontrollok mért adataival végzett korrekcióval vettük figyelembe (altindex számítások). A kezelt és kezeletlen tojások feltörése után organoleptikus vizsgálattal az embriók között lényeges eltérést nem észleltünk. (Mivel vizsgálatunk célja nem embriológiai tárgyú volt, ezért a tojáshéjakon észlelhető változásokra koncentráltunk.). A tojáshéjak ugyan vékonyabbak lettek, de sokkal ridegebbek, ezért nehéz volt feltörni őket. Valószínűsíthető, hogy a tojások kikelését az eredeti tojáshéj-szerkezet (Harrison 1975) megváltozása is akadályozhatja.

A tojáshéjak külső és belső felületén különféle elváltozások tapasztalhatók: szürke és sárga foltok, a héjhártya elváltozása, elválása és felpúposodása. A mik-

roszkópos szerkezet a héjak vékonyodását mutatja, a szivacsos és mamilláris rétegek összeesése folytán. Jól láthatók a héjszémölcsök szétesése a belső felületen. A kalcium-vesztésre utaló jelek a fentieken kívül a rétegek elválásával és elvékonyodásával jelentkeznek.

Köszönetnyilvánítás. A vizsgálatokat segítette az ETT/021221/97, a BVM Rt. és a Bionika Rt.

Irodalomlista

- Albanis, T. A., Hela, D., Papakostas, G. & V. Goutner. 1996. Concentration and bioaccumulation of organochlorine pesticide residues in herons and their prey in wetlands of Thermaikos Gulf, Macedonia, Greece. – *Sci. Total. Environ.* 182: 11-19.
- Beck, A. J. & H. Stolting. 1996. Leaching of recently applied and aged residues of the herbicides atrazine and isoprotosan through a large, structured clay soil core. – *Chemosphere* 33: 1297-1305.
- Elliott, J. E., Norstrom, R. J. & G. E. Smith. 1996. Patterns, trends, and toxicological significance of chlorinated hydrocarbon and mercury contaminants in bald eagle eggs from the Pacific coast of Canada, 1990-1994. – *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 354-367.
- Harrison, C. 1975. Nests, Eggs and Nestlings of European Birds with North Africa and the Middle East. – Collins, London.
- Jakab, B. 1998. A környezetszennyezés káros hatása a madárszaporulatra a tojáshéj vizsgálatok tükrében. – *Tenkes* 2: 40-47.
- Kertész, V., Hubik, I. & J. Kovács. 1999. The role of the eggshell in the transport of cadmium to the developing bird embryo. Pp. 49-55. In: Tomoska, L. & S. Vizi. (eds). Second Int. Conf. on Environ. Engin. – Univ. Veszprém, Hungary.
- Marion, W. R. 1976. Organochlorine pesticide residues in plain Chachalacas from South Texas, 1971-1972. – *Pestic. Monit. J.* 10: 84-86.
- Molnár, G., Soós, K., Kosznai, N., Juhász, A., Petri, A., Tóth, R., Molnár, J., Gáspár, L., Vetró, O. & M. Gálfi. 1999. The effects of organo-chlorines on eggshell thickness and reproduction. – 6th Meeting of the Central European Regional Section in Conjunction with the Annual Meeting of the Union of the Hungarian Toxicologists, Balatonföldvár.
- Moriarty, F. 1983. *Ecotoxicology*. – Academic Press, Harcourt Brace.
- Novak, P. J. & S. J. Christ. 1997. Kinetics of alachlor transformation and identification of metabolites under anaerobic conditions. – *Water Res.* 31: 3107-3115.
- Saller, K. 1963. *Lehrbuch der Anthropologie*. Band 1. 280-281. – Stuttgart, Germany.
- Soós, K., Valkusz, Zs., Vetró, O., Juhász, A., Petri, A., Molnár, Gy., Molnár, J. & M. Gálfi. 2000. Primary monolayer all cultures as model system for studying of environmental toxic agents: organo-chlorine compounds. – *Central European Journal of Public Health* 8: 35-36.
- Suter, J. J.-F. & A. C. Alder. 1997. Determination of hydrophilic and amphilic organic pollutants in Ha aquatic environment. – *Chemia* 51: 871-857.
- Várnagy, L. I. Füzesi. 1979. Fűrtojások permeabilitás vizsgálata metil-parathion 18WP és parathion 20WP alkalmazásával. – *Növényvédelem* 19: 385-388.
- Várnagy, L. 1991. Különböző növényvédő szerek hatása madármagzatokon. – *Doktori értekezés*, Keszthely.
- Wiktelius, S. & C. A. Edwards. 1997. Organochlorine insecticide residues in African fauna: 1971-1995. – *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 151: 1-37.
- Wismeth, D. & W. Neuerburg. 1997. Grundwasserschutz durch ökologischen Landbau. – *Das Gas- und Wasserfach- Wasser, Abwasser* 138: 144-149.

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) helyzete a Duna-Tisza közén az 1994-1999 közötti elterjedési, állomány- és élőhelyvizsgálatok tükrében

Péchy Tamás

Péchy, T. 2000. Status of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) between the Duna and Tisza rivers based on distribution, population and habitat studies from 1994 to 1999. – Ornis Hung. 10: 237-241.

Volunteers of BirdLife Hungary / MME studied the distribution, population size, and habitat requirements of the Hungarian Meadow Viper to assess the effects of different management regimes on this endangered reptile. The survey found potential breeding areas in the districts of Fót-Gödöllő-Budapest-Ócsa-Dabas-Tatárszentgyörgy-Kunpeszér-Bugyi (ca. 1000 km²). We have registered the size, isolation, ownership, status of protection and mode of utilization of these areas, including grassland management techniques. The persistence of Meadow Viper was detected in 11 areas. Detailed study of the population size estimation by sex and age has been started in two areas. We found that the management of potential and known breeding areas was harmful for the Hungarian Meadow Vipers, even though most of them were protected areas. We suggest potential management methods that could increase the chance of surviving of the different populations.



Az MME 1993-ben kapott először megbízást a Természetvédelmi Hivataltól arra, hogy tisztázza a rákosi vipera magyarországi elterjedését, kezdjen egy-egy területen állomány-nagyságvizsgálatokat, rögzítse az egyes élőhelyeken történő kezelési módokat, vizsgálja meg ezek hatását az ott élő viperaállományra, s határozza meg az optimális kezelést a fenti területekre vonatkozóan. Az eltelt időszak alatt feltérképeztük azokat a szoba jöhető élőhelyeket a Fót-Gödöllő-Budapest-Ócsa-Dabas-Tatárszentgyörgy-Kunpeszér-Bugyi térségében, melyen elvárható, hogy valamilyen létszámú rákosi vipera populáció él. Tisztáztuk az egyes területek pontos elhelyezkedését, kiterjedését, tulajdoni hovatartozását, védelmi státuszát, a hasznosítás módját, feltártuk a gyepkezelés gyakorlatát. Tizenegy élőhelyen kimutattuk a vipera jelenlétét. Két területen megkezdtük az ott élő állományok nagyságrendi, ivar és korcsoport szerinti vizsgálatát. Megállapítottuk, hogy jelenleg a potenciálisan élőhelyként szoba jöhető és a bizonyítottan lakott élőhelyek kezelése - annak ellenére, hogy legtöbbjük védelem alatt áll - nem kedvez a kigyónak, sőt a legtöbb esetben kifejezetten káros rá nézve. Körvonalaztuk azokat a kezelési elveket, melyek segíthetnek abban, hogy az egyes populációknak esélyük legyen a túlélésre.

P. T.: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21.

1. Bevezetés

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) Magyarországon fokozottan védett

hüllőfaj, egyben Európa legveszélyeztetettebb mérgeskígyója, hazánk legveszélyeztetettebb gerincese (Rakonczay 1990, Korsós 1991, Báldi *et al.* 1995, IUCN 1996, Péchy & Haraszthy 1997). Az 1993-ban

megkezdett munka elsődleges célja volt, hogy minél pontosabban megrajzoljuk a faj magyarországi elterjedési térképét. Másik fontos feladatunk a lakott gyepek leírása volt, különös tekintettel a kezelésre. Harmadsorban célunk volt, hogy meggyarazatot találjunk a faj drasztikus egyedszámcsökkenésére.

2. Módszerek

A vipera által lakott területek felmérése során (1) felkerestük és átvizsgáltuk az irodalomból (Méhely 1893, Dely 1978, Takács *et al.* 1987, Korsós 1991) ismert hajdani élőhelyeket; (2) ellenőriztünk minden korábbi ismeretet és bejelentést. Így az alábbi térségek átnézése történt meg: Budapest környéki területek: (1) Gödöllő-Fót-Budapest déli peremterületei-Ócsa, mintegy 300 km². Duna-Tisza-közi területek: (2) Alsónémedi-Dabas-Örkény-Ladánybence-Kunadacs-Kunpeszér-Tatárszentgyörgy-Bugyi által határolt, mintegy 510 km²-nyi terület. Valamint a (3) Bugac környéki területek, mintegy 240 km².

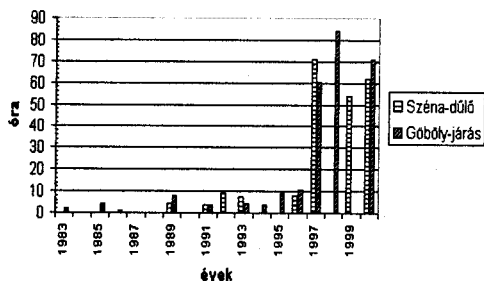
A felmérés során 1:10 000-es EOTR térképeket használtunk, és feltérképeztük a potenciális vipera élőhelyeket. Ezen területekre általánosságban jellemző a mikrodomborzati változatosság, a nem túl magas, zárt gyepterkezet, melynek jelentős részére a képerjés kiszáradó láprét (*Succiso-Molinietum coeruleae*) jellemző (Újvári & Korsós 1997). Általában ez a társulás foglalja el a területek mintegy 75%-át, a magasabb térszínekre a homokpusztaré (*Astragalo-Festucetum rupicola*) és a homoki legelő (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae*) jellemző, s a területeknek mintegy 20%-át foglalja el.

Minden területről kitöltöttünk egy "Élőhely/gyepterület törzslapot", valamint rögzítettük a terület tulajdoni viszonyaira és státuszára, hasznosítására vonatkozó adatokat, majd ellenőriztük, hogy előfordulnak-e viperák a területen. Itt meg kell jegyezni, hogy a faj rendkívül nehéz detektálhatósága révén felmerül az a kérdés, hogy mennyi keresésre fordított idő után merjük kimondani egy területről, hogy már nem él rajta rákosi vipera. Az egyik terület esetében, pl. 74 óra keresésre fordított idő után tudtunk egyetlen bizonyító példányt fogni, míg egy másik területen eddig 183 órát töltöttünk kereséssel és még nem került elő az állat.

Két élőhelyen - a Göboly-járás területén 1994-től, a Széna-dűlőn 1996-tól - folyamatosan végezzük az ott élő állományok nagyságrendi, ivar- és korcsoport szerinti vizsgálatát. A területeken fogott állatok adatai (súly, hossz, ivar, reprodukciós állapot), valamint a feltalálás körülményei (pontos hely, lég-, talaj- és hőmérsékleti adatok) rákerülnek az állat törzslapjára. Minden egyedről készül egy azonosító fotósorozat, melynek során a fejtetőt és a két arcféle fényképezzük le. Ennek alapján az állatok az esetleges visszafogás során biztonságosan azonosíthatók. Ezen kívül minden megfogott állatba beültetünk egy azonosító mikrocipet, kivételek ez alól a 150 mm-nél kisebb testhosszúságú egyedek.

3. Eredmények

Az (1)-es, Budapest környéki területeken csak Ócsa térségében találtunk potenciális élőhelyet, kígyót azonban nem. A (2)-es területen 20, a rákosi vipera számára alkalmas élőhelyet találtunk, melyek összes



1. Ábra. Az egy rákosi vipera megtalálására fordított órák száma évenként a két vizsgálati területen.

Fig. 1. Time in hours necessary to find a Hungarian Meadow Viper at the two study sites in different years.

kiterjedése 4658 ha. Ebből 11 élőhelyen találtunk viperát, s ezen területek összes kiterjedése 2218 ha. Az élőhelyeket közutak, utak, csatornák, erdősávok, szántófoltok stb. választják el, aminek révén az egyes állományok gyakorlatilag el van zárva egymástól.

A rákosi vipera számára alkalmas 4658 ha élőhelyből 2398 ha védett, a többi nem. A 2398 ha védett területből a Kiskunsági Nemzeti Park tulajdonában van 1970 ha, míg a fennmaradó 428 ha magántulajdonban van. A nem védett 2260 ha területből jelenleg MME bérleményben van 540 ha. A rákosi vipera által bizonyítottan lakott 2218 ha-nyi területből 1868 ha védett, míg 450 ha nincs védelem alatt, ám ez a már említett MME bérleményben van. A védett gyepeket nem a természetvédelem hasznosítja, még a saját tulajdonú területeket sem - kivétel ez alól a bugaci, bizonyítottan lakott 587 ha - hanem magángazdák bérlik.

3.1. Állomány nagyság-vizsgálatok

A két élőhelyen folyamatosan végzett állomány nagyság-vizsgálatok meglehetősen sötét képet festenek. Az évek során egyre több időbeni ráfordítással egyre kevesebb

egyedet tudunk regisztrálni (1. Ábra). A Göbölj-járás élőhelyen 1993 és 1999 között 70 nőstényt és 45 hímét, összesen 115 egyedet, míg a Széna-dűlőn 1996 és 1999 között 17 nőstényt és 13 hímét, összesen 30 egyedet regisztráltunk. A Göbölj-járás élőhelyen regisztrált egyedekből 7 példányt, míg a Széna-dűlő élőhelyen regisztrált egyedekből 0 példányt fogtunk vissza.

4. Értékelés

A rákosi vipera állományai az elmúlt 10 évben olyan hihetetlen gyors megfogyatkozást mutatnak, amelyre alig van példa a hazai gerincesek esetében, különösen nem a hüllők csoportjában. Nem csak egy-egy élőhelyre korlátozódtak ezek a tendenciák, hanem valószínűleg a teljes hazai állományra. Még 10 éve sem volt ritka, hogy egyetlen délelőttön 4-5-9 állatot észleltek. Az évek múlásával aztán egyre nehezebb volt viperát találni.

A régebbi irodalomban kevés a konkrétum a rákosi vipera előfordulására és élőhelyére: "Tartózkodási helyének természetét közelebbről senki sem tanulmányozta, a Rákoson valószínűleg bozótos helyeken húzódik meg, még pedig mint Herman Ottó tapasztalta, lakott helyek közelében, (...) Kirchroth tudósításaiból úgy látjuk, hogy Laxenburgban főképpen a császári parkot övező mocsaras réteken fordul elő nagy mennyiségben, sőt már magában a parkban is észrevettek néhányat" (Méhely 1893). "Hazánkban csak síkvidéken és szigetszerűen fordul elő. Szárazabb cserjések közelében, csatornák és töltések füves peremén, vizenyős területek lecsapolt kaszálóin, füves, háborítatlan pusztákon, réteken, parlagi részekben stb. él" (Dely 1978).

A rákosi vipera elterjedése szempontjából fontos Duna-Tisza-közén az 1860-as években kezdődött meg a közlegelők felosztása, majd feltörése. Valószínűsíthető, hogy a rákosi vipera ekkortól veszítette el élőhelyeinek jelentős részét. A századfordulói, majd a későbbi Duna-Tisza-közi vízrendezések tovább csökkentették az élőhelyeit, mert mind nagyobb területek felszántására nyílt lehetőség. Az utolsó drasztikus élőhelyvesztés pedig a közvetlen múltban, az 1980-as években történt, amikor az életbelépő agrártámogatási rendszer lehetővé tette a termelő szövetkezeteknek, hogy feltört gyepterületekért felvegyék az állami támogatást. Mindezekhez járult a mezőgazdaságban történt jelentős változások sora, a nagytáblás művelés, a természetvédelmi szempontból káros gyephasználat stb. (Márkus 1992).

A Széna-dűlő esetében jól nyomonkövethető a populáció csökkenésének folyamata, noha elsősorban csak sejtésekre tudunk hagyatkozni. Ma a vipera mintegy 110 ha területen van jelen a mélyebb térszíneken, melyekre jellemző a kora tavaszi, de akár a téli és tavaszi magas vízborítás. A Széna-dűlőn élő viperák számára a helyi, kisebb kiemelkedésű domborulatok teszik lehetővé, hogy biztonságosan töltsék a telet, de csak abban az esetben, ha a vízborítás a kritikus szint alatt marad. Hogy ez a vízszint mekkora lehet, arra vonatkozóan még számos vizsgálatot kell elvégezni, de az bizonyosnak látszik, hogy a vipera szempontjából - a ma lakott élőhelyeken - kedvezőbb az alacsony és kis területeket érintő tavaszi, illetve téli vízborítás, mint a magas. A magasabb területeken ma akác és nyár található, amit (a helyiek elmondása szerint) az 1980-as évek elején, az akkori mezőgazdasági támogatási rendszernek köszönhetően, a Tsz telepít-

tett. Ezek lehettek azok a nagy kiterjedésű, magasabb térszíneken lévő gyepek, melyek biztosították a viperák számára a biztonságos telelőterületeket, attól függően, hogy a környező mélyebb térszíneknek mekkora részét érintette a vízborítás (Újvári & Korsós 1999). Továbbá lehetővé tették az egyes populációk közötti átjárhatóságot, illetve nagyobb élőhelyet biztosított a faj számára, hiszen "kíméletesebben" hasznosították, ami azt jelenti, hogy elsősorban legeltették, a mélyebb területeket kaszálóként használták. Ugyanakkor a kaszálás is kíméletesebb volt, hiszen kézi kaszálással nyerték a téli takarmányt. S ez igen fontos momentum, mert ma, amikor a viperás gyepek szinte egészét egyszerre kaszálják, megszűnnek a búvóhelyek, így megnő a predációs nyomás (fehér gólya - *Ciconia ciconia*, búbos - *Vanellus vanellus*, seregély - *Strunus vulgaris*, szalakóta - *Coracias garrulus*), mégpedig a fialás időszakában. Hasonló folyamat követhető nyomon a gyóni Göbölj-járás esetében.

4.1. A viperás gyepek jövőbeni kezelése

A rákosi vipera a kipusztulás szélére került, és nem sikerült a megfelelő élőhelykezelést sem megvalósítani. Továbbá számos bizonytalanság van az élőhelyi igényekre vonatkozóan, és nem ismerjük az egyes állományok nagyságát sem. Mindezekből következően további célirányos vizsgálatok szükségesek. Néhány alapvető intézkedés azonban már most meghozható, még akkor is, ha tényleges hatásukra csak következtetni lehet (Nechay & Péchy 1994, Péchy *et al.* 1996).

Alapvetően meg kell változtatni a viperás gyepek eddigi kezelési módját, törekedni kell arra, hogy meghatározott létszámú marhaállomány legelje a területeket,

megfelelő botanikai ellenőrzés mellett. Ha szükséges, csak eseti, a téli időszakban történő tisztító kaszálás tűrhető meg. Sűrűn meg kell kezdeni az élőhelyrekonstrukciós munkákat, vagyis vissza kell gyepesíteni azokat a partosabb gyeprészeket, melyeket az utóbbi negyedszázadban veszített el a faj. Ehhez kapcsolódóan törekedni kell arra, hogy az egymástól nem nagy távolságra lévő élőhelyek összekapcsolhatóak legyenek. Különös gondot kell fordítani az egyes élőhelyeken jelentkező vízborítottságra, s meg kell oldani annak alacsony szinten tartását. Meg kell óvni a területeket az emberi zavarástól, kezelni kell a predátorok kérdését - különös tekintettel az egyes területeken egyre nagyobb számban jelenlévő vaddisznókra. Gondoskodni kell az ismert élőhelyek esetében az időszakos őrzésről annak megakadályozására, hogy a még mindig jelentkező illegális befogást meggátoljuk.

Köszönetnyilvánítás. Ezúton köszönjük meg mindazoknak a segítőknek, akik évről évre részt vettek a térképezési és állományfelmérési munkákban. Köszönet illeti Sántha Antalt, Seregélyes Tibort és Szénási Valentint a területek botanikai állapotfelveletelezésében nyújtott segítségért.

Irodalomlista

Báldi, A., Csorba, G. & Z. Korsós. 1995. Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. - Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

- Dely, O. 1978. Hüllők - Reptilia. - Magyarország Állatvilága, Fauna Hungariae 20: 1-128.
- IUCN 1996. 1996 IUCN red list of threatened animals. - IUCN, Gland Switzerland.
- Korsós, Z. 1991. Európa legveszélyeztetettebb mérgeskígyója, a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). - Természetvédelmi Közlem. 1: 83-88.
- Márkus, F. 1992. Az intenzív mezőgazdaság és földhasználat hatása a természeti értékekre Magyarországon. - WWF Magyarországi Képviselő, Budapest.
- Méhely, L. 1893. Magyarország kurta kígyói. - Mat. Termud. Közl. 26: 1-108.
- Nechay, G. & T. Péchy. 1994. Habitat conservation and promoting the breeding success of *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. Pp. 59-61. In: Seminar on recovery plans for species of amphibians and reptiles. Environmental encounters, No. 19. - Council of Europe, Strasbourg.
- Péchy, T. & L. Haraszthy. 1997. Magyarország kételtűi és hüllői. - Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Péchy, T., Korsós, Z. & B. Újvári. 1996. Rákosi vipera védelmi program. - Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Rakoncay, Z. (szerk.). 1990. Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. - Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Takács, Z., Korsós, Z., & Janisch, M. 1987. Conservation status of the endangered *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. - In: Gelder, J. J. van, Strijbosch, H. & Bergers, P. J. M. (eds): Proc. Fourth Ord. Gen. Meet. S.E.H., Nijmegen, pp. 391-394.
- Újvári, B. & Korsós, Z. 1997. Thermoregulation and movements of radiotracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. - In: Böhme, W., Bischoff, W. & Ziegler, T. (eds): Herpetologia Bonnensis. Bonn (SEH), pp. 367-372.
- Újvári, B. & Korsós, Z. 1999. First observation in situ on the hibernation of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). - In: Miaud, C. & Guyétant, R. (eds): Current studies in herpetology. Proceedings of the 9th Ord. Gen. Meeting of the SEH. Le Bourget du Lac (SEH), pp. 435-438.

Kisemlős közösségek vizsgálata a Lajta-Project erdősávrendszerében

Németh Csaba

Németh, C. 2000. Small mammal communities in the tree hedges of the Lajta Project. – Ornis Hung 10: 243-253.

I studied the structure and dynamics of small mammal communities in the tree hedges of the Lajta-Project, Western Hungary. Small mammals were captured by snap-traps at 15 tree hedges. The diversity, evenness and dominance indices were calculated. There was no correlation between the community structure and the bush or tree canopy cover. Cluster analyses revealed different groups for different years. Tree hedges in agricultural areas had a species rich small mammal community, consisting of forest species as well. These hedges can have significant nature conservation value.



Kutatásaim során a Lajta-Project kisemlős közösségeinek szerkezetével, a fajok ökológiájával foglalkoztam. A nyolc éves vizsgálati idő alatt igyekeztem több módszerrel, különböző oldalról megismerni az erdősávok kisemlős közösségeit, azok dinamikáját, összefüggéseit az élőhelyek szerkezetével. Az elvonásos módszerrel történt gyűjtés alapján meghatároztam a 15 mintavételi terület kisemlős közösségeinek összetételét, felépítését, dominancia viszonyait. Meghatároztam az egyes közösségek diverzitási értékeit KDI indexét, faj- és egyedszámváltozását. Kimutattam, hogy az erdősávok záródása és a közösségek összetétele között a területen nincs szoros összefüggés, egyes esetekben azonban találunk kapcsolatokat. Hasonlósági csoportokat képeztem a clusteranalízis segítségével, melyek összetétele az évek viszonylatában különböző volt. Elkészítettem az évek átlagából az egyes sávok közösségeinek dominancia görbéit, melyek lefutása az egyes fajok szerepétől függően heterogenitást mutatott. Fő eredményem, hogy a mezőgazdasági területek fasoraiban található kisemlős közösségek természetvédelmi értékét kimutattam, részben a fajgazdagság, részben a nem mezőgazdasági területekhez kötődő erdei fajok előfordulása tekintetében.

N. Cs.: Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Kőszegi Tájvédelmi Körzet, 9730 Kőszeg, Arborétum u.2.

1. Bevezetés

A kisemlősök vizsgálata komoly tudományos múlttal rendelkezik, mind a természeti területek, mind a mesterségesen létrehozott életközösségek esetében. A kutatásokat kezdetben a telepített növénykultúrákban időről-időre fellépő gradációs kártételek gerjesztették. Ennek megfelelően az első tudományos eredmények a populációdinamika, valamint a táplálkozási

stratégiák témaköréből születtek. Napjainkra a közösségi ökológia szemléletének térhódításával a kutatások irányvonala egy-egy terület kisemlős közösségének szerkezete, forrás felosztása, hasznosítása felé fordult. E tendenciához kapcsolódóan kiemelt szerepet kaptak a természetvédelmi szempontú vizsgálatok, különösen a biodiverzitás kérdésköre. Előtérbe kerülésük oka az élőhelyek és közösségek változatosságának rohamos szegényedése mellett a kisemlős csoporthoz kapcsolódó

predátorok, elsősorban a ragadozó madarak általános állománycsökkenése.

Kutatási témám egy intenzív agrárkörnyezet kisemlős közösségének szerkezeti vizsgálatát öleli fel. Hipotézisem szerint meghatározó kapcsolat van az élőhely borítottsága és a kisemlős közösség szerkezete, cönológiai karakterisztikái között.

2. Irodalmi áttekintés

Az alábbiakban a hazai és nemzetközi kisemlős kutatás irodalmának áttekintése mellett a szükséges mértékben érinteni kívánom az erdősávokkal, mint védelmi létesítményekkel, valamint a kisemlős közösségek ökológiájával foglalkozó szakirodalmat is.

A mezővédő erdősávok vizsgálatával és azok környezetre gyakorolt hatásaival világszerte sokan foglalkoztak. Magyarországon az erdősáv problémáival az 1950-es évek elejétől kezdtek vizsgálatokat végezni. A kutatások megindulásával szinte egyidőben az erdősáv kártevő populációkat (többek közt kisemlősöket) koncentrálnak hatására terelődött a figyelem. Gál (1965) kandidátusi értekezésében ezt a félelmet alaptalannak látja, mivel nem sikerült olyan kirívó károsítást találnia, ami erre aggodalmat adhatna. Megemlíti azonban azt is, hogy erre vonatkozólag alaposabb megfigyeléseket nem végzett.

A rágcsálók ökológiai viszonyaival kapcsolatban Magyarországon kiemelkedő kutatást végzett Szunyoghy (1955, 1956), aki az emlősök csapdázásával, jelzésével, valamint tájékozódási és hazatalálási képességével foglalkozott. Bebizonyította, hogy a vándorlást és a tájékozódást a környezeti tényezők is befolyásolják.

Turček (1958, idézi Kölös, 1969) vi-

lágviszonylatban is értékes megfigyeléseket végzett egyes rágcsálók abundanciális és diszperziós viszonyait illetően. Különböző biometriai indexek alapján dolgozva értékelési táblázatokat szerkesztett, melyeket részben az erdősávok területek rágcsálófelvételeinél is lehet használni.

Brown (1962, idézi Kölös, 1969) a kisemlősök életközösségi viszonyaival és a biotóp hatásaival kapcsolatban megállapította, hogy a szűkebb biotópból, ami a napi táplálék beszerzési területe, csak a vegetáció radikális megváltozása váltja ki a magasabb akciósugarú mozgást. Mivel egy gabonátábla learatása előidézi az ilyen jellegű változást, erdősávok területeken ez alapvető fontosságú tény.

Tumanov (1963, idézi Kölös, 1969) a rágcsálók vándorlásának okait vizsgálva rámutatott, hogy a különböző bokros-fás szegélyek alomtakarója fontos áttelelési, illetve búvóhely. Szerinte vándorlásra csak a még nem ivarérett egyedek vállalkoznak, a vemhes és szoptató nőstények az eredeti élőhelyen maradnak.

French és munkatársai (1975, idézi Palotás, 1985) nagy mennyiségű információt gyűjtöttek össze kisemlősfajok (*Clethrionomys glareolus*, *Microtus arvalis*, *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus* etc.) populációsűrűségi paramétereiből táblázatok formájában, különböző (erdei-, pusztai-, agrár-) élőhelyeken.

Kölös (1969) kandidátusi értekezésében részletesen foglalkozik az intenzív agrárkörnyezet kisemlős populációival. Tártyalja a mezei pocok (*M. arvalis*) és a közönséges erdeieger (*A. sylvaticus*) egyedszám viszonyait, táplálkozásmódját, aktivitásbeli különbségeit. Kutatásai szerint a közönséges erdeieger nem tűri az erdősávban a mezei pocok jelenlétét. Megállapítja, hogy az erdősávok területeken általa-

ban két évente ismétlődik a pocokgradáció, ha nagy szárazság, vagy nagyon esős idő nem befolyásolja.

Palotás (1985) a Hortobágy puszta különböző élőhelyeinek kisemlős közösségeit vizsgálta. Élvefogó valamint eltávolításos csapdázási módszerét bagolyköpet vizsgálatokkal egészítette ki. A közösségek fenetikai összetételét UPGMA clusteranalízis segítségével hasonlította össze. A közösségek dinamikáját időjárási jellemzőkkel hozta kapcsolatba. Megállapította, hogy a legfontosabb ökoklimatikus limitáló és szabályozó tényező a kisemlős populációk dinamikájában a hőmérséklet és a csapadék, illetve a kettőnek az egymáshoz viszonyított aránya az évszakok viszonylatában.

Határozott évszakos egyedszámváltozást mutatott ki Jensen (1984) is dániai erdőket és erdősítéseket vizsgálva.

Az egyes fajok és élőhelytípusok kapcsolatát vizsgálta többek közt Cranford & Maly (1986), illetve Heske & Steen (1990).

Mikes & Habijan (1985) hasonló vizsgálatokat végzett a Tisza árterületén jelentkező négy különböző habitátban. Megállapították, hogy az eltérő habitátok kisemlős faunája úgy minőségi, mint mennyiségi összetételben jellemző. Legnépesebbnek az ártéri erdők kisemlős faunáját találták, az erdei pocok (*C. glareolus*) dominanciájával. Szerintük a kultúrtáj szántóira a közönséges erdeieger (*A. sylvaticus*) és a mezei pocok (*M. arvalis*) jelenléte jellemző. Szintén a Tisza hullámterén végeztek vizsgálatait Csizmazia (1980).

A különböző vegetációjú élőhelyek kisemlős közösségeinek struktúráját, a növénytársulások, természetes és kultúrterületek kisemlős populációinak dinamikáját kutatta a Gödöllői dombvidéken Demeter

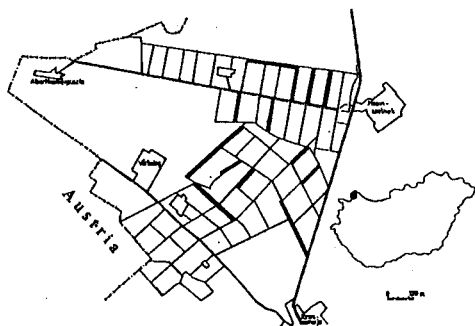
(1979, 1981, 1985). Baranya megyében Papp (1971) végzett különböző növénytársulásokban csapdázásokat.

A Dráva mentén végzi kisemlős ökológiai vizsgálatait Horváth (1996) erdei vegetációban és agrárkörnyezetben. Fogásjelölés-visszafogás (capture-mark-recapture=CMR) technikát alkalmazva teszteli a különféle csapdák fogási képességét és kimutatja, hogy a fa és műanyag csapda közt ilyen tekintetben nincs szignifikáns különbség. Mazurkiewicz (1994), valamint Jensen (1984) tapasztalataival ellentétben az erdei pocok, a sárganyakú és a közönséges erdeieger esetében sem tudott borított-sághoz való kötődést kimutatni.

Jensen (1985) az erdei pocok és a sárganyakú erdeieger esetében vizsgálta, hogy azok különböző erdei fák és cserjék magvait milyen mértékben preferálják. Jól kimutatható eltéréseket észlelt a két faj magfogyasztásában. Az erdei pocok a bükk, kislevelű hárs, magas kőris magját sokkal szívesebben fogyasztotta, a sárganyakú erdeieger viszont a kocsánytalan tölgy, mogyoró és szilmagot részesítette előnyben.

Hazai viszonylatban Nagy (1980) végzett hasonló vizsgálatokat a rágcsláló kisemlősök szerepét vizsgálva hazai tölgyerdők természetes felújulásában. Szerinte a rágcslálók a csermakkot minden időben előnyben részesítik az egyéb táplálékkal szemben.

Bauer (1960) a Fertő-táj kisemlőseivel foglalkozó, összefoglaló jellegű munkájában részletezi a Fertő menti élőhelyek kisemlős közösségeinek összetételét, az egyes fajok rendszertani problémáit, ökológiáját.



1. Ábra. A vizsgált erdősávok elhelyezkedése a Lajta-Projectnél.

Fig. 1. Location of the studied tree hedges.

3. Vizsgálati terület

A vizsgálati terület Magyarország ÉNY-i részén, földrajzilag a Mosoni-síkságon, annak is a Hanság medencéjével érintkező déli részén helyezkedik el Mosonszolnok közelében ($47^{\circ} 51' N$, $17^{\circ} 12' E$). Domborzatilag sík vidéke a Duna fiatalabb hordalékkúp kavicsán fekszik, s e hordalékkúp mindenütt a felszín közelében található (Pécsi 1975 - idézi Faragó 1989). A projekt egy hosszú lejárátú élőhelyvizsgálat, mely a területen élő vadfajok és intenzív agrárkörnyezetük közt fennálló kölcsönhatásokat, azok időbeni változásait vizsgálja. A vizsgálati terület nagysága 3100 ha (1. Ábra). A terület kimondottan intenzív agrárkörnyezet, melyre jellemző, hogy rételegelőterület gyakorlatilag hiányzik. Az a mintegy 70 ha legelő, ami változó helyen előfordult az évek során, telepített füves here volt. Összefüggő erdőterület sincs, az erdészetiileg üzemtervezett 54 erdőrészlet erdősávok formájában jelenik meg. A mezőgazdasági területeken főként kalászosokat, kukoricát, kenderet és repcét termesztenek. Egy-egy termesztési ciklusban mintegy 10-15 növénykultúra tenyészik. A táblanagyságok - 56 tábla méretei alapján

- 20-105 ha közt változnak, az átlagos táblanagyság 52 ha, ami vadgazdálkodási szempontból - figyelembe véve az erdősávok jelenlétét is - igen kedvezőnek mondható. 1994-ben a terület egy része magántulajdonba került, így azóta a kistáblás és a nagyüzemi mezőgazdaság egyaránt jelen van. A kistáblás mezőgazdaság megjelenésének következményeként jelentősen nőtt a földutak területaránya.

Klimatikus viszonyaira Mosonmagyaróvár Meteorológiai Állomás adatai alapján következtethetünk. Jellemző értékei a következők (Faragó 1989):

Évi középhőmérséklet $^{\circ}C$	9,6	Évi csapadék (mm)	504
Páratartalom %	73	Zord napok száma	13
Téli napok száma	29	Fagyos napok száma	95
Nyári napok száma	62	Hősegnapok száma	12

Csapadékeloszlására egy júniusi és egy októberi maximum jellemző. A főmaximum óceáni hatásra utal, míg az őszi másodmaximum a mediterrán hatás eredménye. A kontinentális klímahatást az 500 mm körüli csapadékösszeg bizonyítja. Az atlanti klímahatás kifejezett, bár a medencejelleg miatt nem eléggé erőteljes, és a ritkább szélsőségekben, a kiegyenlítettségben nyilvánul meg. (Bacsó, 1969 idézi Faragó, 1989). Hidrológiai szempontból a vizsgálati terület vízszegénynek mondható. Vízfolyás nincs. Két kisebb tó van a területen, egyik a korábbi kavicsbányászat eredménye, míg a másik (Kápolnatanya), az öntözőfűrt vízkivételi művének vízszükségletét biztosító, talajvízből táplálkozó tó.

Mint már említettem egyetlen ősgyep sincs a területen. Az egykori botanikai viszonyokról így nincs módunk képet alkotni. Sajnálatos, hogy a Pannóniai Flóratartomány Alföldi Flóravidékéhez tartozó Kisalföldi flórajárás ezen területéről korábbi vizsgálatok sincsenek. Érdekes és e

terület vonatkozásában reliktum jellegű az a Várbalog melletti (területünkkel határos) legelő, melyen mintegy 2 ha-os területen tenyészik és terjeszkedik a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*). Vizsgálataink során a termesztett növényeket (mezei, erdei fa, cserje és lágyszárú fajok) nem számítva, mintegy 100 fajt sikerült a területről kimutatni, főként gyomnövényeket, ruderaliáknak megtelepedő pionír fajokat.

Az erdősávrendszerből 15 db sávot választottam ki mintaterületként. Ezek erdő-részlet jeleik szerint a következők (1. Ábra):

Mosonszolnok: 3 A, 3 G, 3 H, 3 I, 4 A, 4 C

Jánossomorja: 68 C, 68 D, 69 B, 69 C, 69 E, 69 F, 70 A, 70 B, 70 D

A sávok kiválasztásánál legfontosabb szempont volt, hogy azok reprezentáljanak minden - az erdősávrendszerben előforduló sávszerkezetet, vertikális és horizontális felépítést.

Vizsgálataim során felmértem a mintaterületek fásszárú és cserjeszintjének jellemzőit:

- az előforduló fajokat, azok elegyarányát
- a vertikális és horizontális záródást szintenként
- az egyes szintek magasságát
- a fásszárú növényzet egészségi állapotát.

4. Mintavétel

Az erdősávokban 1992 és 1999 között hat éven keresztül csapdáztam a kisemlősöket elvonó és élvefogó módszerekkel. 1995-ben és 1998-ban nem végeztem csapdázást.

Az elvonó csapdázást 1992-ben és 93-

ban a kereskedelmi forgalomban kapható rugós egérfogókkal végeztem. A módszer korábban általánosan elterjedt volt, alkalmazása az utóbbi időben természetvédelmi szempontok miatt visszaszorulóban van. A szakirodalom (Kölös 1969, Palotás 1985) különféle csapdázási hálózatokat - kvadrátokat és sávokat - próbál ki, illetve javasol a kisemlősök fogására. Ugyanakkor már Balogh (1958, idézi Kölös 1969) is rámutatott, hogy csak több sorozatú, legalább 3-3 napi exponálás mellett, a környezeti viszonyoknak megfelelő többféle módszer adhat értékelhető eredményt. Mivel azonban vizsgálataimat jórészt egyedül végeztem, a munka könnyítése és gyorsítása érdekében bizonyos egyszerűsítéseket kellett bevezetnem. A csapdákat lineárisan az erdősáv tengelyében helyeztem el egymástól 10-10 m távolságra. A könnyebb megtalálhatóság érdekében a csapdákat fák, illetve cserjék tövében tettem le, a felettük lévő ágat pedig papírszalaggal jelöltem meg. Sávonként 50-50 db csapda került kihelyezésre, melyek 3 fogóéjszakán voltak egy helyen. Az ellenőrzéseket naponta egyszer, a reggeli órákban végeztem. Egy időben 300 csapda volt a területen kihelyezve, ami naponta 6 erdősáv ellenőrzését tette szükségessé.

A csalízás tekintetében az irodalom szintén gazdag választékkal szolgál. Szunyoghy (1955) szerint "Csalétkül legjobban bevált a dióbél." Kölös (1969), pirított szalonnát, avas dióbelet áztatott kukoricaszemet, Palotás (1985) ezek mellett pirított tökmagot használt.

Vizsgálataimban a következő - az irodalomban még nem olvasott - módszert alkalmaztam: apróra vágott dióbelet főztem össze margarinnal, és az így elkészült főzettel petróleumlámpa bél darabkákat itattam át. A kapott 1 cm nagyságú csalikat helyeztem

el az egérfogókon. A felitatott főzet illata tapasztalataim szerint minden rágszáló és rovarevő kisemlőst vonz a közelbe, és a fogás utáni felcsalás is egyszerű. Amennyiben a csalit csak megrágnak az állatok, a főzettel való átkenés újra aktívvá teszi a csapdát. A csapdázási siker 100 csapda éjszakára 20,9 fogás volt 1992 nyarán, 1993-ban pedig 1 alatti értéket adott.

1994-re lehetőségem nyílt 200 darab élvefogó ládacsapda elkészíttetésére, így vizsgálataimat ezekkel folytattam tovább. A módszer -a csapdák elvétől eltekintve- ugyanaz volt mint az elvonó csapdázásnál, amelyet már ismertettem. 1994-ben és 96-ban nem jelöltem a megfogott állatokat, ezért a fogási adatok a visszafogások hibáival terhelték. 1997-ben és 99-ben fogásjelölés-visszafogás módszert alkalmaztam és vizsgálataimat 1999-ben a 15 erdősávról négyre szűkítettem. Ebben az évben további, itt nem részletezendő vizsgálati célok érdekében 0,36 hektáros kvadrátokat alkalmaztam, melyekben az ötven csapda 10x10 méteres hálózatban volt elhelyezve.

A csapdázott állatok esetében feljegyzésre került a fogott egyed faji hovatartozása, kora és ivara, valamint a csapda száma. Az elvonócsapdázás esetében teljes biometria adatfelvételt végeztem.

5. Elemzés

A kapott adatok feldolgozása során az alábbi jellemzőket vizsgáltam.

(1) A fajok állandósága konstansfokban.

Azok a fajok, melyek a 15 erdősáv

0-19,9% -ában fordultak elő	I. konstansfokúak,
20-39,9% -ában fordultak elő	II. konstansfokúak,
40-59,9% -ában fordultak elő	III. konstansfokúak,
60-79,9% -ában fordultak elő	IV. konstansfokúak,
80-100,0% -ában fordultak elő	V. konstansfokúak.

(2) A fajok dominancia viszonyai. A D (dominancia) % érték megadja, hogy az adott faj egyedszáma hány %-a az erdősávban fogott összes kisemlős számának.

Domináns fajok, melyek D% értéke	35% felett van
Szubdomináns fajok, melyek D% értéke	20-35% közötti
Alkalmi fajok, melyek D% értéke	5-20% közötti
Ritka fajok, melyek D% értéke	5% alatti

(3) Diverzitás. Munkám során a leggyakrabban alkalmazott Shannon - Wiener formulát használtam (Pielou 1975).

$$H(S) = -\sum p_i \ln p_i$$

ahol p_i az i -dik faj egyedszámának aránya a mintában

(4) Kiegyenlítettség (Odum 1971).

$$J = H / \ln S$$

ahol H a minta diverzitása, S pedig a fajszáma.

(5) Közösségi dominancia - KDI - index.

$$KDI = \frac{(y_1 + y_2)}{y} \times 100$$

ahol y_1 és y_2 a két legnagyobb abundanciával rendelkező faj abundanciája, y az összes abundancia. Az abundancia alatt itt érthetünk denzitást, dominanciát és más jellemzőket.

(6) Jaccard-féle fajazonosság. Kifejezi az élőhelyek közti közös fajok arányát:

$$\frac{\text{az élőhelyek közös fajainak száma}}{\text{az élőhelyek összes fajainak száma}} \times 100$$

(7) Denzitás. Az erdősávban csapdázott egyedek példányszáma 1 km sávszakasra vonatkoztatva.

(8) Hasonlóság. Az egyes erdősávok kisemlősfajta alapján vett hasonlóságának vizsgálatára klasszifikációs eljárásként a hierarchikus clusteranalízist alkalmaztam (Syntax 5. program,

1. Táblázat. A Lajta-Projectben végzett kisemlős csapdázások során fogott fajok és arányuk (N=1570, 1992-1999).

Tab. 1. Percentage of small mammals trapped during the Lajta-Project 1992-1999 (N=1570).

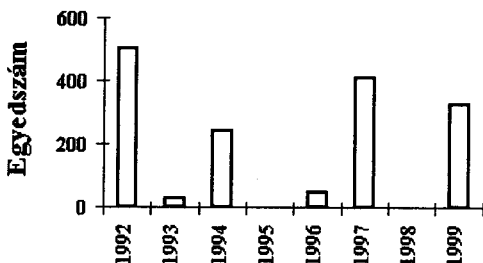
Faj / Species	%
<i>Apodemus sylvaticus</i>	37,3
<i>Apodemus flavicollis</i>	21,0
<i>Pitymys subterraneus</i>	0,2
<i>Micromys minutus</i>	0,4
<i>Sorex minutus</i>	0,6
<i>Sorex araneus</i>	2,3
<i>Clethrionomys glareolus</i>	10,9
<i>Mus musculus</i>	0,3
<i>Cricetus cricetus</i>	0,1
<i>Microtus arvalis</i>	26,4
<i>Crocidura leucodon</i>	0,4
<i>Microtus nivalis</i>	0,1

Podani 1993). A fúziós stratégia a teljes lánc (complete linkage) módszer volt. A Jaccard és Czekanowsky indekset használtam.

6. Eredmények

6.1. A kisemlős közösségek szerkezete

A Lajta Project területén hat év alatt 11 kisemlős faj 1570 egyedét sikerült csapdázni (1. Táblázat). A vizsgálati évek tekintetében 1993-ban az előző évi gradáció

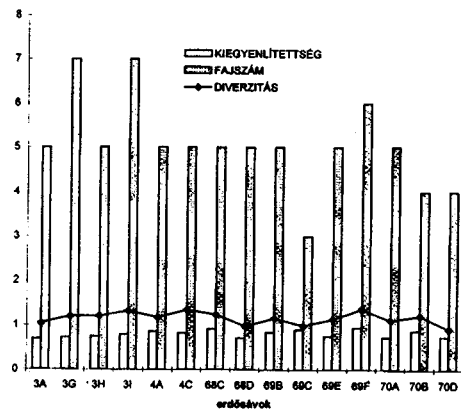


2. Ábra. Az éves fogás alakulása a Lajta-Project kisemlős csapdázása során 1992-1999 között (N=1570).

Fig. 2. Number of small mammals captured during the Lajta-Project 1992-1999 (N=1570).

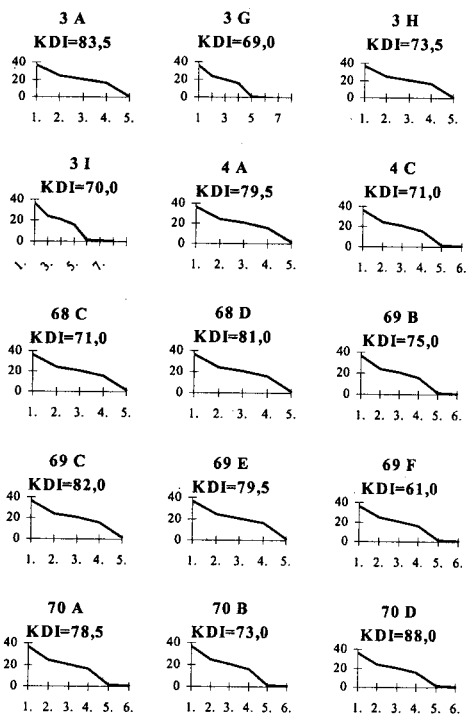
összeomlása volt megfigyelhető, 1994-ben pedig ismét jelentős volt a csapdázott egyedszám (2. Ábra). Az 1995-ös évről nem rendelkezem információval, 96-ban a 100 alatti fogott egyedszám ismét a gradáció összeomlását jelzi. 1997-ben több, mint 400, 1999-ben pedig 300 fölötti fogott egyedszám volt kimutatható. A fogott egyedek döntő többsége rágcsálónak (*Rodentia*) bizonyult (95,4%), mindössze 4,6% volt a rovarevők (*Insectivora*) aránya. A vizsgált közösségek jellemzőit bemutató 3. Ábrán az átlagos diverzitási értékek 0,7356 és 1,6312 között alakultak. A diverzitásnál jelentősebb különbségeket észlelhetünk, ha a közösségek faj- és egyedszámát vizsgáljuk.

Az alapvető közösségjellemzők meghatározása után elsődleges célom volt a szerkezet tekintetében jelentős heterogenitást mutató kisemlős közösségek és az erdősávok záródása közötti kapcsolat felderítése. Feltételeztem, hogy a magas záródási értékeket mutató "erdőszerű" sávok és a nyílt, alacsony záródású, cserjeszint nélküli élőhelyek kisemlős közösségei szigni-



3. Ábra. A Lajta-Project területén csapdázott kisemlős közösségek szerkezeti jellemzői (1992-1999., N=1570).

Fig. 3. Community structure of small mammals in the area of the Lajta-Project.



5. Ábra. A vizsgált 15 erdősáv kisemlőseinek közösségi dominancia indexei (KDI).

Fig. 5. Community dominance indices (KDI) of small mammal communities in the studied 15 tree hedges.

záródása közti kapcsolat meghatározását regresszió-analízis segítségével végeztem el. Próbálkoztam a felső szint, a cserjeszint, a gyepszint záródásának, valamint az ezek összegzéséből származó összes záródásnak független változóként való alkalmazásával. A regressziószámítás alacsony r értékei (0,09, stb.) azonban egyértelműen jelezték a szoros kapcsolat hiányát.

A kisemlős közösségek hasonlóságának további vizsgálata céljából meghatároztam a Jaccard-féle fajazonossági értékeket, melyeket a 2. Táblázat szemléltet. A közös fajok alapján 100%-os hasonlóságot mutattak a Mosonszolnok 3 H, Jánosomorja 68 D, 69 B, 69 E, 70 B erdő-

sávok. A területen legnagyobb gyakorisággal előforduló kisemlősközösségek fajösszetétele tehát:

Sorex araneus	erdei cickány
Clethrionomys glareolus	erdei pocok
Microtus arvalis	mezei pocok
Apodemus flavicollis	sárganyakú erdeieger
Apodemus sylvaticus	közönséges erdeieger

Az említett 5 erdősáv 1-1 kivételtől eltekintve csak felső szinttel és gyepszinttel rendelkezik. A felső szint záródása 68%, a gyepszint magassága 76 cm, záródása 92% átlagosan.

A 2. Táblázat fajazonossági értékeit sávonként átlagolva megállapítható, hogy a másik 14 sávhoz legkevésbé hasonló kisemlősközösség a Jánosomorja 69 C jelűben alakult ki. Az itt előforduló fajok:

Microtus arvalis	mezei pocok
Apodemus flavicollis	sárganyakú erdeieger
Apodemus sylvaticus	közönséges erdeieger

Az egyes élőhelyekre jellemző kisemlős közösségek felépítését dominancia görbéik lefutásával is szemléltethetjük. Palotás (1985) logaritmus skálán ábrázolva az egyes dominancia értékeket csökkenő sorrendben azt találta, hogy azok 8 esetből 7-ben a MacArthur által 1957-ben leírt tört pálca néven ismert sorozat modelljéhez igazodnak. Az általam vizsgált 15 erdősáv kisemlősközösségeinek dominancia görbéit a 5. Ábra mutatja be. Az alacsony fajszám nem tette lehetővé a grafikonok korábban említett módszerrel történő vizsgálatát, néhány jellemző tendencia azonban így is jól kirajzolódik. Az ábrákon feltüntettem az átlagos KDI index értékeket.

A Mosonszolnok 3 A, 3 I, 4 C, Jánosomorja 68 C, 69 E, 70 A sávokhoz tartozó dominancia görbék lefutása lineárisan csökkenő, csupán a Mosonszolnok 3 I és a Jánosomorja 70 A sávokban találunk

hasonlóan ritka, alacsony dominanciájú fajokat, amelyek a linearitást megtörik.

A Mosonszolnok 3 G jelű erdősáv a legfajgazdagabb élőhely. A két magas dominanciájú fajon túl azonban a többi 6 faj külön-külön max. 6,5%-ban részesedik az összabundanciából.

A Mosonszolnok 3 A, 4 A, Jánossomorja 69 B sávok sajátosan két hasonló dominanciájú szubdomináns fajjal rendelkeznek. Ezek a fajpárok két esetben (Mosonszolnok 3 H, 4 A) az *Apodemus flavicollis* - *Apodemus sylvaticus*; egy esetben pedig a *Microtus arvalis* - *Apodemus sylvaticus* (Jánossomorja 69 B). Az utóbbi fajpár együttélése Kölös (1969) állításának tükrében - mely szerint a közönséges erdeieger (*A. sylvaticus*) kiszorítja az erdősávból a mezei pocokot (*M. arvalis*) - rendhagyónak tűnik. Meg kell azonban jegyezni, hogy jelen esetben nem mint domináns fajok jelennek meg egymás mellett, hanem mint a közösség szubdomináns alkotói. A Mosonszolnok 3 H erdősáv további hasonlóságot mutat a Jánossomorja 68 D és a 70 D sávokkal abban, hogy domináns fajaik 50%-nál nagyobb részt képviselnek az összes abundanciából. Ez a *Microtus arvalis*-nak

(Mosonszolnok 3 I.) az *Apodemus flavicollis*-nak (Jánossomorja 68 D), illetve az *Apodemus sylvaticus*-nak (Jánossomorja 70 D) köszönhető. A Jánossomorja 69 C sáv bár fajszegény élőhely indexével a 2. helyen áll. A Jánossomorja 69 F és a 70 B erdősávok több szubdomináns fajjal rendelkeznek, ebből kifolyólag dominancia-görbéjük kezdetben ellaposodó, majd hirtelen meredekké válik.

6.2. A közösségeket alkotó fajok

A területen előforduló kisemlős fajok biometria adatait, ivararányát, az átlagos embriószámot és a szopott emlők számát a 3. Táblázat tartalmazza. A méretek egyeznek a szakirodalomban találhatóakkal (Corbet 1982, Ujhelyi 1989). A fajok közösségekben betöltött szerepét vizsgálva megállapítható, hogy a mezei pocok mellett hasonlóan magas konstanciával bírnak az erdős területekhez kötődő fajok (*A. flavicollis*, *C. glareolus*) is. Az ivararányt tekintve megállapítható, hogy a rágcsáló fajoknál a hím, a rovarvőknél pedig a nőstény egyedek vannak többségben, legalábbis a csapdába került egyedek alapján.

3. Táblázat. A Lajta-Project területén csapdázott kisemlősök biometria adatai és konstanciája (1992-1999, N=1570). (A hiányzó adatok az alacsony egyedszám, illetve a kis méret miatt vannak.)
Tab. 3. Biometry and constancy of small mammal species in the Lajta-Project area (1992-1999, N=1570). (Data were calculated only for large N.)

	Sorex araneus	Sorex minutus	Crociodura leucodon	Apodemus sylvaticus	Apodemus flavicollis	Micromys minutus	Cricetus cricetus	Clethrionomys glareolus	Microtus arvalis
Testtömeg / Body mass, g	5,79	3,00	8,20	19,57	27,18	6,00	-	17,85	24,25
Testhossz / Body length, mm	66,42	59,5	79,20	90,00	99,59	77,00	-	96,00	100,43
Fülhossz / Ear length, mm	-	-	-	18,02	18,99	12,00	-	-	14,49
Farok hossz / Tail length, mm	42,79	39,50	33,40	76,30	88,62	60,00	-	42,60	33,16
Talp hossz / Length of hind paw, mm	12,86	10,50	11,60	20,29	25,18	16,00	-	21,64	16,18
Embrió szám / No. of embryos	-	-	-	6,00	5,07	-	-	5,15	5,44
Shopott emlők száma / No. of suckled nipples	-	-	-	4,00	4,68	-	-	4,68	4,37
Konstancia / Constancy	IV.	II.	II.	V.	V.	I.	I.	V.	V.

7. Következtetések

Kutatásaim során a Lajta-Project kisemlős közösségeinek szerkezetével, a fajok ökológiájával foglalkoztam. A nyolc éves vizsgálati idő alatt igyekeztem több módszerrel, különböző oldalról megismerni az erdősávok kisemlős közösségeit, azok dinamikáját, összefüggéseit az élőhelyek szerkezetével. Kutatási tevékenységem jelentőségét elsősorban abban láttam, hogy sikerült rámutatni: egy intenzív agrárkörnyezet mesterségesen létrehozott erdősáv-rendszere milyen gazdag kisemlős faunának ad otthont. A kis területű, speciálisan, sávszerűen elhelyezkedő élőhelyek kimondottan erdei kisemlősfajokat rejtnek, illetve létrehozhatnak sajátos közösségeket.

Irodalomlista

- Corbet, G. & D. Ovenden. 1982. Pareys Buch der Säugetiere. – Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Cranford, J. A. & M. S. Maly. 1986. Habitat Associations Among Small Mammals in an Oldfield Community on Butt Mountain, Virginia. – Virginia Journal of Science 37: 321-329.
- Csizmazia, Gy. 1980. A Tisza magyarországi hullámtérén végzett mammológiai-ökofaunisztikai vizsgálatok -I. – Juhász Gy. TF. Tud. Közl. 1980: 19-38.
- Demeter, A. 1979. Kisemlősök populációdinamikája egy erdei fenyvesben. – Szakdolgozat ELTE TTK, Budapest.
- Demeter, A. 1981. Egyedszámbecslési kísérletek kisemlősökkel. – Doktori értekezés ELTE TTK, Budapest.
- Demeter, A. 1985. The effect of sampling parameters on reliability of capture-recapture population estimates of small rodents: a multivariate analysis. – Abstracts of the 1st European Biometric Conference, Budapest: 34.
- Faragó, S. 1989. Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon - II. – Erdészeti és Faipari Tudományos Közlem. 1989/2: 153-193.
- Gál, J. 1965. A mezővédő erdősávok hatásának komplex vizsgálata. – Kandidátusi értekezés, EFE, Sopron.
- Heske, E. J. & H. Steen. 1990. Patterns of microhabitat use by a Microtinae Rodent assemblage in the Rondane Mountains. – Reports from the high mountain ecology research station, Finse, Norway 1: 1-26.
- Horváth, Gy. 1996. Kisemlősök cönológiai vizsgálata egy erdei vegetációban a Dráva menti síkság területén. – Vadbiológia 5: 122-132.
- Jensen, T. S. 1984. Habitat distribution, home range and movements of rodents in mature forest and reforestrations – Acta Zoologica Fennica 171: 305-307.
- Jensen, T. S. 1985. Seed-seed predator interactions of European beech, *Fagus sylvatica* and forest rodents, *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus flavicollis*. – Oikos 44:149-156.
- Kölös, G. 1965. A mezei pocok (*Microtus arvalis* Pall.) egyedsűrűségi vizsgálata a mezővédő erdősávok területén. – Keszthelyi Agrártudományi Főiskola, Keszthely.
- Kölös, G. 1969. Mezővédő erdősávok hatása különböző agrobiocénózisok főbb állatpopulációinak kialakulására. – Kandidátusi értekezés, PATE, Keszthely.
- Kurt, B. 1960. Die Säugetiere des Neusiedlersee - Gebietes (Österreich). – Bonner Zoologische Beiträge 11: 141-344.
- Mazurkiewicz, M. 1994. Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. – Acta Theriologica 39: 113-126.
- Mikes, M. & V. Habijan. 1985. Coenotic relations of small mammals along the river Tisza. – Tiscia 20: 135-143.
- Nagy, M. 1980. Rágcsáló kisemlősök szerepe tölgyserdők természetes felújulásában. – Acta Biologica Debrecina 17: 7-20.
- Németh, Cs. 1993. Kisemlős vizsgálatok a Lajta - Project erdősávrendszerében. – TDK Dolgozat, EFE, Sopron.
- Odum, E. P. 1971. Fundamentals of Ecology. – W. B. Saunders, Philadelphia.
- Palotás, G. 1985. Kisemlősök populációinak és közösségeinek szerkezete és dinamikája a Hortobágyon. – Kandidátusi értekezés, Debrecen.
- Papp, J. L. 1971. Aranyosgadány kisemlősfaunája gyűjtések és bagolyköpet vizsgálatok alapján. – Vertebrata Hungarica 12: 69-78.
- Pielou, E. C. 1975. Ecological Diversity. – Wiley, New York.
- Podani, J. 1993. SYNTAX Version 5.0 User's guide. – Scientia, Budapest.
- Szunyoghy, J. 1955. Kisemlőséggyűjtés. – Állattani Közlem. 45: 131-138.
- Szunyoghy, J. 1956. Hazataláló képesség vizsgálata kisemlősöknél. – Állattani Közlem. 45: 143-147.
- Ujhelyi, P. 1989. A magyarországi vadonélő emlősállatok határozoja. – Magyar Madártani Egyesület, Budapest.

A madártan tudománya... és az MME

Báldi András

Báldi, A. 2000. Avian science and the MME/BirdLife Hungary. – Ornis Hung. 10: 255-260.

Birds are very popular organisms, either for the general public, the research community or nature protection. There is considerable research effort devoted to the study of birds. The number of abstracts published in the proceedings volumes of the International Ornithological Congresses between 1982 and 1998, has almost doubled, with a share of works on avian conservation at 20%. These studies should achieve larger spatial and temporal scales, and should include more demographical and experimental studies. Hungarian ornithology has been depressed for decades, but recently internationally recognized research groups have developed at several institutions. The large databases of MME/BirdLife Hungary, collected by hundreds of volunteers may provide a suitable basis for cooperation between BirdLife Hungary and the research community. Examples are national monitoring, bird migration studies, or national analysis of the IBA database.



Madarak a legnépszerűbb állatcsoport, mind a közvélemény, a kutatás és a természetvédelem tekintetében. A madarakkal foglalkozó kutatások népszerűsége azzal is jellemezhető, hogy pl. a négyévenként megrendezett Nemzetközi Madártani Kongresszusok absztraktjainak a száma az elmúlt évtizedekben (1982-1998) megkétszereződött. Ezen belül a madár- és természetvédelemmel foglalkozó munkák aránya folyamatosan növekedett, és jelenleg 20% körül van. A madárvédelmi munkáknál egyenlőre kisebbségben vannak a nagyobb tér- és időskálát, illetve demográfiai és kísérletes megközelítést alkalmazó vizsgálatok. A hazai ornitológia több évtizedes visszaesés után ismét több, nemzetközi szinten elismert kutatóbázissal rendelkezik. Az MME tagsága által gyűjtött adatbázisok megfelelő alapot adnak ahhoz, hogy a kutatói közösséggel kialakulhasson kölcsönösen kedvező együttműködés. Ilyenre már több példa is van, a monitorozó projektek, a vonuláskutatás, vagy a Fontos Madárelőhelyek országos elemzése.

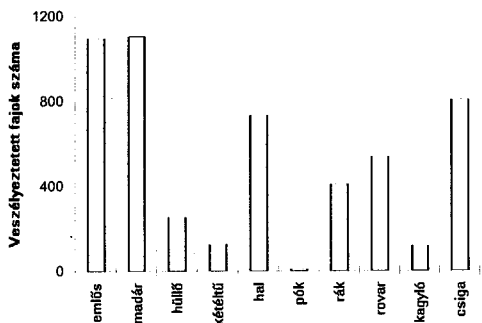
B. A.: MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2. baldi@ludovika.nhmus.hu

1. Bevezetés

A madarakat tekinthetjük az emberekhez érzelmileg legközelállóbb állatcsoportnak. E csoport közkedvelt, az állatoknak azon szűk csoportját képviselik, ahol szinte minden faj "alkalmas rá", hogy pozitív emóciókat ébresszen maga iránt. Ennek oka, hogy számos tulajdonságban jobban hasonlítunk, mi emberek a madarakra, mint a közelebbi rokon emlősökre. Ilyen például a látás fontossága szemben a szaglással, vagy hallással, a hang alapú kom-

munikáció, szemben kémiai kommunikációval, vagy a párási rendszerek egyes sajátosságai. Nem véletlen tehát, hogy a madarak szerepe kiemelt mind gyakorlati, mind elméleti vonatkozásban.

Jelen tanulmány célja, hogy áttekintést nyújtson a madártan mai állásáról, főbb trendjeiről, és értékelje a magyar madártani élet egyes vonatkozásait. Egy ilyen áttekintés szükségszerűen limitált és szubjektív, tehát több hasznos tanács és kiegészítés ellenére, az alábbi tanulmány kizárólag a szerző véleményét tükrözi.

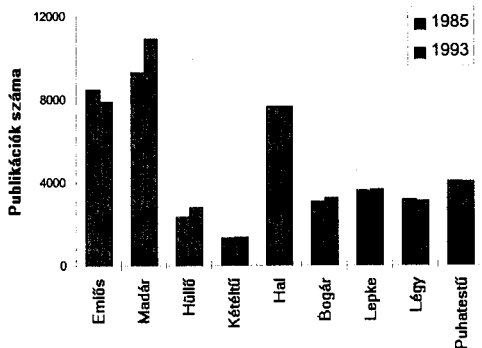


1. Ábra. A világ veszélyeztetett (kritikus, veszélyeztetett, sérülékeny) állatfajainak száma a fontosabb taxonok alapján (IUCN 1996 nyomán).

Fig. 1. The number of threatened animal species in some taxa (after IUCN 1996).

2. Madarak és a természetvédelem

A madarak fajszáma a Föld fajgazdagságának csekély töredékét teszik ki, mindössze 9000 faj a mintegy 10 millióra becsült, és a leírt 1,5 milliós fajszámmal szemben (Groombridge 1992, Báldi 1998a, Korsós & Mészáros 1998). A madarak sorsát azonban kiemelt érdeklődés kíséri, így nem meglepő, hogy az IUCN Vörös Könyve (IUCN 1996) alapján a nemzetközi természetvédelmi rangsorban első helyen állnak (1. Ábra). Hasonló a helyzet a hazai természetvédelmi jogszabályok tekintetében is, például a fokozottan védett fajok több mint 80%-a madár, gerinctelen pedig nem is szerepel köztük (Korsós & Mészáros 1998). Persze a madarak nem csak azért kapnak szembetűnően kiugró védelmet, mert közkedveltek, hanem azért is mert számos tulajdonságuk alátámasztja fontosságukat. Ilyen például a nagy területigényük, azaz a madarak miatt védett területen a legtöbb más taxonba tartozó faj fennmaradása is biztosított. Továbbá általában jó indikátorok, mert a táplálékháló-



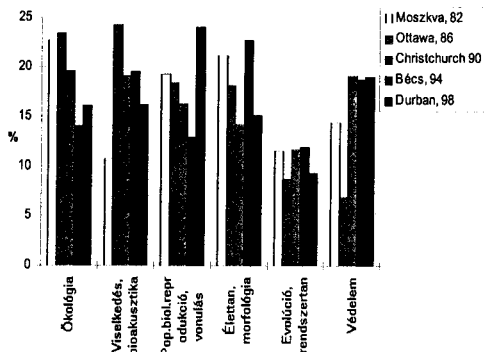
2. Ábra. A Zoological Records alapján az 1985-ben és 1993-ban megjelent különböző taxonokkal foglalkozó tudományos cikkek száma.

Fig. 2. The number of papers on some taxa published in 1985 and 1993, based on the Zoological Records.

zatban magasabb szinteken helyezkednek el, így a monitorozásban fontos szerepük van (Baillie 1991, Báldi *et al.* 1997, Szép 2000). Másik fontos szempont, hogy a madarakról sokat tudunk, ami a konkrét védelmi lépéseket lehetővé teszi.

3. Madarak és a tudomány

A madártan mindig is húzó ágazat volt számos biológiai és természetvédelmi tudományágban. Mivel a madarak az érdeklődés középpontjában vannak, a legtöbb publikáció, és feltehetőleg ezzel összefüggésben a legtöbb zoológiai kutatás is madarakon folyik (2. Ábra). Ezzel összefüggésben, számos területen a tudomány továbblépéséhez madarak biztosították a szükséges vizsgálati háttérrel, például a viselkedésokológiában, vagy a molekuláris törzsfák kidolgozását (Sibley & Ahlquist 1990, Báldi 1995).



3. Ábra. Az egyes Nemzetközi Madártani Kongresszusokon megjelent absztraktok aránya tudományterületenként. (Az absztraktok számát lásd a szövegben.)

Fig. 3. The percentage of abstracts in disciplines of the last five International Ornithological Congresses. (Numbers are in the text.)

4. A madártan tudománya

Az elmúlt majdnem 2 évtizedben öt Nemzetközi Madártani Kongresszust (NMK) szerveztek. E rendezvények az ornitológusok legrangosabb nemzetközi kongresszusai, 1000-2000 résztvevővel. Az öt legutóbbi NMK absztrakt köteteinek elemzése alapján a prezentációk számának lineáris, és jelentős növekedését találtam: az 1982-es moszkvai NMK óta 1998-ra megduplázódott az absztraktok száma (Moszkva/1982: 492, Ottawa/1986: 810, Christchurch/1990: 766, Bécs/1994: 937, Durban/1998: 979). A növekedés mellett a két évtized bizonyos rátekintést ad az ornitológián belüli irányvonalakra is. Az ökológiához tartozó területek részesedése az egyes NMK prezentációiból csökken (3. Ábra). A viselkedésökológia is hasonló trendeket mutat, noha az első vizsgált NMK-n (Moszkva, 1982) még igen csekély volt az idetartozó absztraktok száma. Ez azzal magyarázható, hogy a viselkedés-

ökológia még csak akkoriban alakult ki. A populációbiológia, reprodukció és vonuláshoz sorolt absztraktok aránya, csakúgy, mint az élettan és morfológia absztraktjainak aránya, csökkent, kivéve egy-egy kiugró értéket. Az evolúció, rendszertan és szelekció témakörben viszonylag stabilan 10% volt az egyes NMK-n megjelent prezentációk aránya. A védelem, és egyéb alkalmazott konzervációbiológiai vizsgálatok (atlasz, monitorozás stb.) részesedése az első két vizsgált NMK-hoz képest nőtt, 20% körüli értékre állt be. Ez azt jelenti, hogy minden ötödik prezentáció, a madártan valamely alkalmazott oldalára irányult, ezen belül is elsősorban madárvédelmi feladatokra. Figyelembe véve az NMK-k prezentációinak növekvő számát, ez folyamatosan növekvő számú konzervációbiológiai kutatást jelent. A gyakorlati oldal, a konzervációbiológia előtérre tehát a madártanban is igen jelentős, csakúgy, mint az ökológia teljes területén (Báldi 1998b).

A természetvédelmi biológiai madártani kutatások elemzését végezte el Marzluff és Sallabanks (1998). Az 1990 és 1996 között vezető folyóiratokban (Auk, Condor, Journal of Wildlife Management, Ecology, Ecological Applications, Conservation Biology stb.) megjelent 218 madárvédelmi (avian conservation) cikket vizsgálták. Szerintük a leggyakrabban kutatott témák a fakitermelés, urbanizáció és a mezőgazdaság hatása a madarakra. Főbb hiányosságoknak a következőket találták: (1) a vizsgálatok zöme korrelatív, leíró jellegű, okozati vizsgálatok, kísérletek (ismétlések, ismételhetség, kontroll megléte stb.) lényegében nincsenek; (2) a zavarás hatása a rátermettségre (fitness-re) nem igazán ismert, mert ugyan a cikkek 34%-ban vizsgálták a rátermettségi komponens, ez

szinte minden esetben a reprodukciós siker volt. Más rátermettségi összetevők (pl. túlélés, biomassza, diszperziós képesség stb.) változása a zavarásra nem ismert; (3) a vizsgálatok 67%-a proaktív, azaz nem a kihalás szélén álló fajokra, hanem a valamelyest gyakoribb fajokra koncentrált. A proaktív vizsgálatok túlsúlya elsősorban a neotropikus vonuló énekesek, odúban költők és a parti madarak védelmének kutatása miatt van; (4) csakúgy, mint a szupraindividuális tudományok más területein is, a vizsgálatok kicsi tér- és időskálája nem illeszkedik a vizsgálati objektumokhoz és kérdésekhez. Marzluff és Sallabanks (1998) szerint a jövőben több nagyléptékű, több demográfiai, és több kísérleti kutatásra van szükség. A fenti elemzés kritikájaként megjegyzem, hogy a szerzők egyetlen nem amerikai lapot sem vettek be az elemzésbe, kezdve az európai madártani lapoktól (Journal of Avian Biology, Ibis, Ardea stb.) a konzervációbiológiai lapokig (Biological Conservation, Journal of Applied Ecology stb.). Mintavételük tehát torzítottnak tekinthető.

5. A magyar madártan helyzete

A Madártani Intézet 100 éves évfordulója 1993-ban volt, aminek kapcsán több visszatekintés és megemlékezés történt (pl. Moskát 1991, Sasvári 1991, Aquila 100. kötete, Ornis Hungarica 4. kötete). A nagy múltú intézet hányattatott sorsa következtében a többszáz önkéntes madarász munkájának megfelelő koordinálása akadozott. Ezt az űrt töltötte be az 1974-ben megalakult Magyar Madártani Egyesület (MME). Azóta mind az MME, mind a magyar ornitológus kutatógárda jelentős fejlődésen ment keresztül. Míg a hetvenes években a

madártannal csak elvétve foglalkozott kutató, mostanra kialakult egy olyan kutatógárda, mely a vezető nemzetközi madártani, ökológiai és viselkedésokológiai lapokban is publikál. Ez azt jelenti, hogy kiállja a megmérettetést jobb körülmények között dolgozó "nyugati" ornitológusokkal, és a hazai pályázati és minősítési rendszerekben a nem madarász zoológus és botanikus kollégákkal is. A vezető hazai ornitológusokhoz pedig mind több fiatal, doktorált, diplomázott, vagy éppen diploma előtt álló hallgató csatlakozik. Így mostanra jelentős tudományos munkásságot és tekintélyt felmutató madártani műhelyek alakultak ki tudományegyetemeken, főiskolákon, vagy egyéb intézményeknél.

6. Az MME tudományos munkássága

A magyar madártani kutatások öröndetes fellendülése az MME tudományos ülésein is jelentkezik. Az 5. Tudományos Ülés több mint száz prezentációja a hazai madártan szinte teljes reprezentációját adta, magas szakmai színvonalon. Az MME jelentőségét mind az önkéntes, mind a kutató ornitológusok elismerik. Ugyanakkor a hazai tudományos életben nincs meg az MME megfelelő mértékű elismertsége. Ennek tünete szerintem, hogy a zoológia helyzetét áttekintő cikkében Mahunka és Vásárhelyi (1990) hangsúlyosan szól a faunisztikáról, a madarakra viszont, ahol több fajra részletes elterjedési térképek vannak, nem térnek ki. Ebben talán szerepet játszik, hogy nincs az MME-nek kutatógárdája, tehát *sensu stricto* nem kutatóhely. E megközelítésnek azonban ellentmond az MME madármonitorozó tevékenysége, mely szakmailag alapos előké-

szítésű, a tagság széles rétegeit bevonó programokat eredményezett. Lényegében már a hazai madárfajok jelentős része valamilyen monitorozási programban szerepel:

Ritka és Telepesen Fészkelő	
Fajok Monitorozása	71-131 faj
Dán rendszerű énekesmadár	
pontszámlálás	kb. 80 faj
Szinkron számlálás	kb. 35+70 faj
Mindennapi Madaraink Monitorozása	>200 faj

Tehát a madaraknak, ellentétben a legtöbb taxonnal, már országos lefedettsége van. Valójában az önkéntesek szerepe nagy tér- és időskálájú vizsgálatokban régóta ismert, és respektált vonása a madártannak (Bildstein 1998).

Az MME-nek tagsága révén hatalmas ismeret anyaga halmozódott fel, elsősorban egyes területek, vagy fajok vonatkozásában. A probléma az, hogy hogyan lehet e tudást átalakítani "tudománnyá", nemzetközi szinten is ismertté és dokumentálttá tenni, pl. nemzetközi, referált lapokban elért publikációkkal (pl. Kokko & Sutherland 1999).

7. Stratégiák az MME tudományos elismertetéséhez

Az MME hazai tudományos elismeréséhez szükséges tudás véleményem szerint megvan, bár ez kis befektetéssel bővíthető lenne. Érdemes volna például a terepi megfigyeléseket, költségssiker adatokat stb. adatbázisba vinni. Az MME szakmai ismerete elsősorban a konzervációbiológiában, azaz a gyakorlati oldalhoz tartozó például monitorozási és atlasz programokban mutatkozik, melyekre égető szükség van (Margóczy *et al.* 1997). Azonban sok más eredmény is konvertálható tudománnyá. E

két oldal továbbfejlesztésére eltérő stratégiákat kell alkalmazni. A már futó monitorozó és atlasz programok színvonala, tudományos előkészítettsége olyan szintű, hogy ezeket, megfelelő feldolgozás után, közvetlenül lehet hazai (és nemzetközi) tudományos fórumokon prezentálni, például a Magyar Ökológus Kongresszusokon, a Magyar Biológiai Társaság szakosztályi ülésein, a Természetvédelmi Közleményekben, illetve hasonló témájú nemzetközi kongresszusokon. Jóval intenzívebb együttműködést, és több kutatói befektetést igényel konkrét kutatási projektek megvalósítása. Ilyen esetekben a munka nagy része a kutatóra hárul, a tervezés, a terepi munka esetleges menetközbeni változtatása, illetve a kiértékelés hangsúlyos volta miatt. Ugyanakkor a kutatási projekt nélkülözhetetlen segítséget kaphat az önkéntesektől. Példa erre a partifecske vizsgálata (Szép 1995), a monitorozó munkák (Böhm & Szinai 1998, Gáti *et al.* 2000, Szép 2000), illetve az ilyen tekintetben legnagyobb hagyományokkal rendelkező madárvonuláskutatás (pl. Lövei 1989, Halmos & Csörgő 1999, Gyurácz & Bank 2000). Az MME tudományos elismeréséhez járható út a jövőben az MME és a kutatói oldal intenzívebb kooperációja. Ennek jegyében például elkezdődött egy elemzés, ahol az IBA adatok országos értékelése a cél, földhasználati (CORINE Land Cover) adatok fényében (Hanyus előkészületben). Érdemes lenne sok más lehetőséget is kihasználni.

Köszönetnyilvánítás. Köszönöm Dr. Lövei Gábor és Dr. Török János megjegyzéseit. A cikk a személyes véleményemet tükrözi, így a fent említett kollégák nem tekinthetők a leírtakkal egyetértőknek, illetve felelősnek.

Irodalom

- Baillie, S. R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. Pp. 112-132. In: Goldsmith, F. B. (ed.). Monitoring for conservation and ecology. – Chapman & Hall, London.
- Báldi, A. 1995. Az ornitológia szerepe a tudományban. – Madártávlat 1995/4: 1.
- Báldi, A. 1993a. A madártan szerepe a természetvédelemben. – Madártávlat 1998/3: 1-2.
- Báldi, A. 1998b. A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. – Természetvédelmi Közlem. 7: 5-17.
- Báldi, A., Moskát, C. & T. Szép. 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IX. Madarak. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Bildstein, K. L. 1998. Long-term counts of migrating raptors: a role for volunteers in wildlife research. – J. Wildl. Manage. 62: 435-445.
- Böhm, A. & P. Szinai. 1998. Populációváltozási indexek a magyarországi énekesmadár fajok állományaira 1988 és 1995 között. – Ornis Hung. 8 Suppl. 1: 27-32.
- Gáti, E., Báldi, A. & S. Palkó. 2000. Nádi énekesmadár-közösségek változása az elárasztás hatására a Kis-Balatonon 1994 és 1997 között. – Ornis Hung. 10: 177-182.
- Groombridge, B. (ed.). 1992. Global biodiversity: status of the Earth's living resources. – Chapman & Hall, London.
- Gyurácz, J. & L. Bank. 2000. Habitat selection of migrating sedge warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) and marsh warblers (*A. palustris*) in a South-Hungarian reed swamp. – Acta Zool. Hung. 46: 27-34.
- Halmos, G. & T. Csörgő. 1999. Migration and wintering of Finches (Fringillidae) in the Carpathian Basin according to foreign recoveries. – Ornis Hung. 8-9: 1-12.
- Hanyus, E. előkészületben. Költő madárfajok abundanciájának összefüggése a környezeti és földhasználati faktorokkal: országos elemzés a fontos madárelőhelyek és a CORINE Land Cover adatbázisok alapján. – szakdolgozat, ELTE TTK Állattrendszertani és Ökológiai Tanszék.
- IUCN 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. – IUCN, Gland, Switzerland.
- Kokko, H. & W. J. Sutherland. 1999. What do impact factors tell us? – Trends Ecol. Evolut. 14: 382-384.
- Korsós, Z. & F. Mészáros. 1998. Az állatvilág sokfélesége Magyarországon. – Természetvédelmi Közlem. 7: 125-133.
- Mahunka, S. & T. Vásárhelyi. 1990. A zoológia Magyarországon. Fontos-e kutatnunk hazánk állatvilágát? – Magyar Tudomány 9: 1055-1060.
- Margóczi, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & F. Horváth. 1997. A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai. – Természetvédelmi Közlem. 5-6: 5-16.
- Marzluff, J. M. & R. Sallabanks. 1998. Past approaches and future directions for avian conservation biology. Pp. 5-14. In: Marzluff, J. M. & R. Sallabanks (eds). Avian conservation. Research and management. Island Press, Washington, D.C.
- Moskát, C. 1991. Quo vadis magyar ornitológia? – Magyar Tudomány 5: 550-552.
- Lövei, G. L. 1989. Passerine migration between the Palearctic and Africa. – Current Ornithology 6: 143-173.
- Sibley, C. G. & J. E. Ahlquist. 1990. Phylogeny and classification of the birds of the world. – Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Szép, T. 1995. Relationship between West African Rainfall and the Survival of the Central European Adult Sand Martin (*Riparia riparia*) population. – Ibis 137: 162-168.
- Szép, T. 2000. A madár-monitorozás új módszerei és lehetőségei. – Ornis Hung. 10: 1-16.