



# Partimadár

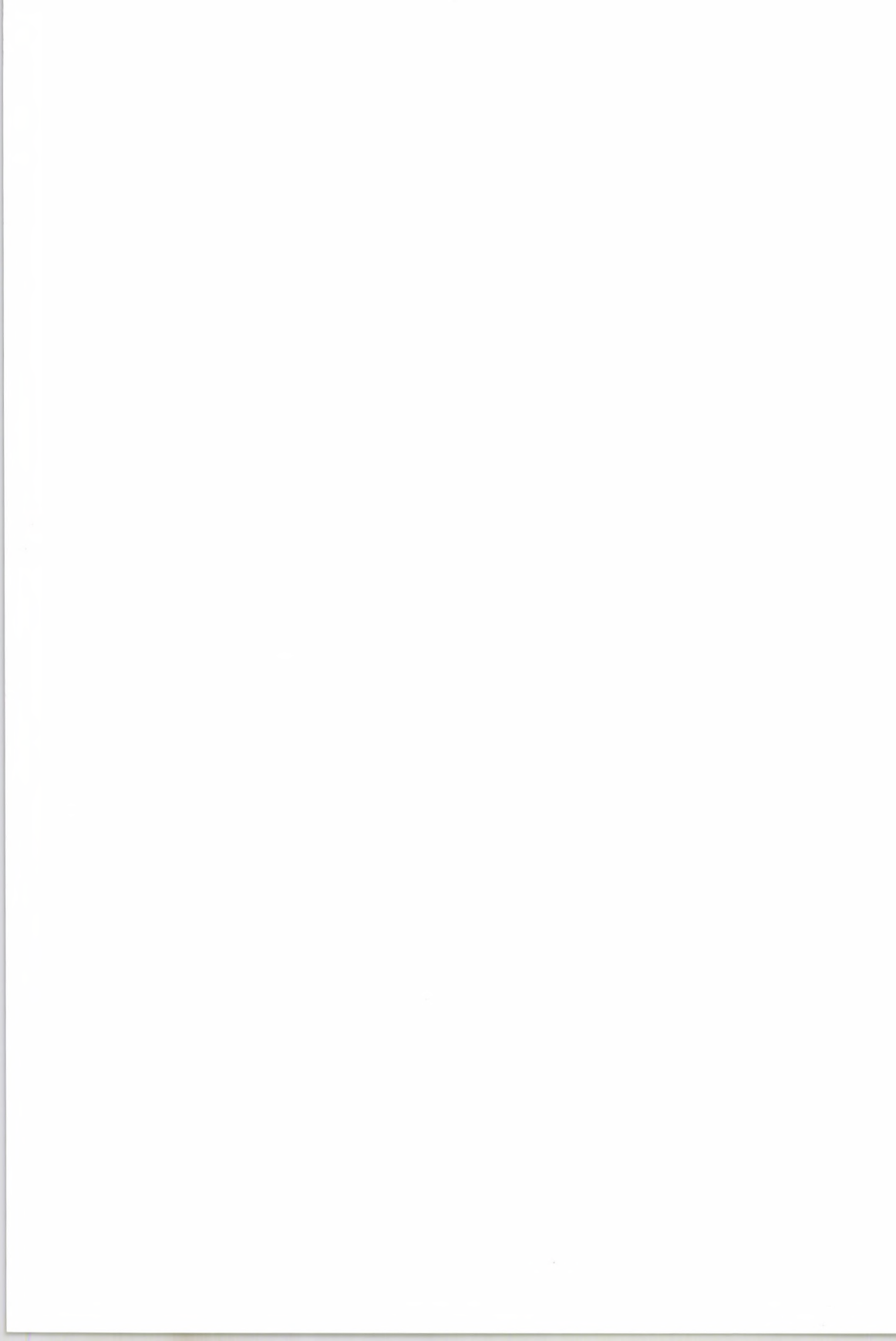
6-7. Évfolyam

1997-1998

Volume 6-7

Az MME Vízimadár-védelmi Szakosztályának szaklapja





# Küszvágó csér (*Sterna hirundo*) fészkelőhelyek kialakítása a Kiskunsági Nemzeti Parkban

BOROS Emil

H-6001 KNP, KECSKEMÉT, Liszt F. u. 19., Pf.: 186., HUNGARY

**BOROS, E.: Reintroduction of Common Tern (*Sterna hirundo*) as a breeding species to the Kiskunsági National Park – PARTIMADÁR 6-7: 1-8.**

**ABSTRACT** – Due to the change and loss of natural habitats typical breeders of saline lakes have been disappearing from the Kiskunsági National Park in recent years. In the last decade the breeding population of Kentish Plover decreased dramatically while the Collared Pratincole and Common Tern practically left their original habitats. In 1995 a habitat creation project was initiated to provide new nesting places for Avocets, Black and Common Terns. In the first part of the project we concentrated only on the recovery of the Common Tern as a breeding species.

At the largest saline lake in the region (named Kelemen-szék), where Common Terns bred in good numbers in the second half of the '70s and the first half of the '80s, we created new nesting stages with different size of surface (4, 16, 36 and 48 m<sup>2</sup>). The stages made of wood, stand on stakes and are covered by reeds. The nesting surface of the "island" is about 30 cm above the average water level. All the nesting stages were placed amongst a dense water vegetation (*Bolboschoenus maritimus*). The surface of the stages were 10-20 cm lower than the average height of the vegetation. For the chicks we made it possible to get back to the islands when they fell into the water. As an experiment we spread the surface of the stages over saline mud to make the "island" similar to the original nesting habitat (it became white when dried out). This experiment played an important role in the nest site selection of Common Terns. The success of this project was very distinctive as more than 30 breeding pairs occupied these artificial islands in 1995 and this number doubled in 1996. A real problem was that Black-headed Gulls, which relocated from the large "gull" island, and started to dominate these islands before terns could occupy their nesting sites. To manage this problem new nests of Black-headed Gulls were removed continuously so Common Terns could settle down in more increasing numbers since the gulls tried to build nest in more decreasing numbers after the human interference. The size of the surface of the stages proved to play an important role in the number of Common Tern pairs according to the density of the nest. The optimal size was 16 m<sup>2</sup> (4 x 4 m). We planned to create further nesting stages with different size and shape to prevent the occupying the stages by Black-headed Gulls. This project was financed by the British Embassy.

## Bevezetés

A vizes élőhelyek természetes feltöltődési folyamatát (szukcesszióját) az ember környezet-átalakító tevékenysége napjainkban egyre jobban felgyorsítja. A fokozott szukcessziót okozó legfontosabb hatások a lecsapolások és vízrendezések, valamint a felszíni vizek és a talaj szervesanyag-terhelésének növekedése. Az elmúlt két évtizedben számos szikes tó került természetvédelmi oltalom alá. Az intenzív környezeti hatás alatt lévő kultúrtájban szigetszerűen helyezkednek el védett területek, ezért a tágabb környezetben lezajló ökológiai folyamatok jelentős hatással vannak a védett területekre is, így a kidolgozott védelmi és élőhelykezelési intézkedések a kisebb mozaikterületeken kevésbé hatékonyak. Különösen gyors szuk-

cessziós folyamat tapasztalható a kiskunsági szikes tavakon (Kelemen-szék, Zab-szék stb.) az elmúlt két évtizedben. Az eredetileg kopár, gyér növényzetű vakszik, szikfok növénytársulások eltűnőben vannak, és a tavak partvonalában a zsióka (*Bolboschoenus maritimus*) homogén, valamint a nád (*Phragmites communis*) foltszerű állományai jelentek meg.

Ezt a folyamatot számos fészkelő madárfaj eltűnése és állományuk csökkenése indikálja. A fennmaradt legnagyobb (456 hektáros) kiskunsági szikes tavon, a Kelemen-széken a nyolcvanas évek közepén eltűnt a széki csér (*Glareola pratincola*) fészkelőtelepe, napjainkra egyaránt jelentősen csökkent a széki lile (*Charadrius alexandrinus*), a gulipán (*Recurvirostra avosetta*), és a küszvágó csér (*Sterna hirundo*) fészkelőállománya. A Kiskunsági Nem-

zeti Park megalakulásakor (1975-ben) jellemző sziki fészkelőközösség partimadár populációi csak átfogó élőhely-rekonstrukcióval és hatékony élőhelykezeléssel őrizhetők meg, illetve telepíthetők vissza. A megfelelő felszínalakulás és vízdinamika kialakítása mellett minden madárfaj számára fontos tényező a táplálékellátottság, amit a szikeseken legeltetéssel is kedvezően tudunk befolyásolni. A hazai sziki fészkelőközösség jellemző madárfajai közül elsőként a kűszvágó csérre koncentráltuk a rekonstrukciós munkálatokat. Ezt részben a kűszvágó csér táplálékválasztása indokolta, mivel a faj első-sorban kisebb halakkal táplálkozik, amit nem a szikes tavak vizeiben, hanem a környező csatornákon és halastavakon zsákmányol. Ebből adódóan nem igényli a szikes tavak komplex rekonstrukcióját és fenntartó kezelését, pusztán a nyílt vízfelület közelében megfelelő elhelyezésű kopár felületű szigetek elegendők a sikeres fészkeléséhez, mivel a többi ökológiai tényező biztosított volt a fészkeléshez.

### Irodalmi áttekintés

Számos külföldi eredmény igazolja, hogy a cséretet mesterséges szigetek létesítésével lehet telepíteni. Hazánkban is számos kísérlet bizonyítja a különböző eljárások eredményességét. Már tizenöt évvel ezelőtt konkrét kűszvágó csér telepítési ajánlásokat fogalmazott meg SCHMIDT EGON (1982).

A későbbiekben az ország különböző élőhelyein madarászok megfigyelték, hogy a sirálytelepekről kiszorulnak a csérek a felgyülemelő hatalmas mennyiségű ürülék következtében elburjánzó nitrogénkedvelő gyomnövények miatt. Ezt a környezetet csak a dankasirályok (*Larus ridibundus*) és a szarcsensirályok (*Larus melanocephalus*) használják fészkelőhelynek, ezért a kezdeti rekonstrukciók a halastavak – pl. a szegedi Fehértó és a Csaj-tó – tradicionális sirályszigetein kezdődtek meg (ANDRÉSI 1996). A rekonstrukció során a növényzetet nádpappalannal terítették le, melyen sikeresen fészkeltek a csérek. A későbbiekben a madárállományok csökkenő trendje miatt átfogó élőhelyrekonstrukciók is kivitelezésre kerültek, ahol a munkagépekkel végzett jelentős felszínalakítás és tereprendezés során vízmadarak fészkelésére hagytak meg és alakítottak ki mesterséges

költőszigeteket. Az ilyen szigetek is preferált fészkelőhelyei voltak a kűszvágó cséreknek a Kis-Balatonon (FUTÓ 1990, ANDRÉSI 1996) és a Fertő-menti mekszikópusztai élőhely-rekonstrukción (KÁRPÁTI 1993). Később Mekszikópusztán ezeken a szigeteken is csökkent a fészkelő párok száma a fokozatosan záródó növényzet miatt (MOGYORÓSI 1992). Új megoldásként a Papréten normál méretű szénabálákat helyeztek el a vízben, melyen a csérek sikeresen fészkeltek (PELLINGER & MOGYORÓSI 1994).

A hetvenes években a kiskunsági Kelemen-széken a lekaszált zsióka vízben álló előző évi szétlapult kazlán évről évre kialakultak kisebb telepei a kűszvágó csérnek (BANKOVICS 1977, 1985a), ami utal arra hogy már ebben az időszakban sem volt minden évben ideális kopár fészkelősziget a tó környezetében.

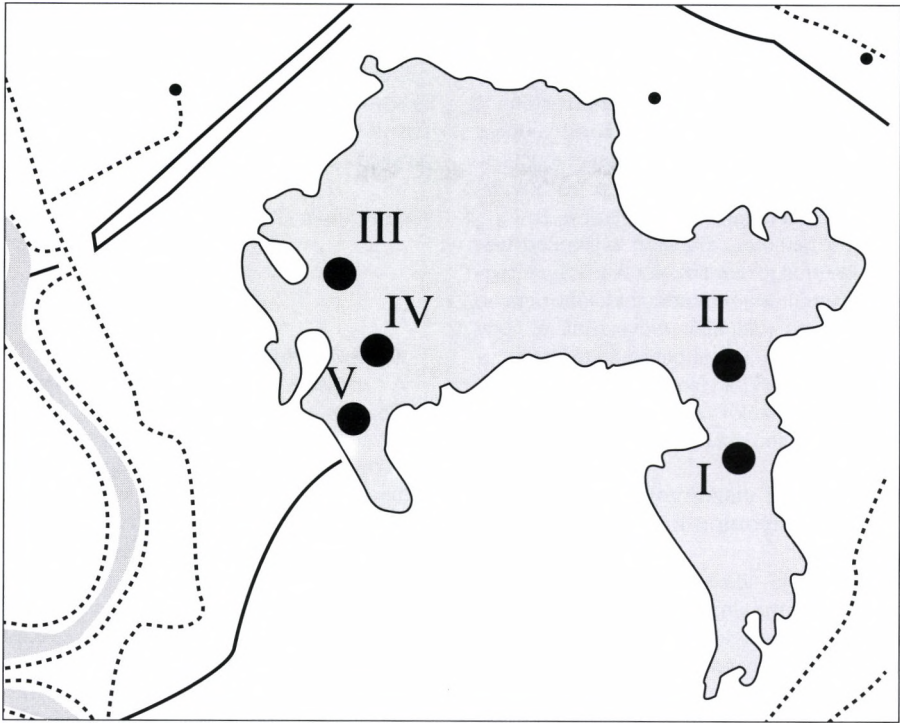
Tehát az eddigi tapasztalatok is bizonyítják, hogy a költséges és körültekintő tervezést, kivitelezést igénylő és nehezen fenntartható élőhelyrekonstrukciók mellett kisebb technikai beavatkozásokkal is végezhetünk fészkelőhely teremtő munkálatokat.

A fészkelőhelyek elkészítésének technikai megoldásaihoz adott további ötleteket a Geszt mellett fekvő Begécsi-halastavakon található, hajdanában házi kacsák neveléséhez létesített víz fölé emelkedő betonvázak, ahol évek óta jelentős számban fészkelnek a kűszvágó csérek.

### Módszerek

#### *Az alkalmazott rekonstrukciós eljárások*

A problémafeltárás fázisában világossá vált, hogy a csérek a megfelelő fészkelőhelyek hiánya miatt nem költenek a területen, mivel a területtel határos Kiskunsági-főcsatorna és a Kelemen-szék körcsatornája kisebb testű halakban gazdag, tehát a táplálékellátottság megfelelő. A program tervezése során a korábban már alkalmazott módszereket adaptáltuk szikes-tavi környezetben. A mesterséges szigetek tervezésekor figyelembe kellett venni, hogy fokozottan védett területen kell megvalósítani a célokat. A kísérleti fázisban ez kizárta a komolyabb, csak munkagéppel végezhető felületalakításokat, tereprendezéseket. Ezt indokolja az is, hogy a Kelemen-szék természeti övezete földtani és tájképi értéke is jelentős, tehát ezen szempontokat is kielégítő diszkrét beavatko-



1. ábra. A Kelemen-szék és szűkebb környéke  
 Figure 1. Kelemen-szék and its surroundings.

zásokat lehet megvalósítani. Ezek alapján két fő szigettípust alakítottunk ki.

#### **Kisebb felületű agyagsziget**

A klasszikus fészkelőhelyeknek megfelelően törekedtünk a kopár felületű vízzel körülvevő lapos fészkelőhely kialakítására. Az első évben egy hajdani erodálódott sziget helyén kézi erővel a környező mederfenék anyagából hordtunk össze egy kisebb szigetet. A sziget helyén egy kisebb zsiókafolt volt, melynek északi részét a szélvédettség növelése érdekében meghagytuk. A szigetet a tómeder déli öbölnyúlványában alakítottuk ki, ahol kisebb mértékű a víz romboló hatása. A sziget a tavaszi maximális vízborítás időszakában 15-20 cm-rel emelkedett a vízszint fölé. Oldalai lapos rézsúvval csatlakoztak a mederfenékhez. A sziget felületét gyepféglákkal borítottuk be a romboló hatású hullámverés és felületi erózió csökkentése érdekében. A kézi kialakítás során az agyagot nem si-

került megfelelően tömöríteni, ezért a víz hullámzása rendszeresen alámosta, így folyamatosan kellett gondoskodni a sziget partvédelméről.

#### **Nagyobb felületű stégsziget**

A nehézkes kialakítású és fenntarthatóságú agyagsziget közelében hasonló elhelyezési szempontok szerint egy korábbi természetes sziget helyén kialakult zsióka foltban építettünk fából egy stégszigetet. A tervezés során a korábbi kísérleteknél bevált nádpaplanos szigeterítés módszeréből indultunk ki. A koncentrált központi siralysziget kivételével azonban nem volt megfelelő elhelyezkedésű természetes sziget, így csak az egykori szigetek helyén kialakult zsióka kisebb szigetszerű állományait tudtuk rehabilitálni. Erre minden szempontot kielégítő módszernek találtuk, hogy a körülményes földmunka helyett az egykori szigetek helyén 10-15 cm átmérőjű kihegyezett akáccölöpöket verünk le. A négyzethálósan, 2 m-es közökkel telepített cölö-

pökre akáchevedereket szögeltünk. Az így kialakított stégalapot üzemileg előregyártott darabonként 2 m<sup>2</sup>-es, 5 cm vastagságú, préselt nádpallókkal borítottuk be. A méretezés során különösen ügyeltünk arra, hogy a sziget körül védő és takaró zónaként kőralakban meghagyott szigetyszerű zsióka állomány teteje alatt 10–20 cm-rel legyen a mesterséges sziget felszíne. Ez egyrészt védte a felületet, másrészt tájképileg biztosította mesterséges szerkezet takarását. A téglalap alapterületű sziget minden oldalához enyhe rézsúvel egy-egy nádpallót helyeztünk el, úgy hogy az egyik vége a sziget peremén támaszkodjon, másik vége pedig a vízbe érjen. Ezzel kívántuk biztosítani a fiókák közlekedési lehetőségét a sziget és a vízfelület között.

### A betelepülési viszonyok és a költési siker nyomon követése

A rekonstrukció sikerét az abszolút fészekszámokkal jellemeztem, összehasonlítva a megelőző évek fészkelési adataival. Azokat az éveket vettem figyelembe, amikor teljes körű felmérés volt a fajra nézve a területen.

A szigetek őszi és kora tavaszi kialakítását követően a betelepülést április-június időszakában a szigeteken található fészkelőcsérek leszámlálásával követtem nyomon. Emellett a partról végzett távcsöves megfigyeléssel folyamatosan figyeltem a madarak viselkedését, különös tekintettel a dankasirályok és a kűszvágó csérek territóriumharcára. Már az első év kezdeti időszakában világossá vált, hogy a csérek számottevő betelepülése csak akkor lehetséges, ha a dankasirályok fészkeit folyamatosan eltávolítjuk a mesterséges szigetekről. A sirályok állományszabályozását úgy időzítettük, hogy a tojásrakás előtt elsősorban a felhalmozott tekintélyes mennyiségű fészkelőcsérek (főként elszáradt zsióka szármaradványai) keljen eltávolítani. Az első eltávolítást követően természetesen a sirályok egy része ismételt megkísérelte a fészkekrakást, de a jelentős fészkesanyag újbóli felhordása kb. egy hetet vett igénybe. Ezért a szigetek ellenőrzését és a sirályfészkek teljes eltávolítását átlag heti egy alkalommal kellett elvégezni. Ezzel egyidejűleg a megjelent csérfészkeket a céloknak megfelelően érintetlenül hagytuk. A sirályfészkek eltávolítását április végétől június elejéig hetente, összesen öt alkalommal kellett elvégezni, mire kialakult a

csérek maximális fészeksűrűsége. A sirályok vízszatelepülési aktivitását és ezzel egyidejűleg a csérek betelepülési sikerét a szigeteken található fészkek számával, illetve a szigetek egyedi felületére kivetített fészeksűrűséggel mértem, melyet az alábbi képlettel számoltam:

$$\text{fészeksűrűség} = \frac{\text{fészekszám}}{\text{a sziget felülete}} \text{ m}^2\text{-ben}$$

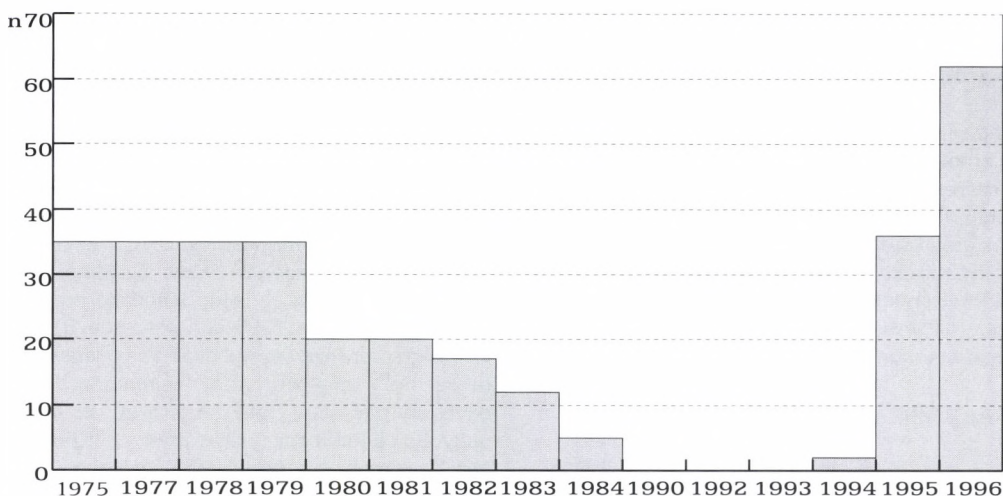
*(dim.: fészekszám/m<sup>2</sup>)*

### Eredmények

#### A rekonstrukció sikere és okai

A korábbi felmérések (BANKOVICS 1981, 1985a) és a saját adataim alapján a Kelemen-szék védetté nyilvánítása óta folyamatosan csökkent a csérek fészkelőállománya. A drasztikus csökkenés tendenciáját a 2. ábra szemlélteti, összehasonlítva a rekonstrukció látványos eredményeivel. A csökkenő tendencia 1980-ban kezdődött, és gyakorlatilag a nyolcvanas évek közepétől a faj csak alkalmilag kis számban fészkel a területen. BANKOVICS (1985a) szerint a populáció eltűnése előtt a Kelemen-szék északi részén a Borda-tanya előtti szikes tócsák egyik kis szigetén volt a 35 párból álló homogén kolónia. Emellett 10 párból álló telepe volt a Pipás-réten is, ami azóta teljesen eltűnt. A csökkenő tendenciát BANKOVICS (1984) a szikes tavak kiszáradásának gyakoribbá válásával magyarázza, mivel a '80-as években kezdődő aszályos időszak során fogyatkozott meg az állomány. Ez a folyamat azonban közvetlenül hatott a csérek életterére, mivel tavasszal vízborítás mindig volt a tómederben. A vízi életter folyamatos zsugorodása és a vegetációs periódusokban az egyre korábbi kiszáradás a korábbi fészkelőszigeteken a szárazföldi vegetáció előretörésének kedvezett, így a fészkelőhelyek megszűntek a területen. Ezt a jelenséget erősíti meg az a tény is, hogy a hosszú aszályos időszak után 1994-ben igen magas vízborítás mellett is mindössze 2 párt tudott lefészkelni a tó természetes élőhelyein. Ekkor vált egyértelművé a fészkelőhelyek kialakításának szükségessége.

A 2. ábrán feltüntetett fészkelési adatokból látható, hogy a rekonstrukció első évében 1995-ben rögtön a közel húsz évvel ezelőtti fészkelőállományt sikerült megtelepíteni. A program második évében 1996-ban a további



2. ábra. A küszvágó csér felmért fészkelőállományai a Kelemen-széken 1975–1996. között.

Figure 2. Development of the breeding population of Common Tern at Kelemen-szék between 1975–1996.

beavatkozások eredményeképpen ez az állomány közel megduplázódott, így a védettséget megelőző szintre is sikerült tovább növelni a populációt!

### Az 1995. évi eredmények értékelése

#### I-es sziget

1995 tavaszán lelkes madarászok kisebb csoportjával kezdtük meg a Kelemen-széken a munkálatokat. A március hónap folyamán kézi erővel a sekély vízben építettünk egy 3 m<sup>2</sup>-es agyagszigetet. A módszertani részben leírt módon elkészített agyagszigetet 1995-ben, május első felében 4 pár küszvágó csér foglalta el. Az átlag 3 tojásos fészekaljokban a tojások zöme kikelt, de a röpképessé vált fiókák számát nem tudtuk pontosan megállapítani, mert az öreg madarak takarás hiányában a fiókákat elvezették a kopár szigetről a környező zsiókafoltokba.

#### II-es sziget

1995 márciusában az első agyagsziget megépítését követően kísérletképpen építettünk egy 48 m<sup>2</sup>-es (6 x 8 m) stégszigetet is a módszertani részben leírtak szerint. A stégszigetet kezdetben április folyamán 35–40 pár dankasirály foglalta el, jelezve a faj szinte korlátlan

területfoglalását. Ebben az időszakban a központi sirályszigeten (lásd 3. ábra) kb. 800–1000 párból álló dankasirály kolónia fészkelőinek zöme már tojásokon ült, ezért feltételezhető hogy a mesterséges szigeten megjelent párok a központi szigetről kiszorult madarak voltak. Mivel a mesterséges szigetet a csérek számára hoztuk létre, ezért a kevésbé kíváncsi dankasirályok fészekaljait a természetvédelmi kísérlet részeként eltávolítottuk a szigetről. A fészekanyag első eltávolítását követően kb. a sirályok fele kísérlete meg az ismételt fészeképítést. Ebben az időszakban már megjelentek a csérek is a szigeten, és erőteljes territóriumharc kezdődött a potenciális fészkelő felületért. A közel 15–20 pár dankasirály mellett mindössze 4 pár küszvágó csér tudott lefészkelni a szigeten. Ebben az időszakban az I. sz. mesterséges agyagszigeten, ahol a sirályok nem próbáltak területet foglalni, a csérek már kotlottak a teljes fészekaljakon. Ezt követően május folyamán heti rendszerességgel a sirályfészkeket folyamatosan eltávolítottam. A negyedik beavatkozásra a sirályok zöme elhagyta a szigetet, mindössze 1–2 pár kísérlete meg a fészeképítést. Ezzel párhuzamosan a csérek váratlan mértékű immigrációja kezdődött meg, mert a korábbi négy fészekalj mel-

lett további 28 fészkelj jelent meg a szigeten. A hirtelen megjelenés érdekességét fokozta, hogy korábban a területen nem mutatkoztak ilyen számban a csérek. Az összesen 32 pár csér az 1-2 pár dankasirályt már elüldözte. Ez az eredmény rávilágított arra, hogy a területen a csérek számára ténylegesen a fészkelőhely felülete volt limitáló tényező, és a dankasirályok erős kompetíciója volt sikeres, addig míg a sirályfészkek számát mesterségesen redukáltuk. A csérek fészkelési sikerét a tárgyévben az I. sz. szigethez hasonlóan nem sikerült pontosan nyomon követni.

### Az 1996. évi eredmények értékelése

Az első sikeres kísérleti év eredményei alapján további stégszigeteket építettünk a potenciális fészkelőfelület növelése érdekében. Tekintettel a stégsziget váratlan mértékű sikerére és a technikai kivitelezés könnyebbségére, a második évben csak nádlapokkal lefedett stégszigeteket építettünk. Az optimális szigetméret vizsgálataira különböző méretű szigeteket építettünk, melyek csökkenő felület szerint az alábbiak voltak:

II.	48 m <sup>2</sup>
III.	36 m <sup>2</sup>
IV.	16 m <sup>2</sup>
V.	4 m <sup>2</sup>
Összesen	136 m <sup>2</sup>

1996-ban a Kelemen-széken az 1994-es évhez hasonlóan magas vízállás volt, így kisebb nagyobb természetes szigetek is kialakultak. Az I. sz. mesterséges agyagszigetet a víz teljesen elöntötte, így ebben az évben ezen nem

fészkeltek a csérek. Emellett az elöntött sziget közelében 1994-ben egy 15-20 m<sup>2</sup>-es természetes agyagszigeten fészkel két pár csér, míg a rekonstrukció második évében ugyan ezen a természetes szigeten már 11 pár csér jelent meg. Feltételezhető, hogy az előző évi rekonstrukció kedvező hatásaként foghatjuk fel az alkalmas kialakuló természetes fészkelőhelyek átlagon felüli benépesülését is, hiszen a rekonstrukciót megelőző vizes években sem volt ilyen állomány. A négy különálló mesterséges stégszigeten 1996-ban összesen 51 pár kúszvágó csér fészkel, ebből az V. sz. legkisebb (2 x 2 m) szigeten nem telepedett meg egyetlen pár sem, tehát a csérek az ennél nagyobb felületeket preferálták. A fészkelő párok számát és a fészeksűrűséget a mesterséges szigeteken az 1. táblázatban foglaltam össze.

A maximum fészeksűrűség adatai alapján látható, hogy a jelen körülmények között a legoptimálisabb szigetméretnek a 16 m<sup>2</sup>-es felület bizonyult, mert ezen volt a legnagyobb a fészeksűrűség.

A fészkelj átlagos tojásszáma 3 volt, egykét esetben összetojást is tapasztaltam. A tojások közel 80%-a kikelt, azonban a mesterségesen kialakított szigeteken a szaporulat kirepülési sikere minimális volt a júniusi igen heves szellőkésekkel, jéggel kísért záporok és zivatarok miatt, melyek a természetes környezetben fészkelő fajok fiókáinak zömét is elpusztították a területen.

A megfigyeléseim szerint a csérek elsősorban a tó szomszédságában húzódó Kiskunsági-főcsatorna térségében és a körcsatornán halásztak. A táplálékállatok közül a szigeteken elsősorban kűsz (*Alburnus alburnus*) és dévérkeszeg (*Abramis brama*) ivadékaik maradványát találtam.

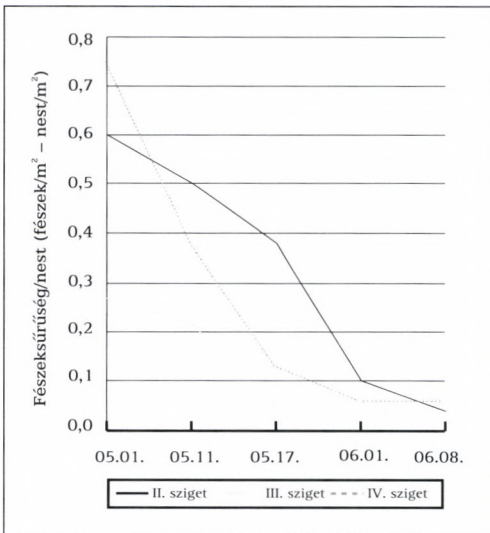
1. táblázat. A kúszvágó csérek max. fészekszáma és fészeksűrűsége a mesterséges stégszigeteken 1995 és 1996-ban. **Table 1.** Maximum number and density of nests of Common Terns on artificial nest-stages in 1995 and 1996.

Fészkelőszigetek <i>breeding islands</i>	fészekszám 1995-ben <i>num. of nests in 1995</i>	fészekszám 1996-ban <i>num. of nests in 1996</i>	fészeksűrűség (fészek/m <sup>2</sup> ) <i>density of nests (nests/m<sup>2</sup>)</i>
II. 48 m <sup>2</sup> (6x8)	32	23	0,48
III. 36 m <sup>2</sup> (6x6)	–	11	0,31
IV. 16 m <sup>2</sup> (4x4)	–	17	1,06
V. 4 m <sup>2</sup> (2x2)	–	nem fészkel	0



### A dankasirály állományszabályozásának hatása a küszvágó csérekre

Az előző évi kedvező tapasztalatokra alapozva a második évben a megnövelt számú mesterséges szigeten folyamatában vizsgáltam a dankasirály állományszabályozása és a csérek betelepülési folyamata közötti összefüggést. Az áprilisi időszakban, amikor a csérek még nem foglalták a fészkelőhelyeket, az előző évhez hasonlóan problémát jelentett a dankasirályok túlzott mértékű betelepülése. A tapasztalatok rámutattak, hogy a dankasirály betelepülés károsan befolyásolja, sőt lehetetlenné teszi a csérek fészkelési lehetőségeit. Ezért a szigeteket átlag egyhetes időközönként ellenőriztem, és a szigeten felhalmozott összes fészkekalapot még a tojásrakás előtt eltávolítottam. A legelső beavatkozás május 1-én volt, ekkor volt a sirályoknak maximális fészeksűrűsége a szigeteken. Az ellenőrzések során ezt követően még további négy alkalommal volt szükség az agresszív sirályok összes fészkeinek eltávolítására. A visszatelepülő sirálypárok sűrűsége minden alkalommal jelentősen csökkent. A fészkeeltávolítás hatására bekövetkező csökkenő visszatelepülési aktivitás tendenciáját az 3. ábra

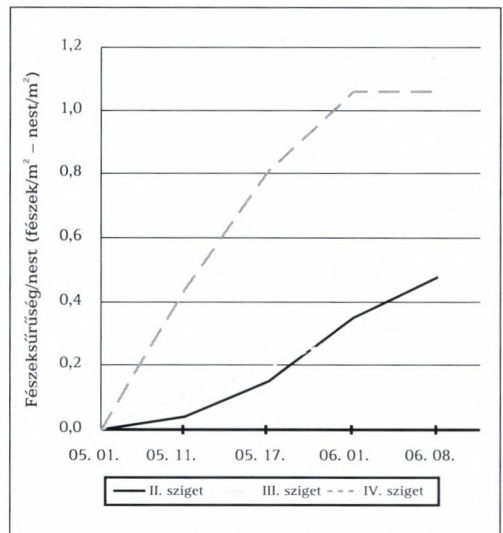


3. ábra. A dankasirály fészeksűrűségének csökkenő tendenciája a beavatkozás során.

Figure 3. Decreasing tendency of density of Black-headed Gull's nests in the course of the interference.

szemlélteti. A dankasirály fészkek eltávolításával egyidejűleg az egyre kisebb számban visszatelepülő sirályok mellett fokozatosan növekedett a csérek élettere, amit a bolygatatlan, folyamatosan növekedő csérfészkek-sűrűség egyértelműen indikál. A csérek fészeksűrűségének egyidejű növekedését szemlélteti a 4. ábra a sirályfészkek eltávolításának időpontjaiban. A szemléletes folyamat azonban csakis a külső beavatkozás hatására mehetett végbe, ugyanis a dankasirály korábban kezd fészkelésbe mint a küszvágó csér, így május elején amikor a csérek területet foglalnának természetes körülmények között a sirályok már kotlanok, vagy fiókát etetnek. Ennek következtében a sirályok ebben az időszakban agresszív territórium-védelmi reakciót mutatnak a csérekkel szemben, melynek természetes vesztese a csér.

A beavatkozás időszakának középső fázisában május közepén kiegyenlítődött a két faj abszolút fészeksűrűsége. Ebben a kiegyenlített időszakban a két faj fészkeinek elhelyezkedése jól szétvált a rendelkezésre álló felületeken, tehát kisebb különálló telepek alakultak ki a fajok fészkeinek térbeli keveredése nélkül. A küszvágó csérek a terület minősége szempontjából előnyben részesítették



4. ábra. A küszvágó csér fészeksűrűségének növekvő tendenciája a beavatkozás során.

Figure 4. Increasing tendency of density of Common Tern's nests in the course of interference.

a mederfenék agyagrétegével vékonyan beborított nádlapokat a csupaszokkal szemben.

### Következtetések

A mesterséges fészkelőhely létesítése a kűszvágó csérek részére indokolt, és a kipróbált stégszigetek esetében rendkívül eredményesnek mondható, mivel a második évben a húsz évvel ezelőtti állományt is meghaladó mennyiségben foglalták el a szigeteket a csérek. A csérek korábbi elmaradásának oka elsősorban a fészkelőhely hiánya volt, mivel a tavaszi vízborítás szinte minden évben, valamint a bőséges táplálék a csatornákon mindig adott volt. A fészkelőfelület szempontjából számottevő agresszív konkurrens faj a dankasirály. Tavasszal a csérek előtt nagy sűrűségben betelepülő sirályok lehetetlenné teszik a csérek megtelepedését. Ezt a problémát csak a sirályfészkek többszöri mesterséges eltávolításával lehetett megoldani. A sirályfészkek sűrűségének csökkenésével egyidejűleg látványosan növekedett a mindenkor háborítatlanul hagyott csérfészkek sűrűsége.

Tehát a csérek számottevő megtelepedése csak a sirályfészkek számának szabályozásával alakulhatott ki. Ez jelzi a két faj között fennálló erős fészkelőhely kompetíciót. A korlátozott

fészkelési lehetőség következtében természetes körülmények között a kompetíció győztese a jóval nagyobb egyedszámú és korábban fészkelő dankasirály. A további fészkelőhely rekonstrukcióknak olyan szerkezeti kialakítású szigetek kikísérletezésére kell irányulnia, melyek felületi kialakítása csökkenti a dankasirály megtelepedési hajlamát, de a cséreknek még kedvező lehet. Erre egy lehetőség a biharugrai keskeny felületű betonvázak példája, melyeken a sirályok már nem telepednek meg, így a csérek nagy számban tudják azt elfoglalni. A tapasztalatok alapján további célként a mesterséges szigeteken lehetőség van olyan védelmi szerkezetek, búvóhelyek kialakítására is melyek a külső behatásoktól (időjárás, predátorok) megóvják a fiókákat.

### Köszönetnyilvánítás

Mindenek előtt külön köszönetet szeretnék mondani a Brit Nagykövetségnek és partnereinek, akik megteremtették a program anyagi hátterét. További köszönetet szeretnék mondani a program munkálatai során nyújtott nélkülözhetetlen segítségért és munkáért a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságán dolgozó kollégáimnak, és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület lelkes tagjainak.

### Irodalom – References

- ANDRÉSI, P. (1996): Cselekvő természetvédelem. JGYTF Kiadó Szeged: 117-120.
- BANKOVICS, A. (1977): Jelentés a Kiskunsági Nemzeti Park III. sz. természetvédelmi területén végzett kutatómunkáról. Madártani vizsgálatok. (Nem publikált).
- BANKOVICS, A. (1981): A KNP területén költő fontosabb madárfajok állománya 1980-ban költőpáronként. Madártani Tájékoztató 1981. július-aug-szept.: 129.
- BAKOVICS, A. (1985a): A Kiskunsági Nemzeti Park, a Péteri-tó és a Szelidi-tó körzetében költő fontosabb állománya 1983-ban és 1984-ben. Madártani Tájékoztató 1985 jan-febr-márc.: 16.
- BANKOVICS, A. (1984): A kűszvágó csér. (In: Haraszthy, L. (ed.): Magyarország fészkelő madarai) NATURA: pp.: 100-101.
- BANKOVICS, A. (1985b): Tudományos Kutatások a Kiskunsági Nemzeti Parkban 1975–1984 HUNG-EXPO Budapest: 207-211.
- FUTÓ, E. (1990): Új fészkelő fajok a Kis-Balaton-víztározó I-es ütemén. Aquila 96-97.: 149.
- KÁRPÁTI, L. (1993): Élőhely-rekonstrukció a Fertő-menti szikeseken. Madártani Tájékoztató 1993/1.: 11-25.
- MOGYORÓSI, S. (1992): Fészkelési adatok a Mekszikópuszta élőhely-rekonstrukcióról 1991-ben. Székiáltó 3: 3.
- PELLINGER, A. & MOGYORÓSI, S. (1994): Mesterséges szigetek kűszvágó csérek (*Sterna hirundo*) számára. Aquila 101.: 220-221.
- SCHMIDT, E. (1982): Gyakorlati madárvédelem. NATRA Budapest.

## Néhány partimadár vonulás alatti területhűsége két magyarországi élőhelyen

NAGY Tamás

6726 SZEGED, Derkovits fasor 102., HUNGARY

**NAGY, T. (1998): Site-fidelity of migrating shorebirds on two Hungarian wetlands. PARTIMADÁR 6-7: 9-14.**

**ABSTRACT** – Current knowledge about site-fidelity of inland migrant shorebirds during migration is rather poor. This paper deals with site fidelity of 9 selected shorebird species during autumn at two Hungarian wetlands. Shorebirds were ringed on Fehér-tó fishponds of Szeged (Southeast Hungary) between 1988–1995 and on Nyéki-szállás (Northwest Hungary) habitat restoration sites (saline lake) near the Lake Fertő between 1993–1995. Only for the Common Sandpiper was enough data collected to determine the annual recapture rate so this species was studied in detail. The recapture rates of other shorebird species were estimated on the basis of the recapture rate of the Common Sandpiper. On the Fehér-tó fishponds the recapture rate of Common Sandpipers was the highest in the first year (adult: 12.57%, juvenile: 6.08%) and it decreased year by year. Recapture rate relative to the survival rate, the site-fidelity rate and probability of capture. The probability of capture of Common Sandpiper I estimated at 30% on the basis of field observations. Due to this the survival and the site-fidelity joint rate of adults was about 42% and about 20% for juveniles. Similar site-fidelity was estimated for the Green Sandpiper and the Temminck's Stint, but significantly lower for other species. On the fishpond site-fidelity rates were high compared with rates measured on saline lake.

### Bevezetés

Sokszor felmerül a kérdés, vajon ugyanaz a ritka madár jelenik-e meg az adott évben is, mint korábban. Kevésbé merül ez fel a gyakori átvonulók esetében, pedig itt is fennáll e kérdés. Erre a területhűség vizsgálatával kaphatunk választ. A területhűséget általában a fészkelőhelyeken kutatják, a vonulóhelyek közül is elsősorban a tengerparti területeken végeznek vizsgálatokat (pl. PIENKOWSKI & PROKOSCH 1982), a szárazföld belsejében viszont alig (pl. HOODLESS & COULSON 1994). A partimadarak területhűsége túlélésük szempontjából is fontos lehet, mert speciális az élőhelyigényük, és a számukra megfelelő vonulóhelyek csak korlátozottan állnak rendelkezésükre. Különösen fennáll ez a kontinensen keresztül vonulók esetében, így a Kárpát-medencében is. A fajok eltérő élőhelyigényük és viselkedésük következtében fejlesztettek ki különböző vonulási stratégiájukat. Egyesek sok köztes megállót használnak, mások nagy távolságokat tesznek meg egyszerre, és így csak kevés helyen állnak meg annak ellenére, hogy közbülső pihenőhelyek is a rendelkezésükre állnak (ZWARTS *et al.* 1990, GUDMUNDSSON *et al.* 1991). Ez a kü-

lönbség is befolyásolhatja az egyes fajok, illetve populációk területhűségét.

A vonuló madarak költőhelyére biometriai adatok alapján következtethetünk ugyan (pl. WYMENGA *et al.* 1990, BACCETTI *et al.* 1996), de arra ezzel a módszerrel nem kapunk választ, hogy vajon egy populáció ugyanazon egyedei vonulnak-e át egy adott területen évről évre, vagy mindig mások. Ehhez egyedi jelölésre van szükség.

E tanulmány célja, hogy néhány partimadár-faj visszafogásait áttekintse két hazai vonulóhelyen, továbbá hogy ennek segítségével képet alkothassunk ezen fajok területhűségéről vonulásuk közben is.

### Vizsgálati terület és módszer

A vizsgálatokat a szegedi Fehér-tavon és a fertőújlaki Nyéki-szálláson végeztük. A Fehér-tó egy több tőegységből álló halastórendszer, ahol szinte mindig van a partimadarak számára alkalmas lecsapolt tó, különösen az őszi lehalászások során, így évente sok ezer partimadár vonul át ezen a területen (NAGY 1993). A Fertő-tó vonzáskörzetében található Nyéki-szállás ezzel szemben egy élőhely-rekonstrukció során

létrehozott szikes tó, és a környező szikesekkel, illetve a Fertő-tóval együtt szintén nagy partimadár vonulást bonyolít le.

A Fehér-tavon a tórendszer szélén levő kis tömedrekben, az ún. teletetű medencékben történt a befogás. Ezekben a tavakon méretüknel fogva kis területen koncentráálódtak a madarak, ami elősegítette befogásukat. Különösen akkor volt ez hatékony, amikor a közelben nem volt alkalmas lecsapolt nagyobb tó, ahol táplálkozhattak, illetve pihenhettek volna. Az élőhely-rekonstrukción a gyűrűzés időszakában a tavat sekély víz borította (kb. 3-4 hektár), ami 1995-ben majdnem teljesen kiszáradt, ezért a gyűrűzés ekkor csak augusztus közepéig tartott.

A madarakat függőnyhálóval, illetve terelővarsával fogtuk a Fehér-tavon 1988–1995. között, általában július végétől szeptember elejéig évi 30–40 napon. A Nyéki-szálláson a gyűrűzőtáborok 1993-ban augusztusban, 1994-ben augusztus elejétől szeptember végéig, 1995-ben július végétől augusztus közepéig tartottak. A befogás után a madarakat alumíniumgyűrűvel jelöltük meg. A kort a tollazat és a vedlés alapján állapítottuk meg (PRATER *et al.* 1977). A sárszalónkánál és néhány erdei cankónál a korhatározás bizonytalan volt, ezért itt az adult és a juvenilis madarakat összevonva értékeltém.

Jelen tanulmányban azokat a fajokat tárgyalom, melyekből megfelelő mennyiséget fogtunk legalább az egyik területen. Ezek a következők: kis lile (*Charadrius dubius*), apró partfutó (*Calidris minuta*), Temminck-partfutó (*Calidris temminckii*), sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*), havasi partfutó (*Calidris alpina*), sárszalónka (*Gallinago gallinago*), erdei cankó (*Tringa ochropus*), réti cankó (*Tringa glareola*), billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*).

A visszafogási ráta a gyűrűzés utáni években ugyanott visszafogott madarak mennyiségéből számolható ki. Mivel a visszafogási ráta tényleges megállapításához csak a fehér-tavi billegetőcankók esetén volt elég visszafogás, ezért ezt a fajt vizsgáltam részletesebben, évekre bontva. Az egyéves visszafogásokat hat év (1990–95), a kétéves visszafogásokat öt év (1991–95), a hároméveseket négy év (1992–95), a négyéveseket három év (1993–95) visszafogásai alapján átlagoltam. Öt és hatéves visszafogá-

sok már nem voltak, valószínűleg az alacsony mintaszám miatt. Az 1988-as fogásokat billegetőcankó esetén figyelmen kívül hagytam, mert az első évben még posztagyűrűvel kezdtük meg a gyűrűzést, ami később több madár lábán megszorult, ezért csökkentette azok túlélési és így visszafogási esélyeit is.

A visszafogási rátákból a túlélési és terület-hűségi rátákat HALDANE (1955) módszere alapján számoltam ki a következőképpen:

$$m = n^{b \cdot k - 1}$$

ahol az  $m$  a  $k$ -edik évben megkerült jelölt egyedek száma,  $n$  az eredetileg jelölt egyedeké,  $p$  a megkerülési valószínűség,  $s$  pedig az éves túlélési ráta. Ez a modell azonban nem számol a vonulás miatt fellépő területhűtlenséggel, mint visszafogást csökkentő tényezővel, így jelen analízisben az  $s$  valójában a túlélés és a területhűség közös rátája.

A többi fajnál a jóval kevesebb visszafogás miatt éves lebontásra nem volt mód, ezért rátáikat a billegetőcankóhoz viszonyítva becsültem meg, így azok nem abszolút érvényűek, hanem relatívak. A több évben visszafogott madarakat többször számoltam a visszafogások közé.

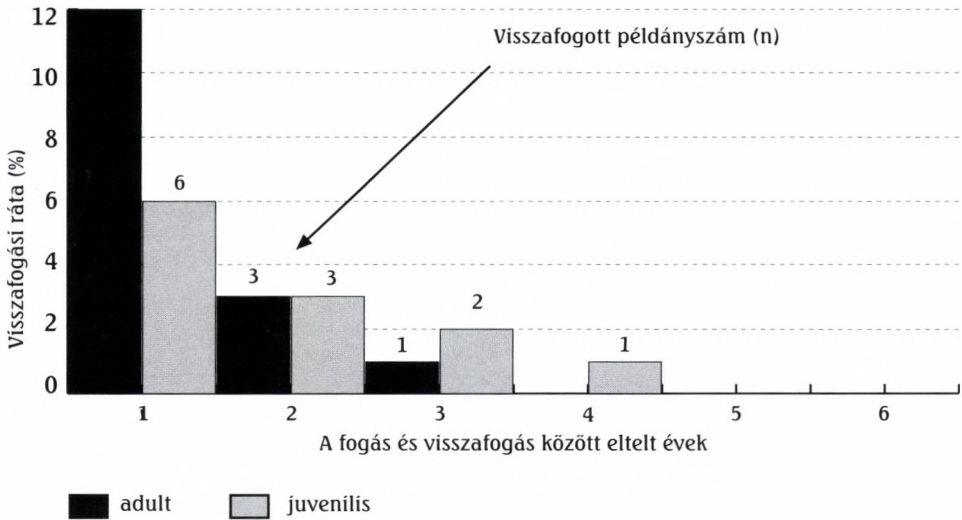
A Fehér-tavon a gyűrűzés időszakában átvonulók megfogási arányát terepi megfigyelésekből állapítottuk meg. Hetente megszámláltuk a területen tartózkodó madarakat, és megfigyeltük, hogy ezekből mennyi viselt gyűrűt. Az így kapott értékeket átlagoltam.

## Eredmények

A billegetőcankó visszafogási rátájának alakulását az 1. ábra mutatja be. Ez az első évben a legnagyobb (adult: 12,57%; juvenilis: 6,08%), majd évről évre fokozatosan csökken (adult: 2,78%, majd 1,67%; juvenilis: 1,99%, 1,57%, majd 0,85%).

A megfogási arány a terepi megfigyelések alapján a billegetőcankó esetén kb. 30%, azaz a területen az adott időszakban átvonulók megközelítőleg 30%-át fogtuk meg. A többi faj esetén is hasonlóan 20–30% közötti ez az érték.

Mivel a billegetőcankó őszi vonulásának fő időszaka nagyrészt egybeesett a gyűrűzés időszakával (július közepe – szeptember eleje)



1. ábra. A billegetőcankó visszafogási rátája a szegedi Fehér-tavon 1989–1995 között.

**Figure 1.** Recapture rate of Common Sandpiper at the Fehér-tó fishponds near Szeged between 1989 and 1995. The numbers above the column indicate the number of recaptured birds.

(WINKLER & HERZIG–STRASCHIL 1981, CRAMP & SIMMONS 1983), így az előző évben jelöltek közül a tárgyévben átvonulók kb. 30%-át fogtuk vissza évente. Ezek jelentették az egyéves visszafogásokat. Az évek során gyűrűzöttek közül a következő évben, tehát valójában az adult madarak esetén  $41,89\% \pm 29,20\%$  ( $n=6$ ), juvenilis madarak esetén  $20,25\% \pm 21,10\%$  ( $n=6$ ) ténylegesen átvonult a területen. A különbség a két korcsoport között szignifikáns ( $\chi^2$ -teszt). Mivel a visszafogási ráta három tényezőtől tevődik össze: a túlélési rátából, a területműségi rátából és a megfogási arányból, amiből csak az egyik ismert hozzávetőlegesen (a területen átvonulók megfogási aránya), ezért a másik kettőt külön-külön számszerűsíteni a vizsgált adatsor alapján nem lehet. A billegetőcankó együttes évi túlélési és területműségi rátája tehát az adult madarak esetén kb. 42%, elsőéves madarak esetén kb. 20%. Több év után a rátákban megfigyelhető különbségek lassan kiegyenlítődnek, mert a fiataloként gyűrűzött madarak első vonulása egyre kisebb arányban szerepel a későbbi, már adultként történő vonulásaik mellett.

A vizsgált fajok összesített visszafogási arányait a Fehér-tavon az 1. táblázat mutatja be. Ezek a visszafogási arányok az egy- és többéves visszafogásokat összesítve tartalmazzák, ezért itt az adult és a juvenilis madarak közötti különbség a ténylegesnél kisebb (a fiatalok többéves – így részben adult – visszafogásai miatt). A billegetőcankó mellett magas visszafogási rátái vannak még az erdei cankónak és a Temminck-partfutónak is. Jóval kisebb a visszafogási rátája a kis lilének, a sárszalonnának és a réti cankónak, míg az apró, a havasi, és a sarlós partfutónak nem voltak visszafogásai.

A nyéki-szállási visszafogások a 2. táblázatból láthatók. Itt mindössze a billegetőcankónak voltak visszafogásai, de ezek is elmaradnak a fehér-tavi értékektől. A korcsoportonkénti egy-egy visszafogás ugyan nagyon kevés, de a különbség ennek ellenére itt is megfigyelhető. A többéves billegetőcankók visszafogási rátája a Nyéki-szálláson is magasabb, mint az elsőéveseké. A többi említett faj esetén egy- vagy többéves visszafogás nem volt annak ellenére, hogy jó néhány faj gyűrűzött mennyiségei megközelítették, vagy meg is haladták a fehér-tavi mennyiségeket.

1. táblázat. Összesített visszafogási arány a szegedi Fehér-tavon 1988–1995 között

Table 1. Summary of recapturing rates of waders at Szeged, Fehér-tó between 1988–1995.

Faj	Fogott mennyiség Capture 1988–1994		Visszafogott mennyiség Recapture 1989–1995		Visszafogási arány (%) Recapture rate	
	Adult	Juvenile	Adult	Juvenile	Adult	Juvenile
Actitis hypoleucos	126	124	16	12	12,70	9,68
Tringa ochropus		32		4		12,5
Calidris temminckii	73	15	6	1	8,22	6,67
Charadrius dubius	82	153	2	4	2,44	2,66
Gallinago gallinago		146		2		1,37
Tringa glareola	84	109	1	0	1,19	0
Calidris minuta	26	77	0	0	0	0
Calidris alpina	15	5	0	0	0	0
Calidris ferruginea	7	21	0	0	0	0

2. táblázat. Összesített visszafogási arány a Nyéki-szálláson 1993–1995 között

Table 2. Summary of recapturing rates of waders at Fertőújlak, Nyéki-szállás between 1993–1995.

Faj	Fogott mennyiség Capture 1993–1995		Visszafogott mennyiség Recapture 1994–1995		Visszafogási arány (%) Recapture rate	
	Adult	Juvenile	Adult	Juvenile	Adult	Juvenile
Actitis hypoleucos	13	66	1	1	7,69	1,25
Tringa ochropus		5		0		0
Calidris temminckii	10	18	0	0	0	0
Charadrius dubius	15	139	0	0	0	0
Gallinago gallinago		402		0		0
Tringa glareola	15	245	0	0	0	0
Calidris minuta	15	70	0	0	0	0
Calidris alpina	16	98	0	0	0	0
Calidris ferruginea	17	77	0	0	0	0

## Diszkusszió

A szárazföld belsejében átvonuló partimadarakat vizsgálva azt találtuk, hogy a visszafogási ráták nagyon különbözőek. Mivel a megfogási arányok hasonlóak (lásd korábban) és a túlélési ráták sem különböznek lényegesen a vizsgált fajok esetében (CRAMP & SIMMONS 1983), ezért feltételezhető, hogy a visszafogási rátákban észlelhető nagy különbségeket az eltérő területhűsége okozzák.

Egy angliai költőterületre az adult billegetőcankók kb. 75%-a tért vissza fészkelni évről évre (CRAMP & SIMMONS 1983). Mivel a többéves

madarak területhűsége a fészkelőhelyhez igen nagy, ezért ez az érték hozzávetőlegesen meg egyezik a tényleges túlélési rátával. Ilyen túlélési rátával számolva a fehér-tavi adult billegetőcankók esetén a területhűségi ráta 56%-nak adódna. Elsőéves madarak túlélése kisebb, mint az idősebbeké, ezért kisebb a visszafogási rátájuk is, de ennek másik oka valószínűleg a kisebb területhűségük.

A billegetőcankó mellett az erdei cankónak és a Temminck-partfutónak is hasonlóan nagy a területhűsége, azaz ragaszkodnak bevált vonulólhelyeikhez, azokat évről évre újra felkeresik. Ez adódhat abból is, hogy ez a három faj

magányos vonuló és a vonulás során is tartanak kisebb-nagyobb mértékben territóriumot (CRAMP & SIMMONS 1983). Előnyt jelenthet számukra, ha egy olyan területhez ragaszkodnak, amit a korábbi években már megismertek, és így könnyebben megtarthatják azt fajtársaikkal szemben. Valószínűleg csak az első évben, fiatal madárként kell megkeresniük az alkalmas élőhelyeket, később újra és újra használhatják ezeket, növelve a túlélési esélyeiket. A terület-hűség hasonló jelentőségét állapították meg egyes fajoknál a telelőhelyen, melyek telelőterritóriumot tartanak, és ezáltal kisebb a mortalitásuk, mint territórium nélkül maradt fajtársaiké (lásd pl. MÓRA 1994). Ugyanakkor egyfajta rizikót is tartalmazhat ez, mert ha ezek az élőhelyek valamilyen oknál fogva alkalmatlanná válnak, a madár kénytelen a már megszokott vonulási programjától eltérni, és más megállóhelyet keresni, amivel viszont csökkennek a túlélési esélyei. Ezért is lehet fontos az a tény, hogy sok faj fiataljai első vonulásuk során olyan helyeken is megjelennek, ahol idősebb madarakat nem látni (WILSON *et al.* 1980). Ez elősegítheti a populáció evolúciós alkalmazkodását a változó körülményekhez.

A kis lile, a sárszalonka és a réti cankó visszafogási rátája jóval kisebb, mint az előbbi három fajé, az apró, a havasi és a sarlós partfutóknak pedig egyáltalán nem voltak visszafogásai, tehát területhűségük is kicsi. Ez nem feltétlenül jelenti azt, hogy ezek a madarak ne ragaszkodnának egy kialakult vonulási útvonalhoz. Elképzelhető, hogy így jobban ki tudják használni a rendelkezésükre álló összes táplálkozóterületet, melyek évről évre is jelentősen változhatnak a Kárpát-medencében.

Összehasonlítva a fehér-tavi és a nyéki-szál-

lasi visszafogási rátákat megállapítható, hogy a Fehér-tavon jóval magasabbak a visszafogási és így a területhűségi ráták is. Fehér-tó egy régóta használt vonulóhely és az utóbbi néhány évtizedben halastóként is minden ősszel alkalmas táplálkozóhelyeket kínál a partimadaraknak. A szikes tavak jelentősége az őszi vonulás során ilyen szempontból kisebb lehet, ugyanis nyár végére gyakran kiszáradnak. A Nyéki-szálláson ugyan részben szabályozott a vízszint, de az élőhely-rekonstrukció mai formájában még csak néhány éve létezik. Ez a különbség is jelzi a halastavak nagy szerepét abban, hogy részben átvegyék a múlt században lecsapolt nagy partimadár vonulást lebonyolító hatalmas mocsarak szerepét a Kárpát-medencében (CSÖRGŐ & VARGA manuscript).

A kevésbé jelentős vonulóhelyek iránti kisebb hűséget jelzi BACCETTI *et al.* (1992) tanulmánya is.

Egy kis mediterrán szigeten négy év alatt összesen 35 billegetőcankót jelöltek a tavaszi vonulás során, de egyetlen visszafogásuk sem volt. Ezzel ellentétben a holland tengerparton – ami a havasi partfutók egyik fontos vonulóhelye – több helyen végeztek gyűrűzéseket, és 48 visszafogásból 43 a fogás helyén történt és csak öt madarat fogtak vissza máshol (GOEDE *et al.* 1990).

### Köszönetnyilvánítás

Hálás köszönetemet fejezem ki a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület azon tagjainak, akik a partimadarak gyűrűzésében részt vettek. Külön köszönet illeti Mogyorósi Sándort és Pellinger Attilát, hogy rendelkezésemre bocsájtották a nyéki-szállási adatokat, továbbá Csörgő Tibort a hasznos tanácsaiért.

### Irodalom – References

- BACCETTI, N., DE FAVERI, A. & SERRA, L. (1992): Spring migration and body condition of Common Sandpipers *Actitis hypoleucos* on a small Mediterranean island. Ringing & Migration 13: 90-94.
- BACCETTI, N., GAMBOGI, R., RUSTICALI, R. & SERRA, L. (1996): Migration and wintering of Knots *Calidris canutus* in Italy. PARTIMADÁR 5: 54-58.

- CSÖRGŐ, T. & VARGA, L. (manuscript): A lilealkatúak (*Charadriiformes*) vonulása a Kárpát-medencében visszafogási adatok alapján.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (Eds.) (1983): The birds of the Western Palearctic. Vol. III. Oxford University Press, Oxford.
- GOEDE, A. A., NIEBOER, E. & ZEGERS, P. M. (1990): Body mass increase, migration pattern and breeding grounds of Dunlins *Calidris a. alpina*, staging in the Dutch Wadden Sea in Spring. Ardea 78: 135-144.

- GUDMUNDSSON, G. A., LINDASTRÖM, Á. & ALERSTAM, T. (1991): Optimal fat loads and long-distance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderlings *C. alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133: 140-152.
- HALDANE, J. B. S. (1955): The calculation of mortality rates from ringing data. *Proc. XI Int. Orn. Congr.*, 1954: 454-458.
- HOODLESS, A. N. & COULSON, J. C. (1994): Survival rates and movements of British and Continental Woodcock *Scolopax rusticola* in the British Isles. *Bird Study* 41: 48-60.
- MÓRA, V. (1994): A fekete rigó (*Turdus merula*) túlélése a parciális vonulás tükrében. ELTE, Diplomamunka, 1994.
- NAGY, T. (1993): Az 1992-es partimadár-vonulás a szegedi Fehér-tavon és Fertőn. *PARTIMADÁR* 1993/1: 23-28.
- PIENKOWSKI, M. W. & PROKOSCH, P. (1992): Wanderungsmuster von Watvögeln zwischen den Küsten-Ländern West-Europas – Bericht über ein laufendes Projekt. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand*, Band 3, Heft 4: 123-128.
- PRATER, A. J., MARCHANT, J. H. & VOURINEN, J. (1977): Guide to the identification and ageing of Holarctic waders. *BTO Guide* 17. BTO.
- WILSON, J. R., CZAJKOWSKI, M. A. & PIENKOWSKI, M. W. (1980): The migration through Europe and wintering in West Africa of Curlew Sandpipers. *Wildfowl* 31: 107-122.
- WINKLER, V. H. & HERZIG-STRASCHIL, B. (1981): Die Phänologie der Limikolen im Seewinkel (Burgerland) in den Jahren 1963 bis 1972. *Egretta* 24: 47-69.
- WYMENGA, E., ENGELMOER, M., SMIT, C. J. & VAN SPANJE, T. M. (1990): Geographical breeding origin and migration of waders wintering in West Africa. *Ardea* 78: 83-112.
- ZWARTS, L., ENS, B. J., KERSTEN, M. & PIERSMA, T. (1990): Moults, mass and flight range of waders ready to take off for long-distance migrations. *Ardea* 78: 339-364.



## A halászsirály (*Larus ichthyaetus*) európai és magyarországi helyzete

ECSEDI Zoltán

H-4060 BALMAZÚJVÁROS, Esze T. u. 8., HUNGARY

ECSEDI, Z.: Status of Great Black-headed Gulls (*Larus ichthyaetus*) in Europe and Hungary – PARTIMADÁR 6-7: 15-24.

**ABSTRACT** - A total of 132 individual of Great Black-headed Gulls has been recorded up to 31<sup>st</sup> December, 1996. The species was considered previously as a rare vagrant, but predominantly in the eastern part of Europe, the number of records started to increase from 1992 on. Birds staging throughout the summer have been observed in Hungary (since 1992) and in Poland (since 1995). Presumably some of the birds recorded of the same places in consecutive years are the same individuals but new birds also appear every year. Great Black-headed Gulls were recently recorded in Austria, Germany, Denmark and Norway, but older records exist from Sweden, Belgium, The Netherlands, and Great Britain as well. Due to a relative lack of observers, occurrences in Rumania, Bulgaria, European Turkey are likely to be more numerous than the records suggest. The majority of records date from June but many of them are from July and August, while spring and Autumn migration peaks are in March and September. Most oversummering birds are in first or second summer plumage but Great Black-headed Gulls have been recorded in every possible plumage. The increase of records in Hungary and Poland may be connected with the population increase in the Ukraine, hence the larger wintering population close to the European countries. Larger fish-pond systems of East-Central Europe, like Hortobágy-Halastó in Hungary, may be future staging grounds in case the Ukranian breeding population extends its wintering ground to the Mediterranean coasts and Africa.

The first Great Black-headed Gull was recorded on 1<sup>st</sup> June 1992 on the Derzsi fish-ponds of Hortobágy. Up to end of 1996 a total of 24 records (individuals) were recorded in Hungary (2 in 1992, 4 in 1993, 7 in 1994, 6 in 1995, and 5 in 1996). The birds were in various plumages. Great Black-headed Gulls already occurred on every major fish-pond system of Hortobágy, where birds found undisturbed sights with large surface of mudflats and favourable food supply. Usually drained ponds were preferred for feeding and also by roosting gulls. Birds were also reported in Southern Hungary (four times) and twice on the Danube River. Further large fish-ponds in Eastern Hungary and lake Balaton are also potential sites where Great Black-headed Gulls might occur in the future. Based on current trends, a significant increase of records of Great Black-headed Gulls is expected in Hungary and Poland in coming years.

### Bevezetés

Az utóbbi évtizedben a sirályok a madármegfigyelők érdeklődésének előterébe kerültek. Köszönhető ez elsősorban annak, hogy az újonnan felfedezett és számos helyen publikált bélyegek ismeretében határozásuk egyszerűsödött. Ez történt a gyűrűscsőrű sirály (*Larus delawarensis*) esetében is, amelyet a határozási cikkek eredményeképpen a '80-as évektől kezdve már rendszeresen figyeltek meg Európában. Más esetben, főleg a DNS hibridizációs taxonómiai vizsgálatok alapján alfajokat minősítettek át új fajokká, így különült el az argentin csoportból a sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*), örmény sirály (*Larus armenicus*) és szibériai sirály (*Larus heuglini*), bár az utóbbt

gyakran a heringsirály (*Larus fuscus*) alfajaként kezelték (SIBLEY & MONROE 1990, SHIRIHAI 1996). Minezek mellett néhány faj {mongol sirály (*Larus relictus*), kínai sirály (*Larus saundersi*)} kivételével a sirályok állománya jelentős mértékben növekedett és/vagy terjeszkedett is, mint például a sárgalábú sirály. Ugyanezért érdekes a halászsirály, amelynek a '90-es évektől kezdve vált gyakoribbá előfordulása a fészkelő areától nyugatra eső területeken, és ezzel azonos időben lettek jelentősebbek az Európához közeli telelőterületei is. Úgy tűnik, hogy ez a tendencia tovább folytatódik, és a halászsirályok kóborlásuk során várhatóan eléri majd azokat a nyugat-európai országokat is, ahol a fajnak nincs, vagy csak nagyon régi adata ismert.

## Elterjedés és telelés

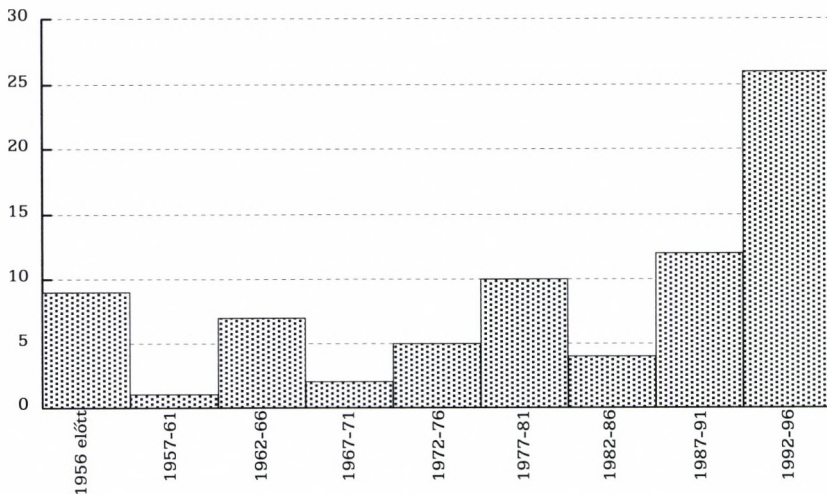
Európában a halászsíraly a Fekete-tengernél (főleg a Krím félszigeten), a Kahovka melletti nagy víztározón és a Kaukázus északi lábánál fekvő tavaknál és víztározóknál fészkel. Ezekről keletre nagy, néha egymástól több száz kilométerre levő telepekben költ a Kazahsztántól Mongóliáig húzódó sztyeppi zóna nagy kiterjedésű sós tavainak, folyóinak és deltáinak szigetein és zátonyain. Szigetszerűen fordul elő Északnyugat-Kínában (CRAMP & SIMMONS 1983, GLUTZ *et al.* 1982). Az európai állomány nagyságáról és változásáról nincsenek pontos adatok, kivétel ez alól Ukrajna, ahonnan a következő megfigyelések állnak rendelkezésünkre: 1954-ben 145 pár fészkel, ez a szám 1985-ben 360 párra növekedett, jelenleg pedig körülbelül 400 pár költ itt (OSTAP RESHETYLO levélbeli közlése). ILJICSEV és ZUBAKIN (1990) 20-25 000 párra becsülte az egykori Szovjetunió területének állományát.

Európában nagy számban csak a Fekete- és Azovi-tengernél, a fészkelőterületek közvetlen közelében telel. Az utóbbi években növekvő, bár még mindig alacsony számban tölti a telet a Földközi-tenger észak-afrikai partjainál. Nyugaton egészen Tunéziáig jutott el, kóborló egyedei pedig egy-egy alkalommal a Kanári-

(1995. március) és Madeirai-szigeteket is elérték. Törökországban és Izraelben az utóbbi évek téli időszakában számuk több mint tízszeresére növekedett. 1992/93. telén Izraelben 2 200 példányt számoltak, ennek nagy részét a Bheat-Sean-völgyben (SHIRIHAI 1996.). A Kaszpi-régióban is közvetlenül a költőhelyek közelében telel, de a legnagyobb számban Aztrahany és Baku környékén gyülekeznek (OSTAP RESHETYLO levélbeli közlése). Jelentős számban telel még az Arab-félsziget körül (ahol néhány helyen átnyarálása is feltételezhető), az indiai és bengáli partok mentén, valamint Mongólia, Tibet, Nepál, Afganisztán, Irán, Irak és Pakisztán belső vizein is. Afrikában az etiopiai tavaknál (főleg az Abiata-tónál), Kenyában és Ugandában pedig a Rift-völgy tavainál ismert kisszámú telelése (CRAMP & SIMMONS 1983).

## Európai előfordulások

Európában az 1980-as évek közepéig a halászsíralyt – költő- és telelőterületeit leszámítva – rendkívül ritkán észlelték. Ezután azonban a megfigyelések száma gyorsan kezdett növekedni, különösen Európa keleti szélén, és 1996. december 31-ig összesen 132 madarat figyeltek meg (1. ábra). 1992-től kisszámban ugyan, de minden évben rend-



1. ábra. A halászsíraly adatainak (egyedek) eloszlása 1956-tól 5 éves periódusokban.

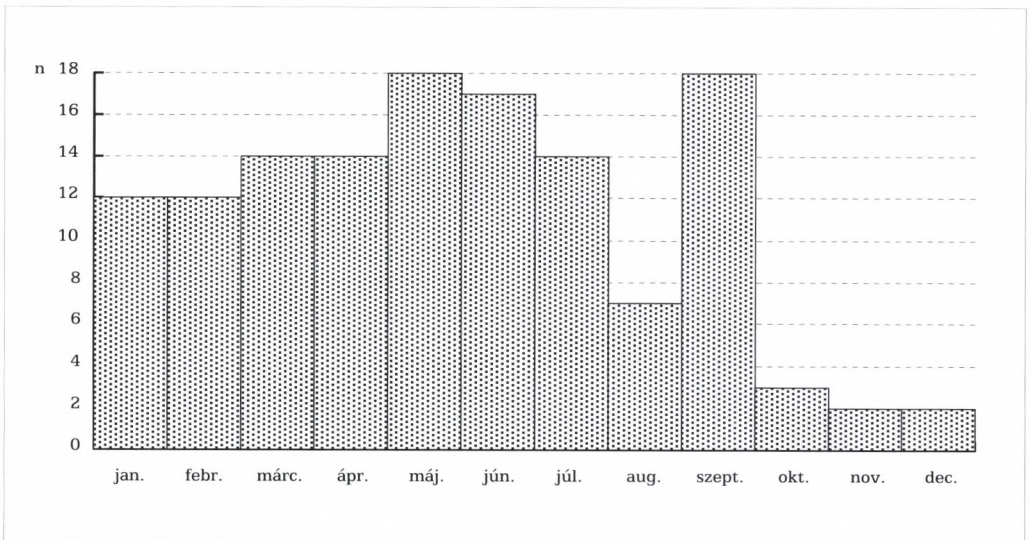
**Figure 1.** Distribution of European records of Great Black-headed Gull (individuals) to 1996, by 5-year periods since 1956.

szeresen átnyaralt Magyarországon, és 1995–96-ban már Lengyelországban is (TADDEUSZ STAWARCZYK levélbeli közlése). Sok esetben, ha bizonyítottan nem is, de feltételezhetően ugyanazok az egyedek tértek vissza szinte ugyanazokra a helyekre az egymást követő években, de mindig felbukkantak újonnan érkező halászsírályok is. Hasonló növekvő tendencia figyelhető meg a görögországi adatoknál, valamint néhányszor az innen nyugatra eső országokban (Ausztria, Németország, Dánia és Norvégia) is észlelték az utóbbi években. Azonban csak régi előfordulásai ismertek Svédországból, Belgiumból, Hollandiából és Nagy-Britanniából. A Bulgáriából, Romániából és Törökország európai részéről származó adatoknál pedig figyelembe kell venni, hogy a megfigyelők relatívan alacsony száma miatt a halászsírály valószínűleg sokkal gyakrabban fordul elő ezekben az országokban, mint ami az irodalmi adatokból kiténik.

Az európai előfordulások növekvő számának pontos okai nem ismertek ugyan, de bizonyára összefüggésben vannak a Fekete-tenger északi részén és az Ukrajnában fészkelő párok számának emelkedésével, valamint a törökországi és izraeli gyorsan növekvő telelállománnyal. Ennek pedig magyarázata lehet az, hogy a közép-ázsiai fészkelő areában történő változások-

ra a madarak elvándorlással reagáltak és benépesítették az elterjedési területüktől nyugatra eső, jelenleg még megfelelő állapotban levő élőhelyeket. Ez bizonyítja tehát a növekvő számú európai megjelenést, ami előrejelezhetően – legalábbis rövidtávon – tovább folytatódik majd.

A madarak mozgása még az aránylag kevés előfordulás ellenére is jól kirajzolódik az európai vízrendszereken. A nyugati költőterületekről származó, kóborló példányok többsége először a Dnyeper vízrendszerét, majd a Vistula folyót követve érik el a Balti-tengert, ahonnan a partok mentén már könnyedén jutnak el a nyugat-európai vizekhez. A Balti-tengeren csak ritkán szállnak át, melyet a rendkívül kevés skandináv előfordulásuk is alátámaszt. Európa belső vizein is mozognak, így érkeznek meg a magyarországi halastavakra, amelyek közül a hortobágyi és a szegedi (1995-től) egy kisebb jelentőségű átnyaralóhellyé vált az utóbbi években. Ezek a területek – mint egy köztes állomás – részei lehetnek annak a Kelet-Mediterránon áthúzódó vonulási útvonalnak, amelynek létezését a Cipruson feljegyzett 27 előfordulás (JEAN E. SADLER levélbeli közlése), illetve a lassan növekvő görög és olasz adatok feltételezik, és amely összeköti a Fekete-tenger és Ukrajna fészkelőterületeit (esetleg ettől ke-



3. ábra. A halászsírály egyedek felfedezési időpontjainak havi eloszlása 1996-ig.

Figure 3. Monthly distribution of discovery dates of individual European Great Black-headed Gulls upto 1996.

letebbre lévőket is) a déli újonnan kialakult és régi telelőhelyekkel.

Európában a legtöbb példány megjelenését május és szeptember között észlelték, de az újra visszajáró egyedek inkább január és április között érkeztek meg. Késő őszi és téli előfordulása pedig rendkívül ritkának számít. Bizonyára a határozás egyszerűsége miatt (feltűnő fekete fej) főként nászruhás egyedeket figyeltek meg, de minden tollzatban előfordult már Európában. Az átnyarálók többsége első és második nyári tollzatú volt, amelyek általában május-júniusban érkeztek meg (2. ábra), és átvedlés után, szeptember-októberben hagyták el a területeket.

Kóborlásuk során kedvelik a nagy kiterjedésű, halban gazdag, belső édesvízi és sós tavakat, nagy folyók zátonyait, torkolatokat, halastavakat és csak kisebb mértékben a tengerparti környezetet. Az esetek többségében pihenő ezüst- és sárgalábú sirály-csapatokban figyeltek meg, Hollandiában pedig a többszörösen visszajáró egyed előszeretettel aludt a dolmányos sirályok (*Larus marinus*) társaságában (VAN IJZENDOORN 1989).

### Magyarországi előfordulások áttekintése

A halászsirály magyarországi megjelenése pontosan egybeesik az európai állomány-növekedéssel, így kizárólag a megfigyelőhálózat bővülésével nem magyarázható a faj adatainak gyarapodása. Bár igaz, hogy az első megfigyelés után fokozott figyelemmel keresték a fajt a Hortobágyon és más alföldi halastavakon.

Magyarországon az első halászsirályt (első nyári ruhás) DIETER OELKERS találta a hortobágyi Derzsi-halastavon 1992. június 1-én. Az adat hitelesítésében HORVÁTH GÁBOR, DR. KOVÁCS GÁBOR, KOVÁCS GERGELY ÉS SELMECZI KOVÁCS ÁDÁM is részt vett (WALICZKY 1993.). A madarat hosszas időzése alatt többször is megfigyelték. Később átment a Hortobágy-Halastóra, ahol átvedlett és átnyarált. Július 7-én ugyanitt, a 11-es medencében egy hasonló tollzatú példánnyal tartózkodott együtt, amelyet a kissé eltérő vedlési fázisból adódó egyedi színezete alapján könnyedén meg lehetett különböztetni az előzótól.

A következő év koratavasán egy öreg példányt figyeltek meg több helyen és időpontban

a Dunán, a Hortobágy térségében (balmazújvárosi Virágoskúti-halastavon) pedig az előző évhez képest korábban, már áprilisban feltűnt egy második téli ruhás példány, amely talán tavalyi madarak egyike volt. Hosszas szünet után, július 15-én ismét a Hortobágy-Halastón került elő egy második nyári tollzatú egyed, amely nagy valószínűséggel a virágoskúti példány volt, ezért ez nem tekinthető külön adatnak. 1993-ban további két (öreg nyáriruhás) madarat jelentettek, az egyiket Dömsöd mellett a Dunáról, ez talán a tavaszival megegyező példány lehetett, illetve a másikat a szentesi Termáltóról. Egyik sem időzött hosszasan a területeken.

1994-ben a vártnak megfelelően folytatódott a halászsirályok megfigyelése. A Virágoskúton nagyon korán, már március 1-én feltűnt egy első téli ruhás példány, amely a jégen éjszakázott más sirályokkal, és a másnapot még biztosan a területen töltötte. Májusban két újabb első nyári ruhás jelent meg a Hortobágyon, és nyaraltak át a különböző halastavakon. Ezzel bizonyosodott, hogy a területekre nem mindig ugyanazon példányok jönnek vissza. Június 10-én az első, teljesen kifejlett nyári ruhás példányt figyelték meg a Hortobágy-Halastavon, amely itt vedlett át téliruhába. Tollzata alapján lehetett a tavalyi hortobágyi madár is. Szeptemberben DR. KOVÁCS GÁBOR a Hortobágy-Halastón, Fényesen és Zámon két harmadik téli ruhás és egy első téli ruhás példányt látott, a már hosszasan itt időzők mellett. Az 1994-es példányokat a vedlések pontos leírása alapján tudtuk azonosítani.

1995-ben az első halászsirály április 1-jén érkezett a Hortobágyra. A második téli ruhás példány – amely talán a tavalyiak közül volt az egyik – átvedlett második nyári ruhásba és októberben harmadik téli ruhában hagyta el a Hortobágyot. Hosszas várakozások után a faj feltűnt a Szeged környéki halastó-rendszereken is, ahol június 21-én egy első nyári ruhás példányt, majd néhány nappal később egy megegyező tollzatú másik példányt is megfigyeltek a helyi madarászok. A hírek hatására történt rövid keresés után, június 24-én a Hortobágyon is sikerült megtalálni egy újabb (második nyári ruhás) példányt az Elepi-halastavon, amely a már április 1-e óta a térségben időző, teljesen azonos tollzatú társa mellett

tartózkodott. Július 6-án újra egy kifejlett látogatott el a Hortobágy-Halastóra. Ez a három hortobágyi halászsírály október közepéig kitarított, és itt tartózkodásuk alatt gyakran pihentek együtt a Hortobágy-Halastó medreiben. Szeptember 6-án még egy ezévi fiatal tollruhás is előkerült a Halastón, amely rövidesen átvedlett első téli ruhába. Ezzel minden tollruhában bizonyítottá vált a halászsírály előfordulása Magyarországon.

1996-ban a halászsírály előfordulásának növekvő tendenciája változatlan maradt. Már április 27-én megfigyeltek egy első nyári ruhás példányt a Hortobágy-Halastón, amely július 27-ig tartózkodott a Hortobágyon, miközben néhányszor az Elepi-halastavon is feltűnt. Ugyanitt egy öreg nászruhást is megfigyeltek június 23-án, amely később átment a Hortobágy Halastóra. Ez a példány talán az egyik volt a tavalyi öreg madarak közül. Július 10-én egy újabb öreg madár bukkant fel a Hortobágy-

Halastó 2-es taván, a két másik halászsírály társaságában. A nyár folyamán, egészen októberig többször is előkerültek a különböző (Borsósi, Fényes, Derzsi) halastavakon, sőt az egyik öreget július 17-én a Tisza-tavon is megfigyelték. A halászsírály Szeged környékén ebben az évben is megjelent. Július 22 – augusztus 1. között egy öreg madár a szegedi Fertőn időzött, azonban néha átszállt a szegedi Fehér-tóra is, ahol egy második nyári ruhás példánnyal látták együtt július 29-én. Az öreg példány októberig, az immatur pedig augusztus végéig tartózkodott a területen.

### A magyarországi adatok rendszerezése

A halászsírály-adatok rendszerezése az aránylag kevés megfigyelés ellenére is bonyolult, hiszen a (különösen hortobágyi) madarak többsége hosszasan időzött és kóborolt a térségeken belül, miközben újabb példányok tűntek fel velük

#### 1. táblázat. A halászsírály európai előfordulásai 1996-ig.

**Table 1.** *European records of Great Black-headed Gull to 1996.* (ALSTRÖM *et al.* 1991, BAUMIS 1979, BENTZ 1988, BENTZ 1989, BREIFE *et al.* 1990, ECSEDI 1996, VAN LIZENDOORN 1989, HANDRINOS & AKRIOTIS *in press.*, KIRWAN & MARTINS 1994, KISS 1980, MARKEY-DUPRAZ 1924, MARKEL & SCHMITZ 1995, ORNITHOLOGICAL SOCIETY OF TURKEY *ed.* 1972. & 1975, ROBEL & BESCHOWW 1994, VINICOMBE & HOPKIN 1993.).

<b>Britin (1)</b> Exe Estuary off Exmouth, Devon	end of May or early June 1859.	adult summer
<b>Belgium (1)</b> Knokke, West Vlaanderen	4-23. June 1936.	adult summer
<b>The Netherlands (2)</b> Ketermeer, Overijssel Flevoland Flevoland Flevoland Workumerwaard, Friesland	16. June 1946. 22. June - 23. September 1974. 9-30. August 1975. 15. July - 28. July 1976. 12-15. August 1976.	adult summer adult summer adult summer adult summer adult summer (last four presumed to be a returning individual)
<b>Austria (1)</b> Rheindelta, Lake of Constance, Vorarlberg	30. September- 2. October 1992.	adult winter
<b>Germany (2)</b> River Elbe near Aken, Sachsen- Anhalt Raum Cottbus, Brandenburg Raum Cottbus, Brandenburg	17. February 1991. 12. January & 29. February - 25. March 1992. 26. February - 6. March 1994.	adult winter adult summer adult summer (last two presumed same)
<b>Denmark (2)</b> Skagen, Jutland Blavands Huk, Jutland	11. October 1987. 10. October 1993.	adult winter first winter
<b>Norway (2)</b> Molen, Vestfold Molen, Vestfold	8. March 1986. 29. April 1987.	one one (treated as different to above 1986. individual)
<b>Sweden (2)</b> Falsterbo, Skane Stora Karlsö, Gotland	12. September 1956. 2. June 1958.	one one (perhaps same as 1956)

<b>Latvia (2)</b> Nagli, Rezekne	28. May 1974.	two summer adults
<b>Lithuania (2)</b> Kursiu Marios Nemunas Delta	20. June 1988. 9. July 1994.	one one
<b>Poland (17)</b> Nysa Reservoir, Silesia Nysa Reservoir, Silesia  Brzeszcze, Upper Silesia Brzeszcze, Upper Silesia Gdynia, Gdansk Bay Warta River near Kolo Laczany Reservoir, Krakow Kock, Lublin Vistula River, Torun Maleszowa, Kielce Nowa Pasleka, Elblag Vistula River mouth Vistula River mouth  Vistula River mouth Warta River, Jeziorsko Reservoir Goczalkowice Reservoir, Upper Silesia Rewa, Gdansk Bay Vistula River mouth Vistula River mouth	18. September 1978. 23. August - 26. October 1979.  19. June 1988. 4. May 1989. 30. September 1989. 5. June 1992. 13. March 1993. 21. May 1994. 22. August 1994. 4. April 1995. 11. June 1995. 22-25. July 1995. 15-24. September 1995.  24-28. July 1995. 25-27. July 1995.  12-27. September 1995. 21. September 1995. 7-9. June 1996. 17. July-7. August 1996.	first winter second winter (perhaps same as 1978.) second summer adult summer first summer adult summer adult summer second summer second winter second summer second summer second summer second summer second summer/third winter (presumed same as preceding two) first summer second summer  adult winter first winter second summer adult summer
<b>Czech Republic (2)</b> NE Bohemia	early April 1996.	two summer adults
<b>Hungary (24)</b> Derzsi, Hortobágy fish-ponds, Hortobágy Hortobágy fish-ponds Duna River, Budapest Virágoskúti fish-ponds, Balmazújváros  Hortobágy fish-ponds  Duna River, Dömsöd Termáltó, Szentes Virágoskúti fish-ponds, Balmazújváros Derzsi, Hortobágy fish-ponds Elepi, Borsósi fish-ponds, Hortobágy Hortobágy fish-ponds  Hortobágy fish-ponds Zám, Fényes fish-ponds, Hortobágy Hortobágy fish-ponds  Szeged-Fertő and Fehér-tó Szeged-Fertő, Szeged Elepi, Hortobágy fish-ponds  Hortobágy fish-ponds  Hortobágy fish-ponds Hortobágy, Elepi fish-ponds Elepi, Hortobágy fish-ponds Hortobágy fish-ponds Szeged, Fertő & Fehér-tó Szeged, Fehértó	1. June - 5. September 1992. 7. July - 8. August 1992. 6-7. March 1993.  6-11. April 1993.  15. June - 15. September 1993.  1. July 1993. 11. August 1993.  1-2. March 1994. 19. May - 24. October 1994.  23. May - 20. August 1994. 10. June - 28. September 1994.  12-28. September 1994. 13-19. September 1994. 1. April - mid- October 1995.  21. June - 18. November 1995. 22. June - 13. August 1995. 24. June - mid-October 1995.  6. July - mid-October 1995.  6-28. September 1995. 27. April - 28. July 1996. 23. June - end of October 1996. 10. July - end of October 1996. 22. July - 12. October 1996. 29. July - 8. August 1996.	first summer first summer * adult summer  second winter (perhaps same as Jul-Aug 1992.) second summer (presumed same as 6-11. April 1993.) adult summer adult summer  first winter first summer/second winter  first summer/second winter adult summer/adult winter (perhaps same as Hortobágy 1993.) two third winters  first winter second winter/second summer/ third winter (perhaps same as Hortobágy 1994.) first summer/second winter * first summer/second winter * second summer/ third winter (perhaps same as Jun-Sep 1994.) adult summer/ adult winter ( perhaps same as 10. June - 28. September 1994.) juvenile/first winter first summer/ second winter * adult summer/adult winter * adult summer/adult winter adult summer/adult winter second summer
<b>Greece (16)</b> Chalkis Santorini Irakleion, Crete	1835. ? June 1955. 20. October 1974.	one one second winter

Evros-Delta	15. September 1977.	first winter
Irakleion, Crete	14. April 1981.	adult winter
Alexandropolis	30. April 1983.	first summer
Evros-delta	14. June 1985.	first summer
Irakleion, Crete	16-30. May 1986.	one
Petres, Rethymno, Crete	18. April 1987.	immature
Gouves, Irakleion, Crete	17. April 1988.	first summer
Irakleion, Crete	27. February - 7. March 1990.	one
Massouri, Kalymnos	20. September 1990.	juvenile
Porto Lagos	January 1992.	one
Irakleion, Crete	2. January - 19. March 1993.	one
Lake Koronia	15. July 1994.	one
Evros Delta	20. January 1995.	adult winter
<b>European Turkey (9)</b>		
Bosphorus	15. March 1892.	'several' (3+)
Bosphorus	2. April 1965.	two summer adults
Bosphorus	18. September 1969.	adult
Meric Delta	21. January 1973.	one
Istanbul	13. May 1989.	immature
Bosphorus	25. September 1995.	one
<b>Italy (10)</b>		
Vacca Island, Sardinia	? March 1901.	two
Vacca Island, Sardinia	6. May 1906.	one
Porto di Gela, Caltanissetta, Sicily	January - March 1993.	adult summer
Capo Murro di Porco, Sicily	5. March 1994.	adult summer
Biviere di Gela, Caltanissetta, Sicily	February-March 1995.	adult
Lentiti Lake near Siracusa, SE Sicily	31. April 1996.	one
Cagliari, South Sardinia	end of September 1996.	first winter
Marza Beach, Sicily	28. November 1996.	first winter
Sicily	december 1996.	adult
<b>Malta (1)</b>		
Benghisa	11. March 1909.	one
<b>Croatia (1)</b>		
Lake Vransko, Dalmacija	17. August 1996.	second summer
<b>Slovenia (3)</b>		
River Drava, Maribor	in February 1996.	an adult, two immatures
<b>Bulgaria (3)</b>		
Lake Shabla	9-12. January 1993.	3 incl. one adult summer
<b>Romania (29)</b>		
?	? 1918.	one
Chituc	24. August 1966.	2 adults, juvenile
Chituc	1. September 1966.	2 adults, 3 juveniles (presumed same as August)
three		adult summer
From the collection	? May 1971.	immature
Sf. Gheorghe	27. July 1977.	adult
Sulina	29. July 1977.	adult
Sf. Gheorghe, Sacalin	18-22. December 1978.	one
Plopu	3. July 1979.	adult
Crisan, Tulcea	28. November 1979.	second winter
Jurilovea	24. February 1981.	second winter
Sinoe Laguna, Chituc	8. May 1994.	5 (4 adults, 1 immature)
Sinoe, Istria	17. May 1994.	adult summer

egyidőben. A legegyszerűbb és legkönnyebben értékelhető rendszerezés az, ha minden egyes egyed külön adatot jelent. Ilyen típusú értékelésben található az észlelések az 1. táblázatban, illetve a havi és éves bontások is egy egyed/egy adat szerint készültek. Sok esetben ugyanazok a példányok jöttek vissza az egymást követő években. Ha ez csak valószínűsíthető, akkor a „talán” szóval (perhaps) utalok rá, ilyenkor ezt külön

adatként kezelem, ha viszont a körülményekből arra lehet következtetni, hogy biztosan ugyanaz a madár, akkor a „nagyon valószínű” szóval (presumed) jelzem ezt, és már nem számítom külön adatnak. Ebben a rendszerezésben a halászsi-rálynak 1996. december 31-ig 24 adata van Magyarországon (1. táblázat).

Az adatok még könnyebb áttekinthetősége érdekében a 2. táblázatban csak az egyedek

első észlelési napját és helyét tüntettem fel, a pontos tollazat leírásával és a megtaláló(k) nevével. Ezek az adatok szerepelnek a 2. ábra havi bontásaiban is.

Magyarországon a halászsírály leggyakoribb előfordulási helye a Hortobágy térsége. Szinte minden jelentősebb halastaván megfigyelték már. Fontossági sorrendben említve a Hortobágy-Halastó, Elepi-, Derzsi, Virágoskúti, Fényes-, Csécsi-, Gyökérkúti-, Borsósi- és Akadémia-halastó követi egymást. Kivételesen a Tisza-tavon, egy zámi előntésen és a jusztsui élőhely-rekonstrukción is előfordult már. Kimondottan a terjedelmes száraz tavakat részesíti előnyben, amelyek közelében halban gazdag élőhely (pl. csapolás) található vagy magán a lecsapolt tavon tartózkodik. A feltöltött medencékben is eredményesen vadászik, hiszen rendkívül jó és gyors halász, gyakran magasból a víz alá bukik zsákmánya után. Talán ezért is, legtöbbször már a pihenő, alvó madarakkal találkozunk valamelyik lecsapolt tó zátonyán, vagy egy teljesen száraz mederben, ahol előszeretettel gyűvül sárgalábú sírályok közé. A megszkott pihenőtávtát általában csak a feltöltés után hagyja el, és csak olyan területen idő-

zik hosszasan, ahol nyugodtan tud pihenni közvetlenül a táplálkozótérülete mellett.

Magyarország más területein rendszertele-nebbül tűnik fel, így megfigyelték a Duna különböző pontjain és a szentesi Termál-tavon. A Szeged melletti halastó-rendszereken csak 1995-ben fordult elő először, de még ebben az évben és 1996-ban át is nyaralt. A jövőben a már ismert helyeken további előfordulásai várhatóak és újabb területeken (pl. Begécsi-, Biharugrai-, Csaj-tavon) is eredményesen kereshetjük. A Balaton is potenciális előfordulási helyei közé tartozik, de a zátonyok, szigetek hiánya miatt időzésére nem számíthatunk.

Az európai és a magyar megfigyelések gyűjtésénél is törekedtem arra, hogy az adott országok ritkaságbíráló bizottságai által elfogadott adatokat dolgozzam fel, amelyeket a bizottságok képviselőivel átnéztem még az angol publikálások előtt. Ahol még nem működik ilyen bizottság, onnan csak a már publikált vagy nagyon biztos forrásból származó adatokat használtam fel. A magyar adatok jelentették a legnagyobb gondot, mert 1996. elejéig a megfigyelők több ok miatt még nem küldtek be minden adatot, annak ellenére,

3. táblázat. Az adatok felsorolása az első észlelési idővel, hellyel és a megtalálóval.

Table 3. First days of observations of Great Black-headed Gulls in Hungary.

Ssz.	Időpont Date	Megfigyelési hely Place	Kor		Megtaláló Observer
			Birds'	age	
1.	1992. 06.01.	Derzsi-halastó/10., Hortobágy	első nyári tollazatú		Dieter Oelkers
2.	1992. 07.07.	Hortobágy - Halastó/11.	első nyári tollazatú		Tar Attila, Zöld Barna
3.	1993. 03.06.	Duna, Budapest	öreg nászruhá		Albert László
4.	1993. 04.06.	Virágoskúti-halastó/2., Balmazújváros	második téli tollazatú		Oláh János, Szilágyi Attila
5.	1993. 07.01.	Duna, Dömsöd	öreg nászruhá		Vámosi Krisztián
6.	1993. 08.11.	Termáltó, Szentes	öreg nászruhá		Dr. Bod Péter
7.	1994. 03.01.	Virágoskúti-halastó/4, Balmazújváros	első téli tollazatú		Ecsedi Zoltán
8.	1994. 05.19.	Derzsi-halastó/11., Hortobágy	első nyári tollazatú		Ecsedi Zoltán
9.	1994. 05.23.	Elepi-halastó/2., Nagyhegyes	első nyári tollazatú		Ecsedi Zoltán
10.	1994. 06.10.	Hortobágy-Halastó/3.	öreg nászruhá		Ecsedi Zoltán
11.	1994. 09.12.	Hortobágy-Halastó	harmadik téli tollazatú		Dr. Kovács Gábor
12.	1994. 09.12.	Hortobágy-Halastó	harmadik téli tollazatú		Dr. Kovács Gábor
13.	1994. 09.13.	Zám-puszta előntés, Hortobágy	első téli tollazatú		Dr. Kovács Gábor
14.	1995. 04.01.	Hortobágy-Halastó/Kondás	második téli tollazatú		Tar János, Gyüre Péter
15.	1995. 06.21.	Fertő, Szeged	első nyári tollazatú		Veprik Róbert
16.	1995. 06.23.	Fertő, Szeged	első nyári tollazatú		Veprik Róbert
17.	1995. 06.24.	Elepi-halastó/6., Nagyhegyes	második nyári tollazatú		Ecsedi Zoltán
18.	1995. 07.06.	Hortobágy-Halastó/11.	öreg nászruhá		Emri Tamás
19.	1995. 09.06.	Hortobágy-Halastó/5.	fiatal		Magyar Gábor, Tar János
20.	1996. 04.27.	Hortobágy-Halastó/1.	első nyári tollazatú		Gyüre Péter, Emri Tamás
21.	1996. 06.23.	Elepi-halastó/7., Nagyhegyes	öreg nászruhá		Varga László, Borza László
22.	1996. 07.10.	Hortobágy-Halastó/2.	öreg nászruhá		Ecsedi Zoltán
23.	1996. 07.22.	Fertő, Szeged	öreg nászruhá		Pigniczki Csaba
24.	1996. 07.29.	Fehér-tó, Szeged	második nyári tollazatú		Barkóczy Csaba, Bánfi Péter



hogy néha többen is látták a madarakat. E cikk megjelenését ez a tény egy évig késleltette. A mostani dolgozatban levő megfigyeléseket a Magyar Nomenclator Bizottsággal ellenőriztettem, így az adatok közül csak az elfogadott, illetve a már benyújtott és elfogadás alatt állók szerepelnek.

Az MNB 1996. január 1-ig a halászsírálynak 12 adatát bírálta felül és fogadta el (MAGYAR 1996). Időközben néhány újabbat is leírtak a megfigyelők, amelyek szintén elfogadásra kerültek. A cikk lezárásakor még elbírálás alatt álló adatokat az 1. táblázatban csillaggal jelöltem meg, azonban ezek megfigyelési körülményei is olyanok, hogy elfogadásuk biztosra vehető. Egy esetben azonban eltér a véleményem az MNB által eddig elfogadottaktól, miszerint az 1993-as virágoskúti példány korát a Bizottság tévesen, 4. évesként (subadult) említik. Azonban a megfigyelőkkel tartott hosszabb beszélgetések után szerintünk a madár második téliruhásból második nyáriruhásba vedlő példány volt. Ebben a cikkben is kérem a Bizottságot, hogy ezt és a többi megfigyelést összességében figyelembe véve ismét vizsgálja át az adatokat, és ha arra alkalmas, fogadja el magyarországi véglegesített formaként.

### Irodalom - References

ALSTRÖM, P., COLSTON, P. & LEWINGTON, I. (1991): A Field Guide to the Rare Birds of Britain and Europe. London

BAUMIS, J. (1979): Some ornithofaunistical rareties on the fish-ponds of Latvia. In Population dynamics and behaviour of vertebrates of Latvian SSR: 77-78.

BENTZ., P. -G. (1988): Sjeldne fuglar i Norge i 1986. Var Fuglefauna 11: 87-93.

BENTZ., P. -G. (1989): Sjeldne fuglar i Norge i 1987. Var Fuglefauna 12: 101-108

BREIFE, B., HIRSCHFELD, E., KJELLÉN, N. & ULLMAN, M. (1990): Sallsynta fuglar i Sverige. Lund (Var Fagelvard Suppl. 13.)

CRAMP, S. & K. E. L. SIMMONS (1983): Birds of the Western Palearctic. Vol. 3.

ECSEDI, Z. (1996): Great Black-headed Gulls in Europe, Birding Word, Vol 9 Num 8: 303-312

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 8.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönöm midazok segítségét, akik ennek a cikknek és a már megjelent angol változatának összeállításában, az adatszolgáltatásban és azok összegyűjtésében segítségemre voltak: ALBERT LÁSZLÓ, BÁNFI PÉTER, BARKÓCZI CSABA, J. BAUMANIS, BÉKE CSABA, HANS-MARTIN BERG, DR. BOD PÉTER, LEO BOON, BORZA LÁSZLÓ, CHRISTOPHER CAMPBELL, JOHN CROXALL, ECSEDI LÁSZLÓ, EMRI TAMÁS, IZTOK GEISTER, GÁL ANDRÁS, MARCO GUSTIN, GYÜRE PÉTER, DR. HADARICS TIBOR, JUHÁSZ TIBOR, KISS J. BOTOND, KONYHÁS SÁNDOR, DR. KOVÁCS GÁBOR, DR. MAGYAR GÁBOR, NAGY GYULA, NAGY TAMÁS, DIETER OELKERS, IFJ. OLÁH JÁNOS, TROELS OSTRAD, PIGNICZKI CSABA, JEFF PRICE, OSTAP RESHETYLO, JEAN E. SADLER, SCHMIDT ANDRÁS, R. E. (BOB) SCOTT, SEPRÉNYI ATTILA, TADEUSZ STAWARCZYK, JOE SULTANA, SZEGEDI REGINA, SZÉLL ANTAL, SZILÁGYI ATTILA, TAR ATTILA, TAR JÁNOS, VÁMOSI KRISZTIÁN, VARGA LÁSZLÓ, VEPRIK RÓBERT, VÉGVÁRI ZSOLT, ZALAI TAMÁS, ZEKE TAMÁS, ZÖLD BARNA, valamint az 1. Terepmadarász Találkozó résztvevői és a Hortobágy Természetvédelmi Egyesület tagsága.

A szerkesztésben nyújtott segítségért SZIMULY GYÖRGYÖT illeti köszönet.

VAN IJZENDOORN, E. J. (1989): Reuzenswartkopmeeuw in IJsselmeergebied in zomers van 1974-76. Dutch Birding 11: 5-8.

HANDRINOS, G. & AKRIOTIS, T. (megjelenés alatt) The Birds of Greece. London.

ILICEV, V. D. & ZUBAKIN, V. A. (1990): Handbuch der Vögel der Sowjetunion. 6.

KIRWAN, G. M. & MARTINS, R. P. (1994): Turkey Bird Report 1987-91. Sandgrouse 16 (2): 76-117.

KISS, J. B. (1980): Charadrius asiaticus Pall. et *Larus ichthyaetus* Pall. (AVES) en Roumanie. Trav. Mus. Hist. not. „Grigore Antipa”, Vol. XXII : 541-545.

MAGYAR, G. (1996): Újabb madárfajok Magyarországon. Tűzok 1 (1): 19-37.

MARHEY-DUPRAZ, A. (1924): Notes ornithologiques de la région du Bosphore. Orn. Beob. 22: 6-8.

MAKEL, K. - SCHMITZ, M. (1995): Noi observatii de pesearusi asiatici in Romania Larus ichthyaetus (Pall.) S.O.R.- Buletin de informare 1/1995. 12.

- ORNITHOLOGICAL SOCIETY OF TURKEY (szerk.) (1972): Turkey Bird Report 1968-69. Sandy.
- ORNITHOLOGICAL SOCIETY OF TURKEY (szerk.) (1975): Turkey Bird Report 1970-73. Sandy.
- ROBEL, D. & BESCHOW, R. (1994): Eine Fischmöve *Larus ichthyaetus* in Brandenburg. *Limicola* 8: 51-62.
- SHIRIHAI, H. (1996): The Birds of Israel. London.
- SIBLEY, C. G. & MONROE, B. L. (1990): Distribution and taxonomy of birds of the world. Yale University Press.
- VINICOMBE, K. & HOPKIN, P. J. (1993): The Great Black-headed Gull in Britain. *British Birds* 86: 201-205.
- WALICZKY, Z. (1993): Az MME Nomenclatura Bizottságának jelentése az 1992. évtől.

# A vadlúdtelelés ökológiai-természeti védelmi vonatkozásai a tatai Öreg-tavon

MUSICZ László

H-2890 TATA, Dobroszláv L. u. 34., HUNGARY

MUSICZ, L.: Ecology and nature conservation relation of wild goose wintering at the Öreg-tó, ("Old Lake") Tata, Hungary. – PARTIMADÁR 6-7: 25-43.

**ABSTRACT** – The Öreg-tó, Tata is considered as a very special habitat for the wintering wild goose among other traditional sites of the Pannon region. This locally protected lake is 220 ha, surrounded almost entirely by the town (Tata). It lies on a very important flyway and it is drained during winter providing a good roosting and feeding site for geese and ducks. Today this lake is used as a fish-farm. Since this lake annually holds thousands of wintering Bean Goose, and/or more than 20.000 wildfowl it became an internationally important area (IBA 14) and also a Ramsar site. This study deals (1) with the population dynamics of different goose species wintering at the Öreg-tó, Tata, (2) the characteristic of the neighbouring wintering sites, (3) goose wintering from an ecological point of view and (4) different adverse effects caused by humans.

Due to though long term monitoring activity good sets of data for the wintering wildfowl are available. The most important species among other wintering goose species is the Bean Goose with a decreasing wintering population trend. From the early 80s it fall from 70.000 to 5.000 by the end of the decade. The reason of this dramatic downward tendency is unclear but probably caused by the decrease of the Eastern European Bean Goose population in that period while the Western European population increased. Other possible reasons are the local environmental changes (e.g. increased human disturbance, increased expansion of the town around the lake etc.) In the 90s the numbers of the this species increased again with a peak of 27.000 during the winter in 1994/95, 13.500 in 1995/96 and 26.000 in 1996/97. While the Bean Goose wintering population is slightly increasing at the Öreg-tó, new wintering sites have been developed 25 km to the North-East along the Danube river. This new site holds about 4.000-20.000 birds annually. Meanwhile the importance of the closest wintering site, the Dinnyési-Fertő is diminishing.

The second most important wild goose species is the White-fronted Goose for which the maximum numbers in the first half of the 80s ranged between 500-1.800 birds (except the winter 1983/84 when 5.000 birds were counted. From the middle of the 80s the size of the Öreg-tó wintering population was fairly low. (less than 500 birds). This process coincides with the dramatic decrease of the total Hungarian wintering population (max. 15.000 birds during the winter 1989/90) while the Western European population rose from 300.000 to 400.000 wintering birds. Recently (in the last few winters) the numbers of the White-fronted Goose rose again with a peak of 3.500 in 1994/95. The status of other wild goose species at the lake such as Pink-footed, Lesser White-fronted, Greylag, Barnacle, Brent and Red-breasted Goose is also mentioned.

Monitoring of wintering geese at the Öreg-tó, Tata, along the Danube river, Nyergesújfalu and at Dinnyés-Fertő will continue. A detailed study on the energy budget of the wintering geese is also to be carried out to add more information about the organic loading of the lake by wintering wildfowl.

## Bevezetés

A tatai Öreg-tó a Pannon-régió tradicionális vadlúd-gyülekezőhelyeinek sorában különleges helyet foglal el. Sajátos helyzete elsősorban abból adódik, hogy viszonylag kis (220 ha) kiterjedése és rendkívül nagymértékben iparosított-urbanizálódott környezete ellenére a vettési lúd (*Anser fabalis*) egyik legforgalmasabb magyarországi telelőcentruma. E minőségében vették fel 1989-ben időszakos jelleggel – októ-

ber 1. és április 30. időközében – a nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek védelméről szóló Ramsari Egyezmény jegyzékébe. Országos védettséget mindmáig nem kapott, így a számos természeti és kultúrtörténeti értéknek is otthont nyújtó tó és környéke 593 hektáron „csupán” helyi természetvédelmi terület.

Mi okozhatta e telelőhely vadlúdvonulásban betöltött jelentőségének drámai letörését 1990–1994 között és mi idézhette elő annak 1994. után hirtelen bekövetkezett visszatérését?

E jelenség mennyiben függvénye a helyi, regionális vagy kontinentális folyamatoknak, és ezzel összefüggésben szükség van-e fokozott természetvédelmi intézkedésekre a telelőhely vonatkozásában? És mindinkább felvetődik egy újabb kérdés is: milyen mértékben terhelik maguk a vadludak ezt a kicsiny tavat, mennyiben járulnak hozzá a tó eutrofizációjához?

Mindezek olyan kérdések, melyek megvalósulásához egyrészt rendkívül hatékony országos monitoringtevékenység, másrészt körültekintő ökológiai-természetvédelmi vizsgálatok sorozata szükséges. E dolgozat azontúl, hogy újabb adalékokkal kíván szolgálni a tatai Öreg-tó vadlúdvonulásban betöltött szerepéhez, az ökológiai és természetvédelmi vonatkozásokhoz, egyúttal újabb szempontokat is szeretne nyújtani a vadlúdtelelés vizsgálatának módszertanához.

A dolgozatban elsősorban 1984–1997 időközének tapasztalatait foglalom össze, esetenként támaszkodva a korábbi vizsgálatokra is. Az Öreg-tavi vadlúdtelelőhely kialakulásának és jelenlegi helyzetének ökológiai hátterén túlmenően adalékokat szeretnék nyújtani az eddig felmerült természetvédelmi problémákhoz és röviden vázolom a tó vonatkozásában közeljövőben várható beavatkozásokat is.

### Irodalmi áttekintés és módszer

A tatai Öreg-tó vadlúdforgalmára vonatkozóan 1984-ig csupán alkalmoszerű, illetve rendszeresnek tekinthető, de kis számú adatgyűjtés történt (STERBETZ 1972, 1976, 1984, 1986, LEBRET 1982, PHILIPPONA 1983, BERGH & PHILIPPONA 1986). Szisztematikus vizsgálatokra csupán 1984-től kezdődően került sor (MUSICZ 1990, 1992), s napjainkban a tó a Pannon-régió egyik legrendszeresebben kutatott vadlúdtelelőhelyének számít.

1984–1997 időközében egy-egy telelési szezon során (október-március között) 30-60 (összesen mintegy 560) megfigyelési napon rögzítettem a tavon éjszakázó ludak és egyéb vízimadarak mennyiségét, valamint az ökológiai körülményeket (vízborítottág, időjárási körülmények, zavarás, kirepülés stb.). A mennyiségi felvételezésre az esetek döntő többségében a reggeli kihúzások idején került sor, míg a déli és esti órákban tóra behúzó vadlúd-

csapatokat ritkán kísértem figyelemmel. Számos alkalommal felkerestem a napközben Tata környékén táplálkozó csapatokat is.

A regionális léptékű összehasonlító vizsgálatokhoz elsősorban a Dinnyési-Fertő és a nyergesújfalui Duna-szakasz (mint a két legközelebbi telelőterület) adatsorait vettem alapul.

Országos vonatkozásban mindenekelőtt a Magyar Vízi vad Kutató Csoport adatbázisát (FARAGÓ 1995, 1996), nemzetközi kitekin-tésként pedig a Ganzenwerkgroep Nederland/Belgie (1983, 1986, 1987, 1989, 1990, 1991) BURGERS (1990), illetve Fox *et al.* (1991) adatsorait vettem alapul.

A vadludak eutrofizációs szerepének meghatározásához e dolgozat keretében csupán előzetes eredményekről számolok be, tekintettel a jelenleg folyamatban lévő részletes vizsgálatokra.

### A vadlúdtelelés ökológiai tényezői a tatai Öreg-tó vonatkozásában

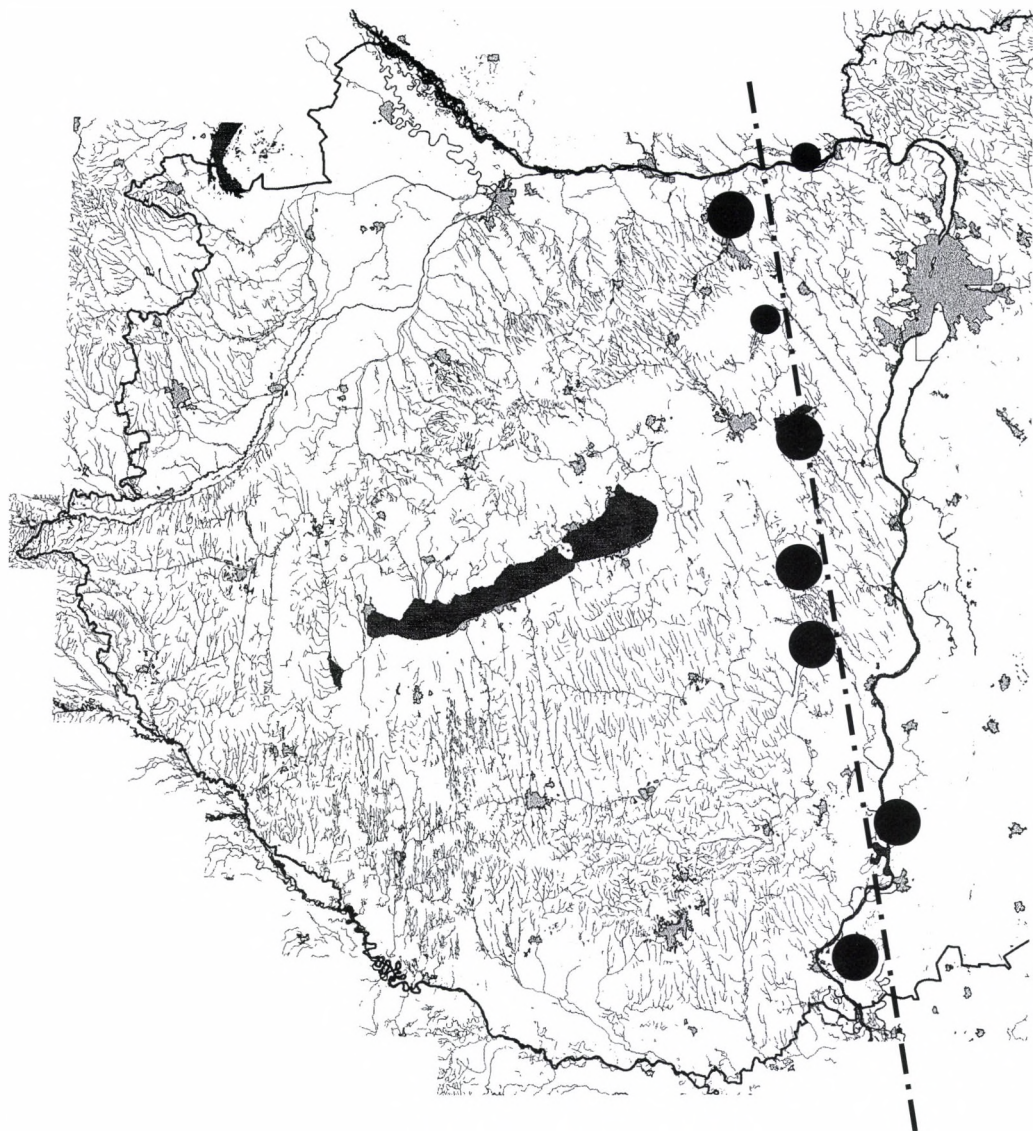
Egy-egy vadlúd gyülekezőhelynek a vonulásban illetve telelésben betöltött szerepét alapvetően az alábbi tényezők határozzák meg:

- tradicionális vonatkozások mind a különböző vadlúdfajok vonulásdinamikájában, mind az adott terület ökológiai rendszerében,
- a klimatikus tényezők,
- a környező táplálkozási lehetőségek,
- a gyülekezőhely regionális térkapcsolatai (a szomszédos gyülekezőhelyek távolsága, hasonló vagy eltérő jellege)
- a gyülekezőhely szűkebb-tágabb környezetének antropogén hatásai

Ezek együttes kedvező jelenléte esetén válhat kiemelt jelentőségűvé egy-egy terület. A következőkben ezen tényezők szempontjából ismertetem a tatai Öreg-tavat.

### Az Öreg-tó tradicionális vadlúdgyülekezőhellyé válásának történeti-ökológiai háttere

Az elmúlt évtizedek madártani kutatásaiból egyre nyilvánvalóbbá válik, hogy a Tatai-mence tavi, víztározói a magyarországi madárvonulás egyik igen fontos útvonalán helyezkednek el. A térségről készült műholdfelvételeken



1. ábra. A Dunántúl keleti részét átszelő vizes élőhely-rendszer.  
*Figure 1. Wetland system crossing the Eastern Transdanubian region.*

rendkívül szemléletesen rajzolódnak ki azon – szinte kivétel nélkül mesterséges eredetű – tóláncolatok, melyeknek valójában évszázadokra, évezredekre visszanyúló ökológiai gyökereik van és amelyek fontos láncszemei annak az ÉNY–DK irányú ökológiai folyosónak, melyet Szlovákiában a Vág és Nyitra folyók határoznak meg, Magyarországon pedig első sorban az Által-ér völgye, a Zámolyi-medence, a Velencei-medence és a Sárvíz völgyének folyói, tavai alkotnak.

A vizes élőhelyek e többé-kevésbé még napjainkban is összefüggő láncolatában olyan – országos vagy nemzetközi mércével is jelentős – tavakat, víztározókat találunk, mint a tatai Öreg-tó és a Dinnyési-Fertő, vagy a madártani szempontból szintén igen jelentős Ferenccsatorna-halastavak, a Velencei-tó, a Soponyai- és Rétszilasi-halastavak (1. ábra).

A ma 220 hektár kiterjedésű Öreg-tavat Magyarország legrégebbi mesterséges halastavaként tartják számon. A századforduló táján itt napvilágra került csonttöredékek tanúsága szerint (LAMBRECHT 1916) azonban a tó valójában természetes eredetű, s már a pleisztocénban is részét képezte annak a langyos forrásokkal táplált, hatalmas mocsárvilágnak, mely több ezer hektáron húzódott a Vértesaljától egészen a Dunáig. Egyes források szerint már a rómaiak idejében is tóként funkcionált, ám a maihoz hasonló formáját a XIV. században nyerte el, mikor Zsigmond megépíttette a ma is látható völgyzáró gátat és várat emeltetett a tó északi partján. A környező tatai mocsarakat a XVIII. században Mikoviny Sámuel tervei alapján csapolták le végérvényesen. E valójában évezredekre visszanyúló természetes eredet feltehetően fontos szerepet játszott az itt húzódó madárvonulási útvonal kialakulásában.

A XVIII. századi térképek szerint a tó egykori kiterjedése még mintegy 350 ha volt, a déli és keleti öblözetek azonban – részben a természetes szukcesszió eredményeként – a XX. század közepére jórészt beerdősültek illetve benádasodtak. E folyamatot sajnálatos módon meggyorsította a tó kétszeri kotrása (1970, ill. 1987), mivel a kitermelt több százezer köbméternyi iszappal – összhangban az akkori üdülőfejlesztési elképzelésekkel – éppen a tóparti nádasokat, mocsarakat és ligeterdőket töltötték fel. A partok kiépítésével a hajdani

fővények és nádasok csaknem teljesen eltűntek, s napjainkban a tó partvonalának mindössze egyharmada tekinthető többé-kevésbé természetesnek.

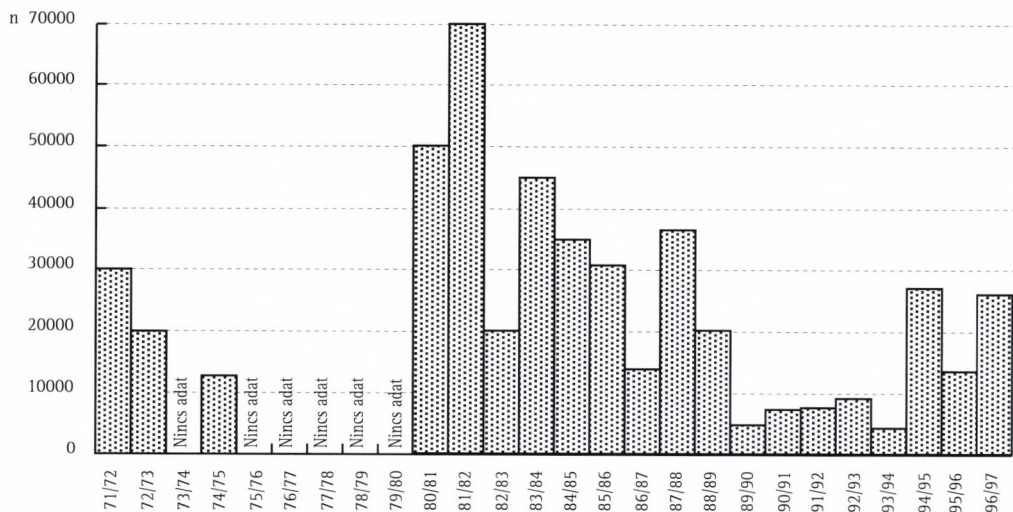
### **Az Öreg-tavon előforduló vadlúdfajok vonulásdinamikája a magyarországi és európai helyzetkép tükrében**

A tatai Öreg-tó '70-es évekbeli vadlúdforgalmához STERBETZ (1972, 1976) és PHILIPPONA (1983) adatai nyújtanak támpontot, az 1980-as évekre vonatkozóan pedig LEBRET (1982), STERBETZ (1984, 1986), BERGH & PHILIPPONA (1986) és MUSICZ (1990, 1992) munkáiból kaphatunk képet. Az 1990-es években igen intenzívvé vált a monitoring tevékenység, s bár a Magyar Vízivad Kutató Csoport összeállításában (FARAGÓ 1995, 1996b) napvilágot láttak az Öreg-tóra vonatkozó adatok is, összefoglaló tanulmány a területéről az 1980-as évek óta nem született.

#### **Vetési lúd (*Anser fabalis*)**

A tatai Öreg-tó a faj egyik legjelentősebb magyarországi telelőcentrumának tekinthető. A területen már a '70-es években is több tízezres mennyiségüket regisztrálták (PHILIPPONA 1983), de a '80-as évek elején itt megfigyelt 50-70 ezres tömegük alapján – a Pannon-régió akkori 150 000-es telelőállományát tekintve (LEBRET 1982) – a legjelentősebb gyülekezőhelynek számított.

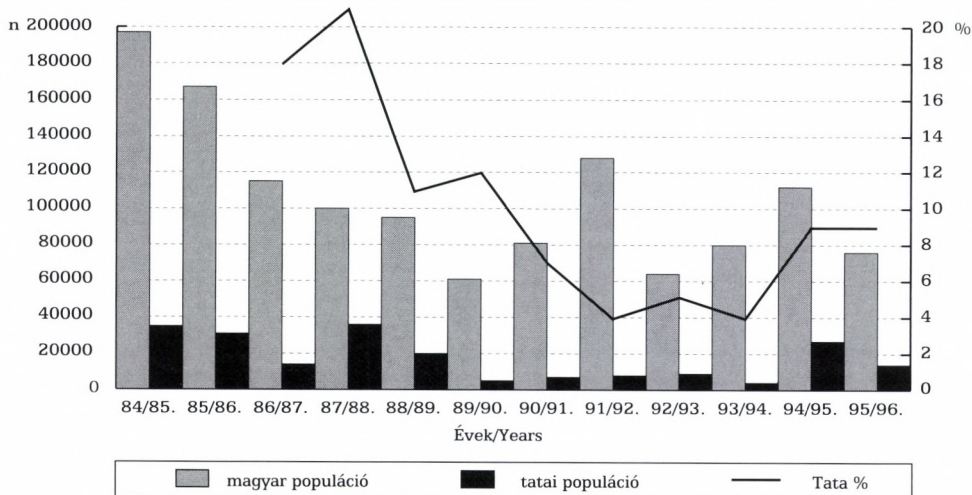
Az Öreg-tó e kiemelt jelentősége a '80-as évek végéig tartott, mígnem 1989–1994 időszakában a korábban megszokott lúdtömegeknek csupán a töredéke jelent meg Tatán (2. ábra). Ez részben összefüggésbe hozható az országos viszonylatban is megfigyelhető folyamattal, hiszen az előző 5 év folyamán Magyarországon megfigyelt 100-200 ezer pld. közötti telelőmennyiség helyett 1989–1994. között mindössze 60-80 ezer vetési lúd érkezett hazánkba (FARAGÓ 1996b). Ez alól csupán az 1991/92-es tél volt a kivétel, amikor is csaknem 130 ezerre volt tehető a vetési ludak száma Magyarországon. A tatai populációt az országos telelő állományhoz viszonyítva azonban feltűnik az a markáns folyamat, amely révén az Öreg-tó részesedése a korábbi 10,8-20,6%-ról 3,5-7,1%-ra esett vissza (3. ábra).



2. ábra. A vetési lúd maximális mennyiségei a tatai Öreg-tavon 1971–1997. időközében.  
 Figure 2. Maximum numbers of Bean Goose between 1971 and 1997 at Tata.

A Magyarországon telelő vetési ludak fentiekben vázolt állományingadozása részben az európai vadlúdmozgalmak alakulásával magyarázható. Az Alsó-Rajna vidéki telelőállomány vonatkozásában jelentős ingadozások (46 000–237 000 példány) figyelhetők meg a '80-as

években (MOOIJ 1991). Figyelemmel a Nyugat-Európa és Pannon-régió között meglévő intenzív vadlúdforgalomra (BERGH & PHILIPPONA 1986), ezen ingadozások érezhetően kihatnak a magyarországi telelőállományra is, feltehetően a nagyléptékű európai meteorológiai folyama-



3. ábra. A tatai Öreg-tó idényenkénti átlagos részesedése a vetési lúd magyarországi forgalmából 1984–1996. között.  
 Figure 3. The importance of numbers of Bean Goose at the Öreg-tó compared to the total Hungarian population between 1984–1996.

tok függvényében. Ugyanakkor a Nyugat-Palearktikum vetési lúd állományában jelentős erősödés figyelhető meg (MADSEN 1991).

A következő fordulópontot 1994/95 tele jelentette, amikor is Tatán ismét a '80-as évek közepét idéző mennyiségben (max. 27 000 pld.) volt megfigyelhető a vetési lúd. Azóta e folyamat stabilizálódni látszik (1995/96 telén 13 500 pld., 1996/97 telén 26 000 példányos tetőző mennyiséggel).

Ahhoz, hogy a tatai Öreg-tónak a vetési lúd telelésében betöltött szerepét reálisan értékelni tudjuk, a globális tényezők mellett figyelembe kell venni a regionális léptékű illetve helyi adottságokat, környezeti hatásokat is. Annál is inkább, mivel az Öreg-tó esetében rendkívül összetett antropogén határendszerrel kell számolnunk (MUSICZ 1992). E hatásokat és természetvédelmi problémákat külön fejezetben ismertetem.

### Rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*)

Bár a faj nyugat-palearktikumi állománya jelentősen növekszik (MADSEN 1991), Magyarországon továbbra is csupán alkalmi előfordulásai ismeretesek. Tatán az elmúlt 16 év során 9 szezonban került elő a tóról (1. táblázat). A '80-

**1. táblázat.** A rövidcsőrű lúd előfordulása a tatai Öreg-tavon és környékén 1980–1997. időközében.

**Table 1.** Occurrence of Pink-footed Goose at the Öreg-tó near Tata between 1980–1997.

Év	Megfigyelési alkalmak	Max.	Forrás, megfigyelő
1980/81.	1	1	Bergh-Philippona 1986
1981/82.	3	3	Bergh-Philippona 1986
1982/83.	1	1	Bergh-Philippona 1986
1983/84.	4	102	Bergh-Philippona 1986, Sterbetz 1986
1984/85.	1	44	Sterbetz 1986
1986/87.	1	2	Musicz 1990
1987/88.	1	1	Musicz 1990
1988/89.	1	1	Sághy in litt.
1989/90.	2	8	Musicz unpublished
1994/95.	1	1	Musicz unpublished

as években STERBETZ (1986) által itt regisztrált szokatlanul nagy (102 illetve 44) példányszámra nehéz igazi magyarázatot adni.

### Kis lilik (*Anser erythropus*)

A Nyugat-Palearktikum legritkábbnak tekinthető vadlúdfaja az elmúlt 16 telelési idényből

**2. táblázat.** A kis lilik előfordulása a tatai Öreg-tavon és környékén 1980–1997. időközében.

**Table 2.** Occurrence of Lesser White-fronted Goose at the Öreg-tó near Tata between 1980–1997.

Év	Megfigyelési alkalmak	Max.	Forrás, megfigyelő
1981/82.	2	1	Bergh-Philippona 1986
1982/83.	5	16	Bergh-Philippona 1986
1987/88.	4	3	Musicz 1990
1989/90.	2	2	Musicz unpublished
1991/92.	3	6	Musicz unpublished
1993/94.	1	1	Musicz unpublished
1994/95.	7	7	Musicz unpublished
1995/96.	1	1	Musicz unpublished
1996/97.	3	1	Musicz unpublished

9-ben fordult elő az Öreg-tavon. Maximális mennyiségét (16 pld.) holland megfigyelők jegezték fel 1983. március 5-én (BERGH & PHILIPPONA 1986).

A némiképp erősödő állományú kis lilik (FARAGÓ 1996b) 1990-től Tatán is rendszeresebben fordul elő (2. táblázat). Az előfordulások többségében 1–3 pld. volt megfigyelhető. A megfigyelési alkalmak többsége novemberre esett.

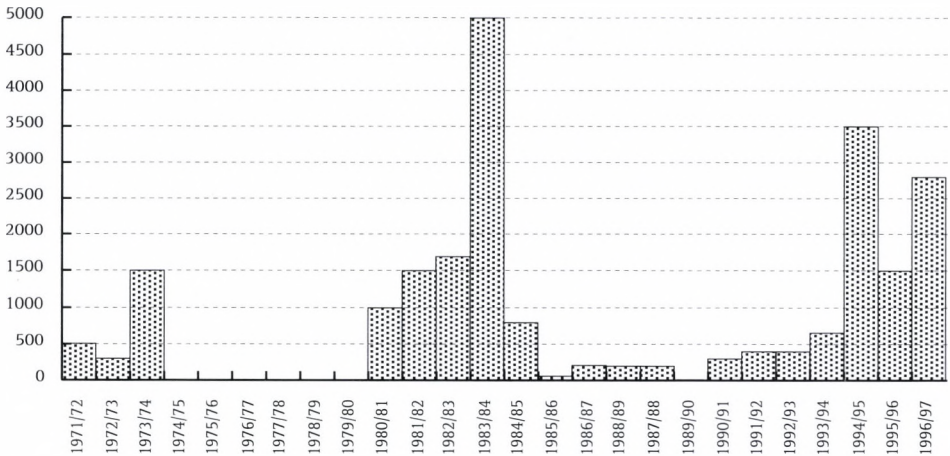
### Nagy lilik (*Anser albifrons*)

A dunántúli vadlúdtömegeknek STERBETZ (1972) szerint mintegy 1–13%-át adó faj Tatán többnyire kis – néhány száz – egyszámban megfigyelhető. Az Öreg-tavon megjelenő tömegei meglehetősen jó összhangban vannak a faj nagyobb léptékű vonulásdinamikájával. A nagy lilik magyarországi telelőállományának az 1984–1991 időszakban regisztrált csökkenő tendenciája 1989/90 telén érte el mélypontját 15 000 példánnyal (FARAGÓ 1996b), miközben a holland populáció – a faj európai telelő populációinak nyugatra tolódási folyamatát valószínűsítve – 300 000-ról 400 000 példányra erősödött (MADSEN 1991). Az ezt követő évek télvégi időszakában látványos – 133 000–166 000 példányos – magyarországi beáramlásai voltak (FARAGÓ 1996b), s a tatai Öreg-tavon telelő mennyiségük is ezzel párhuzamosan erősödött meg. A Tatán telelő vadlúdtömegekből az utóbbi években stabilan 10% körül részesedik e faj (ami többzres mennyiséget jelent), szemben a '80-as évek közepéig megfigyelt 0–5%-kal (5. ábra).

### Nyári lúd (*Anser anser*)

E faj az Öreg-tavon rendszerint igen kis mennyiségben – az esetek túlnyomó többsé-





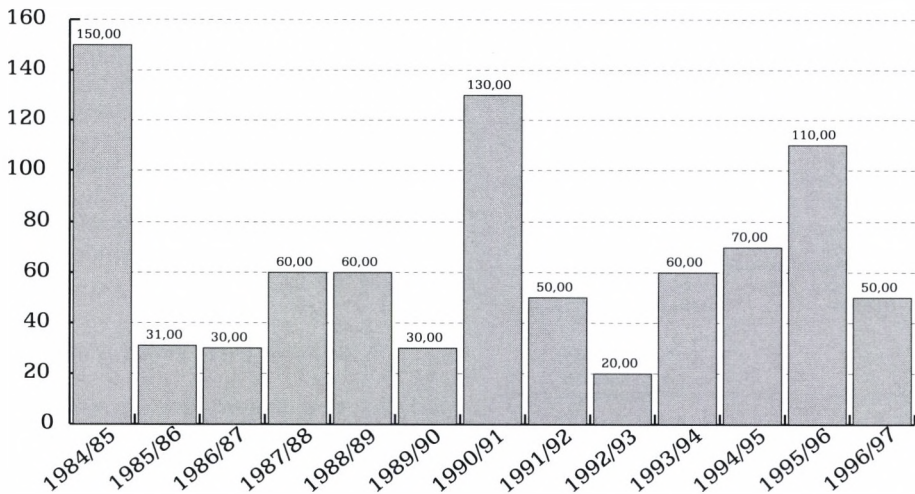
5. ábra. A nagy lilik maximális mennyiségei a tatai Öreg-tavon 1971/72. és 1996/97. időközében.  
 Figure 5. Maximum numbers of White-fronted Goose between 1971/72 and 1996/97. at Tata.

gében 100 példány alatt – figyelhető meg (6. ábra). Annak ellenére, hogy a nyári lúd magyarországi telelő állománya a '90-es évek során mintegy megháromszorozódott (az 1984–1990 közötti többnyire 7 000 példány alatti maximum 13 000-27 000 példányra erősödött (FARAGÓ 1996b) és a dunántúli telelőhelyek többségén (Fertő-tó, Kis-Balaton, Nyugat-Balaton, Dinnyési-Fertő, Soponyai-

halastavak, Rétszilasi-halastavak) többszázás, sőt ezres nagyságrendben tetőzik, mindeközben a tatai Öreg-tavon nem figyelhető meg hasonló tendencia.

#### Apácalúd (*Branta leucopsis*)

Bár a faj tatai előfordulásairól már az 1960-as évektől kezdődően vannak feljegyzések (BENYAKUGLI 1973, PHILIPPONA 1983), megfigyelései



6. ábra. A nyári lúd maximális mennyiségei a tatai Öreg-tavon 1984–1997. időközében.  
 Figure 6. Maximum numbers of Greylag Goose between 1984-1997 at Tata.

1981-től váltak rendszeressé (STERBETZ 1984, BERGH & PHILIPPONA 1986, MUSICZ 1990). Az esetek többségében 1-2 példány tartózkodott az Öreg-tavon (3. táblázat), 1986. december 17-31. között azonban szokatlanul nagy számban, 14 pld. volt megfigyelhető (MUSICZ 1990).

Megfigyeléseinek rendszeressé válása feltehetően a faj északi költőállományának és nyugat-európai telelő mennyiségének erősödésével (LEITO 1991, MADSEN 1991, PROKOSCH 1991) van összefüggésben.

**3. táblázat** A apacalúd előfordulása a tatai Öreg-tavon 1964–1997. között.

**Table 3.** Occurrence of Barnacle Goose between 1964–1997 at the Tatai Öreg-tó.

Év	Megfigyelési alkalmak	Max.	Forrás, megfigyelő
1964/65.	1	1	Benya & Kugli 1973
1970/71.	1	1	Benya & Kugli 1973
1974/75.	4	2	Philippona 1983
1980/81.	2	1	Bergh & Philippona 1983
1981/82.	2	1	Bergh & Philippona 1986
1983/84.	2	1	Bergh & Philippona 1986
1986/87.	1	14	Bergh & Philippona 1986
1992/93.	1	1	Musicz 1990
1994/95.	13	2	Musicz unpublished
1995/96.	1	1	Musicz unpublished
1996/97.	5	4	Ballabás, Csonka & Musicz

### Örvös lúd (*Branta bernicla*)

A *Branta*-fajok e legritkább képviselője az elmúlt 25 évben mindössze 3 telelési idényben fordult elő az Öreg-tavon (4. táblázat). Figyelemmel a nyugat-európai telelő populáció növekedő trendjére (MADSEN 1991), Magyarországon is várható megjelenéseinek gyakoribbá válása.

**4. táblázat** Az örvös lúd előfordulása a tatai Öreg-tavon 1986–1996 között

**Table 4.** Occurrence of Brent Goose at the Old Lake, Tata between 1986–1996.

Év	Megfigyelési alkalmak	Max.	Forrás, megfigyelő
1986/87.	1	3	Musicz 1990
1994/95.	2	1	Musicz unpublished
1995/96.	1	3	Csonka unpublished

### Vörösnyakú lúd (*Branta ruficollis*)

Előfordulásainak gyakorisága és a faj mennyisége – összhangban a főként fekete-tengeri telelő populáció erősödésével (MADSEN 1991, GORMAN & SEARGANT 1995) – ország-szerte nö-

vekedőben van. E jelenség nemcsak a klaszszikus kelet-magyarországi gyülekezőhelyek (KOVÁCS & ECSEDI 1995) esetében igazolható, hanem dunántúli viszonylatban is (pl. a Dinnyési-Fertőn 1996/1997 telén 24 példánnyal tetőzött mennyisége (FENVVESI szóbeli közlése).

Öreg-tavi előfordulásainak gyakorisága az apacalúdehoz hasonló. 1981–1997 között – egyre rendszeresebben – 7 telelési szezonban került elő (5. táblázat). Az esetek többségében 1-2 példány fordult elő Tatán, 1996/97 telén azonban 4 példányos csapatát is megfigyelték (SZIMULY szóbeli közlése).

**5. táblázat** A vörösnyakú lúd előfordulása a tatai Öreg-tavon 1980–1997. között.

**Table 5.** Occurrence of Red-breasted Goose between 1980–1997 at the Tatai Öreg-tó.

Év	Megfigyelési alkalmak	Max.	Forrás, megfigyelő
1980/81.	1	1	Bergh & Philippona 1986
1981/82.	2	1	Bergh & Philippona 1986
1983/84.	2	1	Bergh & Philippona 1986
1990/91.	2	2	Musicz unpublished
1993/94.	1	1	Musicz unpublished
1994/95.	3	2	Musicz unpublished
1996/97.	5	4	Musicz, Szimuly unpublished

### Indiai lúd (*Anser indicus*)

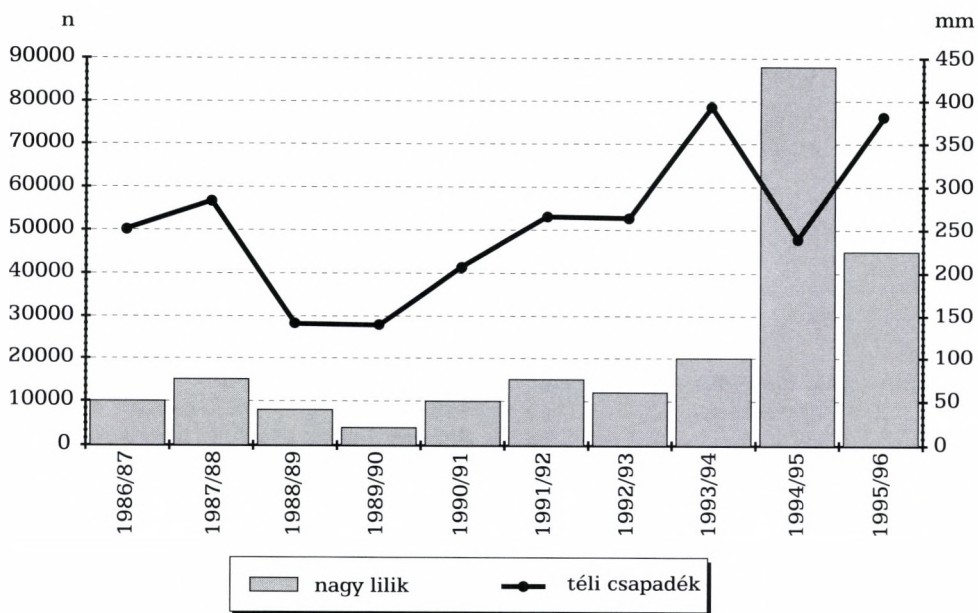
Bár a faj nem szerepel Magyarország hivatalos névjegyzékén (MAGYAR 1995), a vadludakról alkotott helyzetkép teljessége érdekében ismertetem eddigi két öreg-tavi előfordulását.

Az 1981/82-es telelési idény végén 1982. március 5-én 1 ad. példányát észlelték Tata közelében, a Kocs-Nagyigmánd közötti táplálkozóterületen (BERGH & PHILIPPONA 1986).

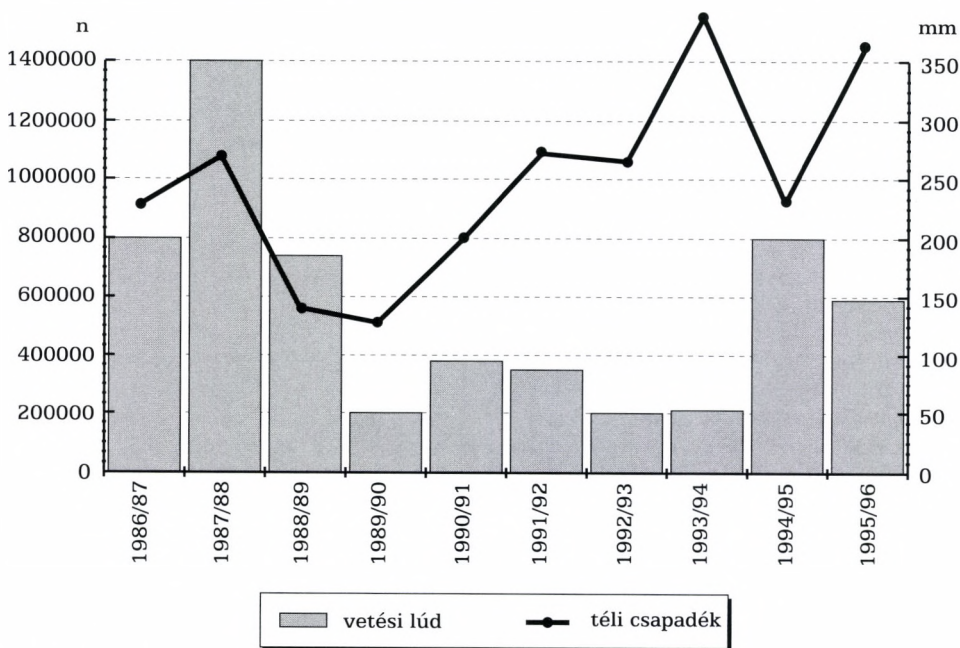
1994/95 telén – a hosszú évek után igen erőssé vált öreg-tavi vadlúdforgalom során – 1994. december 21-25. között tartózkodott egy juv. példány a tavon.

### A klimatikus tényezők szerepe

Az Öreg-tó vadlúdvonulásban betöltött szerepét nagymértékben határozzák meg egyes klimatikus tényezők. Szoros összefüggés tapasztalható a napi minimumhőmérséklet és a tavon gyülekező vadlúdmennyiség között. A telelési időszak elején (október) és végén (február-március) inkább fordított arány figyelhető meg, míg



7. ábra. Az Öreg-tavon gyülekező nagy lilik éves összmenységének összefüggése a téli félévi csapadékösszeggel.  
 Figure 7. The number of wintering White-fronted Goose related with annual rainfall at the Old Lake, Tata



8. ábra. Az Öreg-tavon gyülekező vetési lúd mennyiségének összefüggése a téli félévi csapadékösszeggel.  
 Figure 8. The number of wintering Bean Goose related with annual rainfall at the Old Lake, Tata

november-január időszakában igen erős pozitív korreláció adódik, néha 1-2 °C hőmérsékletváltozásra is igen érzékenyen reagálnak a ludak. E szoros kapcsolatot csupán a hóvastagság növekedése bontja meg. (Musicz 1990).

Hasonlóan szoros összefüggés van a vadludak szezonális össz mennyisége és a téli össz csapadék mértéke között (7-8. ábra). Az ábrából leolvasható, hogy a téli csapadék-összegek növekedésével egyidejűleg a lúd mennyiség is növekedett, mely tendencia az elmúlt 2 évben ellenkező értelművé vált.

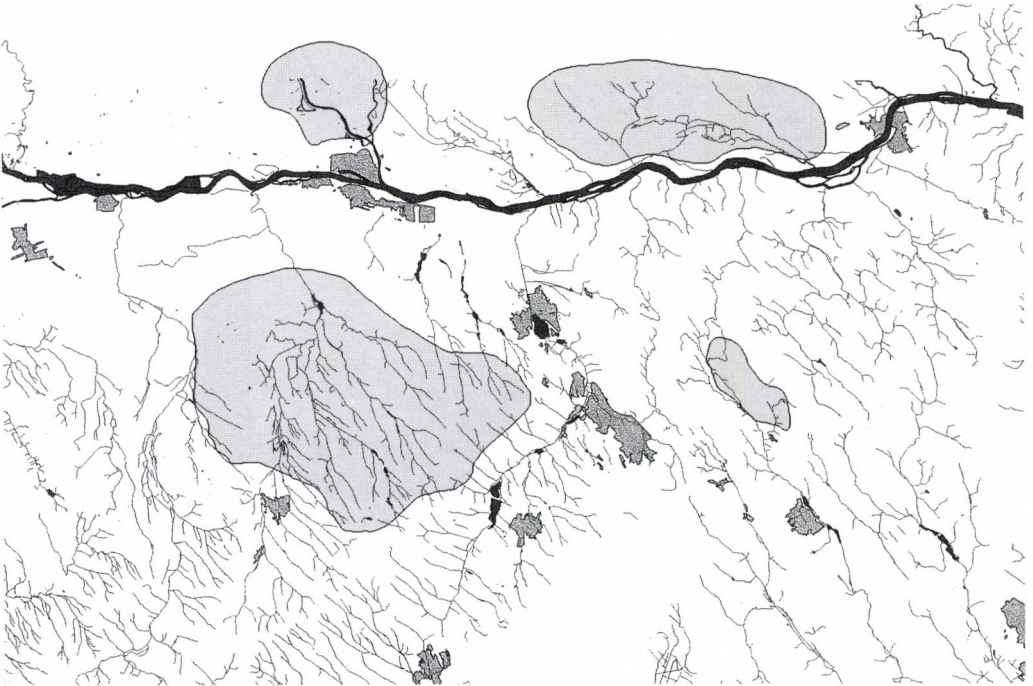
### A Tatán telelő vadludak táplálkozási lehetőségei

A tatai Öreg-tavon telelő vadludak fő táplálkozóhelyei a Kisalföld, illetve a szlovák alföld mezőgazdasági területein találhatóak (9. ábra), jórészt 20 km-es körzetben. Az agrártájkának a kárpótlás, privatizáció következtében ország-szerte mind jellemzőbbé váló aprózódási folyamata, mozaikossá válása e területek vonatkozásában kevésbé figyelhető meg, így a ludak

részére ma is jórészt nagy kiterjedésű, nagyüzemi táblák (kukoricatarlók, illetve őszi búza vetések) állnak rendelkezésre.

### Az öreg-tavi vadlúd-gyülekezőhely regionális térkapcsolatai

Tata az európai madárvonulás szempontjából kiemelkedő jelentőségű Duna völgyétől mindössze 10 km-re, két természetföldrajzi nagytáj, a Kisalföld és a Dunántúli-középhegység találkozásánál helyezkedik el. A Pannón-régió szomszédos nagy vadlúdtelelőhelyei részben nyugatra (Fertő-tó 115 km), részben dél-délkeletre (Dinnyési-Fertő 55 km), illetve dél-délnyugatra húzódnak (Kelet-Balaton 130 km). Északi irányban, Szlovákiában hasonló adottságú telelőcentrum nem található. Alkalmanként a Duna Gönyű-Szob közötti szakaszán is jelentős számban telelnek vadludak, de leginkább az elmúlt néhány év során lehet ugrásszerű állománynövekedést tapasztalni és napjainkban Nyergesújfalu Duna-szakaszán (Tatától mindössze 25 km-re) egy európai

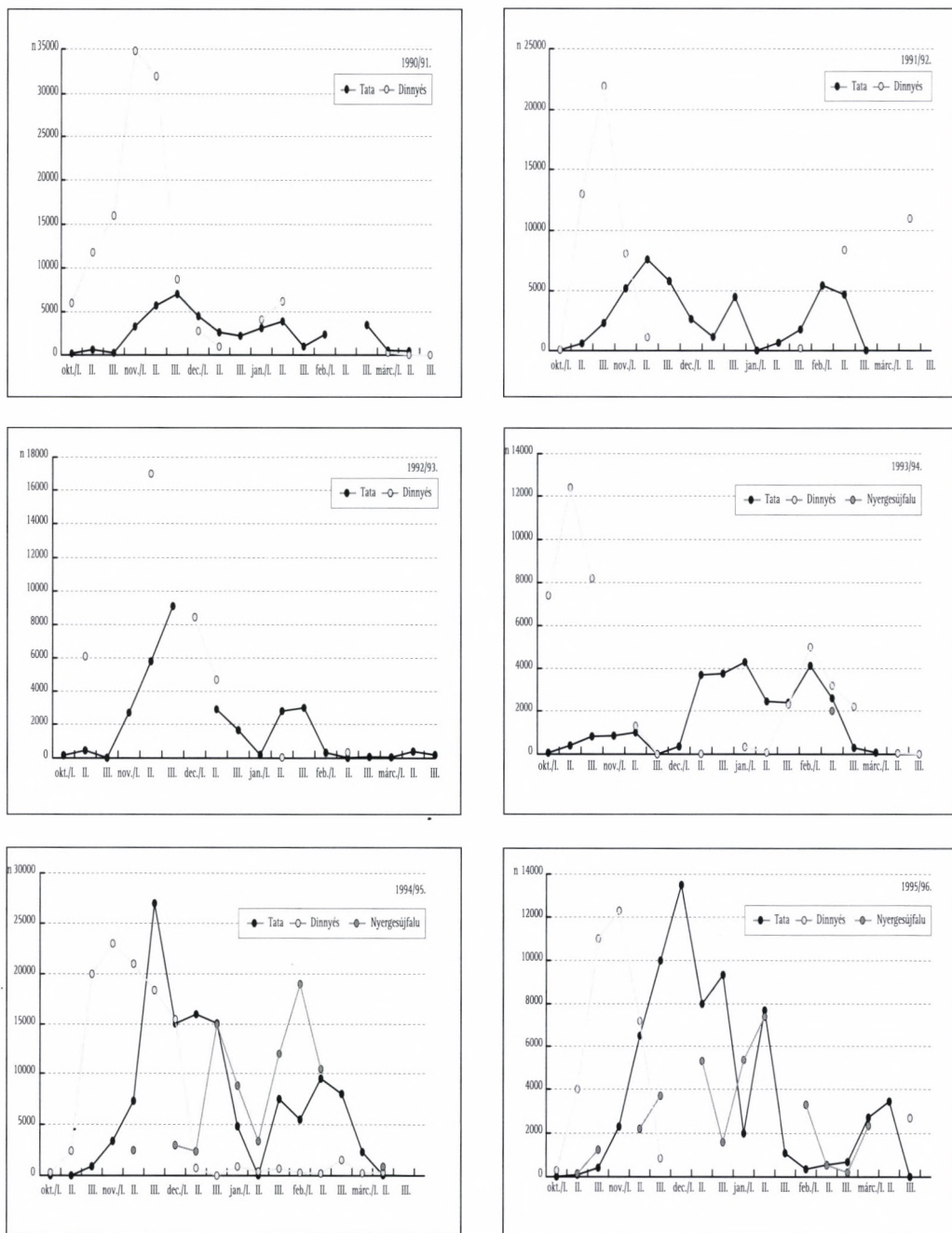


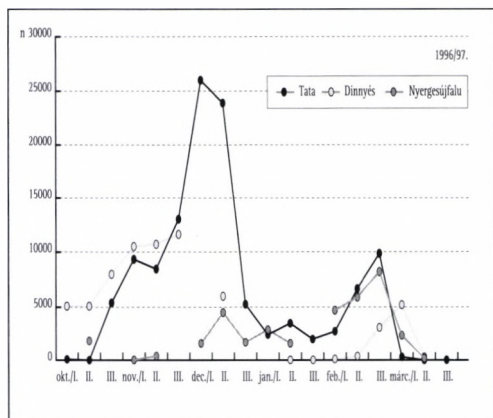
9. ábra. A Tatán telelő vadludak fő táplálkozóterületei.

Figure 9. Main feeding sites of geese wintering in Tata.

**10. ábra.** A Tatán és a szomszédos gyülekezőhelyeken telelő vetési ludak állományának alakulása dekádonként 1990–1997. között.

**Figure 10.** Development of the wintering population of Bean Goose at Tata and at two neighbouring wintering sites between 1990 and 1997 in ten days periods.





jelentőségű gyülekezőhely van kialakulóban. A vizsgálatok azt mutatják, hogy az itteni éjszakai gyülekezőhely kialakulása rendkívül szoros kapcsolatban áll a tatai telelőcentrum esetében tapasztalható jelenségekkel (lásd alább).

Ahhoz, hogy a tatai Öreg-tónak a Pannon-régió szomszédos, nagyforgalmú vadlúd-gyülekezőhelyeivel fennálló kapcsolatait meghatározhassuk, rendkívül intenzív és jól szervezett monitoring tevékenység szükséges. A 6. táblázatban a tatai Öreg-tó és a Tatához legközelebbi gyülekezőhelyek néhány paramétereit ismertetem.

Fenti területek a Duna nyergesújfalui szakaszának kivételével a Ramsari Egyezmény jegyzékén is szerepelnek. Tekintettel arra, hogy Tatának a legerősebb vonulási kapcsolata – a legkisebb távolságnál fogva – a Dunával és a Dinnyési-Fertővel valószínűsíthető, így e két területtel kiemelten foglalkozom.

A szomszédos telelőhelyek közötti kapcsolatok megítéléséhez a dekádonkénti állományadatokat vettem alapul. Bár ez a szokásos havi

bontáshoz képest jóval több következtetésre nyújt alkalmat, a regionális kapcsolatok egzakt feltárásához természetesen jóval gyakoribb – optimális esetben legalább 5 naponkénti – egyidejű megfigyelésre volna szükség a három terület vonatkozásában.

1990–1994 között csak Tata és a Dinnyési-Fertő adatai hasonlíthatók össze, majd 1994-től a Dunán is rendszeressé vált a dekádonkénti állományfelmérés.

A megállapítások a domináns vetési lúdra vonatkoznak (10. ábra).

A 10. ábrából jól látható, hogy igazi értékelésre csak az egyidejű adatok megléte nyújt kellő alapot és az egyes „szakadások” (egy-egy dekád számlálásból való kimaradása) igen zavaró lehet.

### Néhány következtetés

- Szembetűnő, hogy a Dinnyési-Fertőn rendszerint már október első vagy második dekájában többeszes tömegekben van jelen a vetési lúd, miközben az Öreg-tó és a Duna még alig játszik szerepet. A vizsgált években ősztől az első fagyok beálltaig a Mezőföld játszotta a legfontosabb szerepet, s mind a Duna, mind Tata jelentősége csak november végétől nőtt meg.
- Amíg Tatán az 1990–1994 közötti években viszonylagos pangás volt megfigyelhető a ludak mennyiségében, addig Dinnyésen nem maradtak el a tízezret vagy akár több tízezret meghaladó őszi tömegek (igaz, ezek csupán rövid ideig tartottak ki itt).
- Rendkívül látványos a Duna szerepének növekedése 1994-től. Tartósan hideg időjárás (és a tavak befagyása) esetén a 3 terület teljes lúdállományának akár fele, háromnegyede is itt zsúfolódhat össze.
- A nyergesi telelőhely kialakulása és jelentősé-

**6. táblázat.** A tatai Öreg-tóval szomszédos vadlúd-gyülekezőhelyek szerepe a vadludak vonulásában  
**Table 6.** The importance of other geese wintering sites neighbouring Tata

Telelőhely	Távolság, irány	Maximális telelő állomány 1984–1996*		
		<i>Anser fabalis</i>	<i>Anser albifrons</i>	<i>Anser anser</i>
Duna, Nyergesújfalu	25 km ÉKK	19000	3000	270
Dinnyési-Fertő	55 km DDK	50000	25000	1200
Kelet-Balaton	130 km DNY	19000	7500	50
Fertő-tó	115 km NY	26600	8600	11500
Tata	-	36400	3500	150

\*FARAGÓ (1996b) és FARAGÓ-JÁNOSKA (1996) nyomán

gének szembetűnő erősödése szorosan összefügg a tatai Öreg-tó szerepének 1990–1994 között bekövetkezett csökkenésével.

- Igen szembetűnő, hogy míg a Tatán gyülekező ludak az 1980-as években rendszeresen jártak át Szlovákiába táplálkozni, addig 1991 óta csak elvétve repülnek ki ebbe az irányba. Ez egybe esik a nyergesi pihenőhely jelentőségének növekedésével, vagyis a Tatáról korábban Szlovákiába (meglehetősen nagy távolságra) táplálkozni járó ludak a közelebbi Duna-szakaszon alakították ki nagyforgalmú gyülekezőhelyüket. Ennek kialakulásában természetesen több más tényező is szerepet játszott (pl. a Nyergesi-sziget szlovák oldali Duna-ágának elzárásával a szakasz csendes sodrásúvá – és ezáltal éjszakázásra alkalmasabbá – vált, ugyanakkor a tatai „anyapopulációt” jelentős zavaró hatások érték a '80-as évek végétől stb).
- Messzebb menő következtetésekhez nem elegendő a 10 naponkénti maximális példányszámok összehasonlító vizsgálata. A nagyobb gyakoriságú (pentádonkénti vagy hetenkénti) állományfelméréseket célszerű kiterjeszteni az ország más gyülekezőhelyeire is, mivel egyes telelőcentrumok (pl. Kis-Balaton, Fertőtó, Kiskunság, Hortobágy) jelentősége a vetési lúd vonulásában ugrásszerűen megnőtt az elmúlt években (FARAGÓ 1996).

### A régió vadlúd-telelőhelyeinek rövid jellemzése 1990–1997. között

#### *Dinnyési-Fertő*

A három terület viszonylatában e telelőhely tűnik a legstabilabbnak, noha a vetési ludak mennyiségében itt is megfigyelhető egy csökkenő tendencia 1990–1994. között (35 000-ről 12 000 példányra!) mint Tatán, vagy mint országosan viszonylatban is, s melyet hirtelen növekedés váltott fel 1994/95-ben.

A dekádonként észlelt maximális csapatnagyságok tekintetében elmondható, hogy a Dinnyésen telelő vetési ludak mennyisége az esetek 24,0%-ában haladta meg a 10 000 példányt (ugyanezen arány Tatán 16,5%, a nyergesújfalui Duna-szakaszon pedig 10,9%).

A telelési szezonra viszonylag magas őszi csúcs (12 000-35 000 pld.) és a rendkívül alacsony télvégi kulmináció (5 000-11 000 pld.) jellemző.

#### *Nyergesújfalú, Duna*

E telelőhely nemzetközi jelentősége mindössze néhány éves múltra tekinthet vissza, de szerepe mind meghatározóbbnak tűnik.

A telelési időnyire a viszonylag alacsony őszi vonulási csúcs (3 000-5 000 pld.) és a jóval magasabb példányszámú télközép vagy télvége (8 000-19 000 pld.) jellemző.

#### *Tatai Öreg-tó*

A 10. táblázat adatsorai alapján e telelőhelyet az alacsony októberi mennyiségeket követő kiugró november-decemberi tetőzés (4 000-27 000 pld.), majd egy ennél többnyire jóval szerényebb télvégi maximum (3 000-10 000 pld.) jellemzi. Érdekes jelenség, hogy a '80-as évek elején a télvégi mennyiség általában jóval nagyobb volt az őszinél és az Öreg-tavat a Pannon-régió legjelentősebb koratavaszi pihenőhelyeként tartották számon (LEBRET 1982).

### Az Öreg-tó környezetének antropogén hatásai

Az 1960-as évekig itt fakadt számos langyos forrás a legkeményebb hidegben is jégmentesen tartotta a telente leeresztésre kerülő és nagykiterjedésű tocsogós, zátonyos mederré váló tó jelentős részét. E természetes klimatikus hatás szerepét vette át részben a tó vízgűjtőjére telepített nehézipar – s főként a tatabányai és oroslányi erőművek – jelentős hőszennyezése, mely közvetlenül terheli az Öreg-tavat tápláló Által-eret. Amikor a magyarországi tavak többségét jég borítja, az Öreg-tavon fennmaradó jégmentes vízfelületek akkor is megfelelő pihenőhelyet biztosítanak az itt telelő vadludaknak (MUSICZ 1990).

A város a tavat a part jelentős hányadán (kb. 2/3-án) közvetlenül övezi, így az itt gyülekező ludakat igen összetett és nagymértékű antropogén hatásrendszer terheli (MUSICZ 1992). E hatásrendszer legfontosabb elemeit az alábbiakban foglalom össze.

#### **Vadászat**

Kétségtelen tény, hogy a vadászat korábban igen nagy megterhelést jelentett az Öreg-tavon. FARAGÓ (1982) szerint 1977-ben Tatáról került ki az országos liberatériék 12%-a, de e túlzott vadászati megterhelést holland kutatók

vizsgálatai is alátámasztják: 1980. november 22-én a reggel kihúzó ludakra 20 perc alatt 305, másnap pedig 25 perc alatt 449 (!) lövés esett (BERGH & PHILIPPONA 1986).

A vadászok felállási helye 1987-től fokozatosan hátrább tolódott a tó partjától és bár 1989-ben a tavat felvették a Ramsari Egyezmény jegyzékébe, megoldást csak az az 1993-as miniszteri rendelet hozott, mely végérvényesen megtiltotta a tavon és a közvetlen környékén történő vízivad vadászatot. Feltehetően ennek köszönhető elsősorban, hogy a tavon éjszakázó ludak reggeli kirepülési ideje mintegy 50 perccel kitolódott a tilalom előtti időszakhoz képest (átlagos kirepülési időnek azt vettem, amikor a tavon éjszakázó lúdtömegnek legalább 90%-a elhagyta a tavat).

### Fényhatások

A tó sajátos fekvésénél fogva e hatással fokozottan és több vonatkozásban kell számolnunk. A legközvetlenebb problémát a tóparti zavaró fények, illetve a tópartra alkalmanként illegálisan behajtó gépjárművek fényszórói jelentik, melyek számos esetben idézték elő a vadludak tömeges felriadását vagy kirepülését. Ugyancsak nem elhanyagolható problémát jelent magának a városnak az egyre intenzívebbé váló fényszennyező hatása. A közvilágítási lámpahelyek jelenleg mintegy 2 500-ra tehető száma évről évre növekszik, de mindezekon túlmenően szaporodnak az egyéb városi fényforrások is. 1996/97 telén pl. egy tóparti disco fényreklámja jelentett újabb zavaró hatást.

### Zajhatások

Tekintettel arra, hogy a mintegy 25 000 lakosú Tata városa a tavat csaknem teljesen körülvézi, így a városi zajok, de különösen a járműforgalom okozta zajhatások nagymértékben terhelik a tó nyugalmát. A tótól kb. 1 km-re húzódó M1 autópálya napi forgalma mintegy 100 000(?) egységjárműre tehető, a tó keleti oldalán (50-500 méterre) húzódó 100-as főközlekedési út pedig mintegy 13 500 E/nap-ra (1992). Ugyancsak közelben (1 km-re) húzódik a Budapest-Hegyeshalom vasúti fővonal is, melynek szakaszos, de intenzív forgalma szintén zavaró lehet. A közlekedési eredetű zajok hatását csupán részben tudják mérsékelni a tóparti erdősávok. 1997. februárjában a tó keleti partján mért átlagos zajsztint 49 dB volt, a maximális érték pedig 66

dB-nek adódott. A közlekedési zajok a mindenkori időjárás és hangterjedési körülmények szerint jelentenek zavaró (nyugtalanító) hatást a ludakra.

A zajhatásokhoz sorolható még az a Szilveszterenként visszatérő jelenség, melynek során a tóparton petárdák, rakéták százait robbantják fel. A robaj sokszerűen hat a tavon éjszakázó ludakra és a többezernyi madár rendszerint azonnal elhagyja a tavat és részben a közeli Dunán, vagy más tavak környezetében keres menedéket, részben pedig – miként azt éjszakai megfigyelések is igazolják – ilyenkor húznak át tömegesen a szomszédos gyülekezőhelyekre.

### Levegőszennyezettség

Bár e környezeti tényező madárvonulásra gyakorolt hatása nem mutatható ki egyértelműen, a kép teljességéhez hozzátartozik a tény, hogy az 1990-es évekig a Tata-Tatabánya-Oroszlány környéki és a Duna-menti ipari agglomeráció (Komárom, Almásfüzitő, Lábatlan, Nyergesújfalu, Dorog, Esztergom) az ország egyik legszennyezettebb régiójának számított. A helyzet azóta – elsősorban a térségi gázprogramnak köszönhetően – jelentősen javult, de a levegő szennyezettségét még így is számottevőnek kell tekinteni.

### Közvetlen emberi zavarás

Ezen antropogén tényező rendkívül változatos megnyilvánulási formáival kell számolnunk:

- a leeresztett tó iszapján közlekedő emberek (sétálók, amatőr madármegfigyelők, filmezők)
- az őszi lehalászások munkálatai (csónakosok a vizen, gépek a parton)
- a sokszor alkonyatig a tó jegén korcsolyázó emberek
- egyéb tóparti vagy tavon végzett alkalmi munkálatok (munkagépek hajnali vagy esti mozgása pl. az 1986–1988. évi tőrekonstrukció során)
- hajnali vagy esti horgásztevékenység, stb.

Mindezen hatások számos alkalommal idézik elő a vadludak tömeges nyugtalanságát illetve korábbi (esetenként azonnali) kirepülését. A tó keleti oldalán vízparti sétány húzódik végig, így az innen megnyilvánuló zavaró hatásokat semmi nem gátolja.



### Tájátalakító tevékenység

Szinte az egész világon egyedülálló, hogy egy olyan tó, mely nagymértékben iparosodott, urbanizálódott térségben fekszik, melyet egy város csaknem teljesen körülvesz, melynek vízén országos és nemzetközi vízisport-bajnokságokat rendeznek, s melyet nyaranta fürdőzők ezrei keresnek fel, egyúttal európai jelentőségű vízmadár gyülekezőhely is legyen.

A tavat övező város az elmúlt két évszázad folyamán többszöröseire nőtt, de a városon kívüli területhasználat is egyre intenzívebbé válik. A tó DK-i és DNY-i erdejében az 1970-es években üdülőterületek épültek ki, s e tendencia jelenleg is tart (a nyugati oldalon újabb üdülőfalva létesül, a tótól délre elterülő tájon pedig nagyterjedésű golfpályát és idegenforgalmi központot hoznak létre. Természetesen a távolabbi területeken bekövetkezett táj-átalakítások is ide sorolhatók (ipari és mezőgazdasági üzemek, új városrészek stb.). A táj-átalakítás közvetett hatásai évtizedről évtizedre egyre jelentősebb természetvédelmi problémákat jelenthetnek.

Ugyancsak a táj-átalakító tevékenységek körébe sorolható – igaz, pozitív értelemben – az a tervezett élőhelyrekonstrukció, melynek keretében részben visszaállításra kerülnek a korábbi évtizedek során feltöltött, tönkretett tóparti vizes élőhelyek (nádasok, mocsarak, ligeterdők), részben pedig a jelentősen feltöltődött tömederben kerül kialakításra egy vízmadár-védelmi és vízminőség-védelmi szempontból egyaránt előnyös zátonyrendszer. A tó vízminőségének helyreállítására 1996-ban elfogadott stratégia szerint a tó hasznosításának elsődleges prioritása az ökológia és természetvédelem, s ezen szempontoknak kell alárendelni az egyéb tóhasználati tevékenységeket (üdülés, idegenforgalom, vízisport, ipari- és mezőgazdasági vízkivétel, halászat stb.).

### Vízszintszabályozás

Az Öreg-tó halastóként történő üzemeltetése (őszönkénti leeresztése, tavaszi feltöltése) pozitívan befolyásolja a vadlúdforgalmat, hiszen a teelési időszak során nagy kiterjedésű iszaphátakkal, tocsogókkal tarkított, sekély vízfelület biztosít ideális pihenőhelyet számukra. A megfigyelések tanúsága szerint sem a túl magas, sem a túl alacsony vízszint nem

kedvező a vadludak számára. A tó és környezetének jelenleg körvonalazódó rekonstrukcióját e tényező messzemenő figyelembe vételével kell végrehajtani.

### A vadlúdforgalom értékelése az Öreg-tavon telelő egyéb vízmadár-tömegek ismeretében

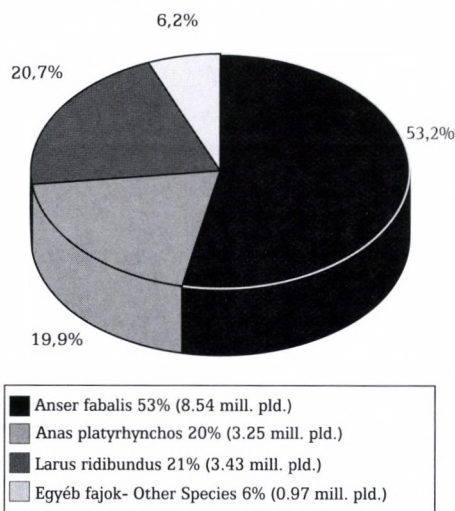
A tatai Öreg-tó elsősorban vadlúdforgalma révén vált nemzetközi jelentőségűvé, szerepe azonban az itt telelő egyéb vízmadárfajok szempontjából is kiemelkedő. Bár az interspecifikus kapcsolatok vadlúdtelélést befolyásoló hatása nem egyértelmű, mégis szükségesnek tartom a ludakat körülvevő vízmadár-együttest figyelembe venni.

Az október-március időszakában előforduló több, mint 50 vízmadárfaj köréből a réce- és sirályfélék telelő tömegei a legjelentősebbek.

Az 1984–1997 közötti vizsgálatok alapján a vetési lúd 53%-kal, a tőkés réce 20%-kal, a dankasirály pedig 21%-kal részesedett az Öreg-tó mintegy 16 milliós téli vízmadárforgalmából (13. ábra). Nagyságrenddel kisebb tömegben van jelen a téli időszakban a vihar-sirály (*Larus canus*) (1,6%), a nagy lilik (*Anser*

**13. ábra.** A tatai Öreg-tó téli vízmadár-forgalmából részesedő domináns fajok 1985-1997. időközében.

**Figure 13.** The rate of dominant species sharing the wintering wildfowl turnover between 1985 and 1997 at the Old Lake.



*albifrons*) (1,6%), a csörgő réce (*Anas crecca*) (1,3%) és a sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*) (1,0%). Az Öreg-tó téli félévekre eső vízimadárforgalmának fennmaradó hányadán (0,7%) csaknem 50 faj osztozik. Mindezekből jól látható, hogy a 7. táblázatban felsorolt fajok egy része ugyan viszonylag maximális példányszámmal jellemezhető, egy-egy telelési időnyeknek azonban csupán kisebb részén – netán töredékében – van jelen, így e fajok szezonális részesedése is elenyésző. Az elsősorban 3 domináns faj vonatkozásában keresendő interspecifikus kölcsönhatások pontos ismeretéhez további kutatások szükségesek.

A különböző vízimadár-fajok átvonuló tömegeit a

**7. táblázat.** A tatai Öreg-tavon október–március időszakában jelentősebb mennyiségben (min. 100 pld.) előforduló vízimadár-fajok.

**Table 7.** Waterfowl species occurring in more particular numbers (min 100 ind.) at the Öreg-tó from October to March.

Faj Species	Maximum példányszám Max. numbers
Kárókatona ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	500
Szürke gém ( <i>Ardea cinerea</i> )	124
Vetési lúd ( <i>Anser fabalis</i> )	70 000
Nagy lilik ( <i>Anser albifrons</i> )	3 500
Nyári lúd ( <i>Anser anser</i> )	130
Rövidcsőrű lúd ( <i>Anser brachyrhynchus</i> )	122
Tökés réce ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	6 600
Csörgő réce ( <i>Anas crecca</i> )	750
Kanalas réce ( <i>Anas clypeata</i> )	140
Barátréce ( <i>Aythya ferina</i> )	610
Kontyos réce ( <i>Aythya fuligula</i> )	116
Szárcsa ( <i>Fulica atra</i> )	410
Bibic ( <i>Vanellus vanellus</i> )	1 000
Pajzsoscankó ( <i>Philomachus pugnax</i> )	200
Füstös cankó ( <i>Tringa erythropus</i> )	110
Dankasirály ( <i>Larus ridibundus</i> )	9 000
Viharsirály ( <i>Larus canus</i> )	1 200
Sárgalábú sirály ( <i>Larus cachinnans</i> )	700

maximális példányszám nem mindig tükrözi hűen (hiszen azok alkalmi nagy csoportosulások is lehetnek), ezért a 3 domináns faj (*Anser fabalis*, *Anas platyrhynchos*, *Larus ridibundus*) esetében megvizsgáltam az átvonuló madármennyiségek „tartósságát”, azaz az egyes telelési szezonokra vonatkoztatott összmenyiségét is. A szezonális összmenyiség (az angolszász irodalomban elterjedt „goosedays”) elsősorban a tó tápanyagterhelésének pontosabb meghatározásához nyújt majd

lehetőséget. Figyelemmel az Öreg-tavon gyülekező vadlúdfajok nagy gyakoriságú (átlagosan 3 naponkénti) állományfelmérésére, a teljes szezonális összpéldányszám meghatározása meglehetősen pontos mintavételezésen alapszik.

### Az Öreg-tavon telelő vadludak eutrofizációs szerepe

Mint ahogy arra egyes vizsgálatok rámutatnak, a nagytömegű vízimadár gyülekezés a tavak ökológiai rendszerében számottevő tápanyagbevitelként jelentkezhet és – az adott tó méretétől függően – jelentős mértékben hozzájárulhat azok eutrofizációjához (KALBE 1982, RUTSCHKE 1987, MOOIJ 1992, STERBETZ 1992).

A tatai Öreg-tó vízminőségjavításával, tápanyagmérlegével foglalkozó eddigi tanulmányok figyelmen kívül hagyták azt, hogy a huzamosan itt tartózkodó olykor többtizezernyi vadlúd és egyéb vízimadár a tavat netán nem kis mértékben terhelheti.

SZILÁGYI (1992) mérései és modellvizsgálatai alapján a tó összes foszfor (ÖP) terhelése 225 kg/nap (82 t/év), mely az alábbiak szerint tevődik össze:

Szennyvíz eredetű:	196 kg/nap
Halászat:	20 kg/nap
Diffúz terhelés:	10 kg/nap
Tata városi elfolyás:	5 kg/nap

Noha a vízimadarak exkrementum produkciója által előidézett tényleges tápanyagterhelés mértékének meghatározása még alapos vizsgálatokat igényel, az azonban megállapítható – figyelembe véve a témában született külföldi vizsgálatok eredményeit is –, hogy e hatás egyáltalán nem elhanyagolható. A vadludak táplálkozási sajátosságait, energiaigényét, anyagcsere-folyamatait, tavon tartózkodási idejét stb. figyelembe véve, az elmúlt 10 telelési időszak folyamán a ludak mintegy 7,6 tonna nitrogénnel (N), 3,5 tonna foszfáttal (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) és mintegy 7 tonna káliummal (K<sub>2</sub>O) terheltek az Öreg-tavat. Hangsúlyozom, hogy ezek csak előzetesen és elméletileg kalkulált adatok, pontosításukra a PANNON Agrártudományi Egyetem laborvizsgálatait követően kerül sor. E nagyságrendből annyi megállapítható, hogy a ludak a tó szennyezettségének kb. 0,5%-át adják.

## A tatai Öreg-tó ökológiai rehabilitációjának várható iránya

Az Öreg-tó vízminőségének javítása érdekében az 1960-as évektől kezdődően számos beruházás valósult meg az Által-ér vízgőyűjtőjén. Sajnos e beavatkozások egy része nem vette figyelembe az ökológiai szempontokat és olyan folyamatokat indított el, melyek hátrányosan befolyásolták a tavi ökoszisztéma működését és stabilitását. E hatások kiküszöbölése érdekében a vízminőség javítását új alapokra kellett helyezni és 1991-ben már ezzel a szemlélettel készült el az Amerikai Környezetvédelmi Ügynökség (U. S. EPA) közreműködésével a vízgőyűjtő új fejlesztési terve. Tata Város Önkormányzata 1996-ban megalkotta ezzel kapcsolatos stratégiáját. E stratégia a tó hasznosítására az alábbi prioritásoknak megfelelően készült:

- I. szint: árvízvédelem
- II. szint: ökológia – természetvédelem
- III. szint: üdülés – idegenforgalom – sport
- IV. szint: ipari és mezőgazdasági célú hasznosítás (halászat is)

Ennek megfelelően készült el 1997-ben a rehabilitáció cselekvési programja, melyet a „Tatai Öreg-tóért” Közalapítvány és az Által-ér Vízgyűjtő Helyreállítási és Fejlesztési Szövetség koordinál. A program keretében biológiai szűrőmezők formájában állítják vissza az Által-ér menti egykori vízi élőhelyeket, megszüntetik a szennyezőforrásokat, javítják a szennyvíztisztítás hatásfokát stb. Az öreg-tavi vadlúd-gyülekezőhely szempontjából kiemelt jelentősége lesz annak az élőhelyrekonstrukciós programnak, melynek keretében a tó partmenti vízi élőhelyeit visszaállítják és a ludak jelenlegi éjszakai-zónahelyét mesterséges zátonyrendszer kialakításával teszik még kedvezőbbé.

A fejlesztés eredményeként az Öreg-tó vízgőyűjtőjén több, mint 100 hektár vízi élőhely jön létre, ami várhatóan mind ökológiai, mind természetvédelmi szempontból előnyös lesz. Mindezekkel párhuzamosan mind határozottabb természetvédelmi intézkedések szükségesek a tó közvetlen környezetében is.

## Következtetés és javaslat

A tatai Öreg-tó magyarországi vadlúdvonulásban betöltött szerepe – elsősorban környezetének rendkívül összetett antropogén határendszeréből adódóan (és az utóbbi évek kiemelkedő vadlúdforgalma ellenére) – várhatóan csökkenni fog a jövőben. E nem kívánatos folyamat lassítása (megakadályozása) érdekében különösen nagy jelentőségük van a tó környezetében tervezett élőhely-rekonstrukciós tevékenységeknek és a különböző természetvédelmi intézkedések következetes érvényre juttatásának. A vadludak eutrofizációs szerepének pontos megítéléséhez – és az esetleg szükségessé váló beavatkozások tervezéséhez – szükséges a megkezdett vizsgálatok folytatása.

Az Öreg-tó vadlúdforgalmát befolyásoló lokális tényezők egy része kivédhetetlen, aminek következtében a Duna nyergesújfalui szakaszán egy nemzetközi jelentőségű vadlúd-gyülekezőhely van kialakulóban. Megőrzéséhez hatékony szlovák-magyar összefogás szükséges.

A nagyléptékű ökológiai hatások vizsgálatához mind regionális, mind országos illetve nemzetközi vonatkozásban szükséges a monitoring tevékenység tér- és időbeli kiterjesztése. Csak ennek segítségével lehet rámutatni az egyes telelőcentrumok közötti vonulási kapcsolatok intenzitására.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Fenyvesi Lászlónak a rendelkezésemre bocsájtott publikálatlan dinnyési adataiért, de mindenekelőtt Szimuly Györgynek, aki a dolgozat elkészítéséhez jelentős technikai és módszertani segítséget nyújtott, illetve a nyergesújfalui Duna-szakaszról gyűjtött, eddig le nem közölt adatainak rendelkezésemre bocsájtásáért.

A PANNON Agrártudományi Egyetem Kaposvári Karának laboratóriumi vizsgálatainak megkezdéséért Szabó Balázs Ph.D. aspiránsnak tartozom köszönettel.

## Irodalom - References

- BENYA, L. & KUGLI, J. (1973): Tata madárvilága. In: A tatai Herman Ottó Kör munkái 1973/3.: 1-21.
- BERGH, L. M. J. VAN DEN (1984): Verplaatsingen van Rietganzen *Anser fabalis* tussen West- en Middeneuropese overwinteringsgebieden. Limosa 57.: 116-118.
- BERGH, L. M. J. VAN DEN & PHILIPPONA, J. (1986): The occurrence of geese (mainly Bean Geese) at Tata in the West of Hungary. Aquila 92: 65-80.
- BURGERS, J. (1990): Status of Bean Goose populations wintering in Western Europe. In: IWRB Goose Research Group Newsletter No. 3.: 11-12.
- EBBINGE, B., BERGH, L. VAN DEN, HAEREN, ANTON VAN DAN *et al* (.....): Numbers and distribution of wild geese in The Netherlands, 1979-1984. Wildfowl 37.: 28-34.
- FARAGÓ, S. (1982): A vízivadadászat Magyarországon 1970-1980. Nimród Fórum.
- FARAGÓ, S. (1995): Geese in Hungary 1986-1991. IWRB Publication 36.: 97.
- FARAGÓ, S. (1996a): A Duna Gönyű-Szob közti szakasza (1791-1708 fkm) vízimadár állományának 10 éves (1982-1992) vizsgálata. In: Faragó (szerk.): Magyar Vízivad Közlemények No. 1.
- FARAGÓ, S. (1996b): A Magyar Vadlúd Adatbázis 1984-1995.: Egy tartamos monitoring. Data base of geese in Hungary 1984-1995: A long-term monitoring. In: Faragó (szerk.): Magyar Vízivad Közlemények No. 2. Sopron: 3-168.
- FARAGÓ, S., Kovács, G. Sterbetz, I. (1991): Goose populations staging and wintering in Hungary 1984-1988. In: Fox-Madsen-van Rhijn (eds): Western palearctic geese. IWRB Special Publication No. 14.: 161-163.
- FARAGÓ, S., & JÁNOSKA, F. (1996): A vadlúd monitoring eredményei az 1995/1996-os idényben Magyarországon. In: Faragó (szerk.): Magyar Vízivad Közlemények No.2. Sopron: 169-212.
- FOG, M. (1982): Number of Bean Goose (*Anser fabalis* sp.) in the wintering areas. Aquila 89: 123-125.
- FOX, A.D., J. Madsen (J. Van Rhijn (eds).) 1991. Western Palearctic Geese. Proc. IWRB Symp. Kleve 1989 in Ardea 79(2).
- GANZENWERKGROEP NETHERLAND (1983): Ganzentellingen in Nederland in het seizoen 1980/81. Limosa 56.: 9-17.
- GANZENWERKGROEP NETHERLAND (1986): Ganzentellingen in Nederland en Vlaanderen in 1983/84. Limosa 59.: 25-31.
- GANZENWERKGROEP NETHERLAND (1987): Ganzentellingen in Nederland en Vlaanderen in 1984/85. Limosa 60.: 31-39.
- GANZENWERKGROEP NETHERLAND (1987): Ganzentellingen in Nederland en Vlaanderen in 1985/86. Limosa 60.: 137-146.
- GANZENWERKGROEP NETHERLAND (1989): Ganzentellingen in Nederland en Belgie in 1986/87. Limosa 62.: 81-90.
- GANZENWERKGROEP NETHERLAND (1990): Ganzentellingen in Nederland en Belgie in 1987/88. Limosa 63.: 71-79.
- GANZENWERKGROEP NETHERLAND (1991): Ganzentellingen in Nederland en Belgie in 1988/89. Limosa 64.: 7-15.
- GORMAN, G. & SEARGANT, D.E. (1995): Wintering of Red-breasted geese (*Branta ruficollis*) in South-East Europe. Aquila 102.: 21-28.
- KALBE, L. (1982): Ecological aspects of the occurrence of geese on lakes of the GDR with respect to some hygienic problems. Aquila 89.: 167-174.
- KOVÁCS, G. & ECSI, Z. (1995): A vörösnakú ludak (*Branta ruficollis*) számára gyarapodása a Hortobágyon. Aquila 102.: 209-210.
- LAMBRECHT, K. (1916): Fossilis nagy fülesbagoly (*Bubo maximus Flemm.*) és egyéb madármaradványok a magyarországi pleistocénból. Aquila 1915.: 176.
- LEBRET, T. (1982): Goose observations in the Pannonic region in October-December 1980 and in March 1981. aquila 89: 187-191.
- MADGE, S. & BURN, H. (1992): Wildfowl. An identification guide to the ducks, geese and swans of the world. Christopher Helm, London: 298.
- MADSEN, J. (1991): Status and trends of goose populations in the western Palearctic in the 1980s. In: Fox-Madsen-van Rhijn (eds): Western palearctic geese. IWRB Special Publication No. 14.: 113-122.
- MEIRE, P. & KUIJKEN, E. (1991): Factors affecting the number and distribution of wintering geese and some implications for their conservation in Flanders, Belgium. In: Fox-Madsen-van Rhijn (eds): Western palearctic geese. IWRB Special Publication No. 14.: 143-157.
- MOOLJ, J. H. (1982): The „Niederrhein“ (Lower Rhine) area (North Rhine Westphalia, Federal Republic of Germany), a Goose wintering area of increasing importance in the Dutch-German border region. Aquila 89.: 285-297.
- MOOLJ, J. H. (1991): Numbers and distribution of grey geese (genus *Anser*) in the Federal Republic of Germany, with special reference to the Lower Rhine region. In: Fox-Madsen-van Rhijn (eds): Western palearctic geese. IWRB Special Publication No. 14.: 125-133.

- MOOL, J. H. (1992): Behaviour and energy budget of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia, Germany. *Wildfowl* 43.: 121-138.
- MUSICZ, L. (1990): Vadlúdmozgalmak vizsgálata a tatai Öreg-tavon az 1984-1989 közötti időszakban. Wild goose movements on the Tata Öreg Lake 1984-1989. *Aquila* 96-97.: 19-35.
- MUSICZ, L. (1992): A tatai Öreg-tó vadlúdforgalmának antropogén hatásvizsgálata. LIMES – Komárom-Esztergom Megyei Tudományos Szemle 1992/2. Tatabánya: 29-40.
- MUSICZ, L. (1993): A területfejlesztések természetvédelmi vonatkozásai a Tatai-medencében. Diplomadolgozat. ELTE Humánökológus Szak, Budapest.: 46.
- MUSICZ, L. (1996): Komárom-Esztergom megye helyi védettségű természeti értékei. In: Tardy (szerk.): Magyarországi települések védett természeti értékei. Mezőgazda Kiadó, Budapest: 309-333.
- MUSICZ, L. (1996): A tavak, víztározók ökológiai-termesztvédelmi szerepe a Tatai-medence madárvilágában. LIMES – Komárom-Esztergom megyei Tudományos Szemle. Tatabánya
- PHILIPPONA, J. (1983): Beobachtungen von Wildganssen bei Tata/VR Ungarn. *Der Falke* 1983-7.: 225-227.
- RUTSCHKE, E. (1987): Die Wildgans Europas. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin: 255.
- STERBETZ, I. (1972): Vízivad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- STERBETZ, I. (1984): Megfigyelések a tatai Öreg-tó környékén 1983. december 26-30. időközéből. *Madártani Tájékoztató* 1984/2.: 96-97.
- STERBETZ, I. (1986): A rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus* Baillon, 1833) Magyarországon. *Aquila* 92.: 91-93.
- STERBETZ, I. (1992): A Balatonon telelő északi vadlúdtömegek exkrétumproduktója. *Aquila* 99.: 33-40.
- SZILÁGYI, F. (1992): A tatai Öreg-tó vízminőség-szabályozása. LIMES – Komárom-Esztergom Megyei Tudományos Szemle 1992/2.: 5-28. Tatabánya.

## Current status of the Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) in Bulgaria

Nikolai V. PETKOV

Bulgarian Society for the Protection of Birds, P.O. Box 114, SOFIA - 1172, BULGARIA

PETKOV, N. V.: Current status of the Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) in Bulgaria. PARTIMADÁR 6.: 44-49.

**ABSTRACT** - Provisional data from the ongoing census of the Ferruginous Duck in Bulgaria is presented in this paper. The survey started in 1994 and continued until October 1997. The data presented here covers the period 1994-1996 breeding seasons and some additional data collected for the breeding seasons back to 1990. The survey method consisted of making at least two visits to each suitable wetland habitat - the first visit was planned for the beginning of the breeding season (May/June). No nest was approached which was considered too big disturbance for nesting Ferruginous Duck and other wetland.

The survey concluded that there was a total of 110-160 Ferruginous Duck breeding in Bulgaria in 1996 (26 confirmed breeding sites found till 1996). The most important sites (70%) were found in the wetlands along the Danube which hold a large part of the Bulgarian population (65%). These habitats are mainly artificial ones (e.g. fish farms). Besides the number and distribution of the breeding population, post breeding gatherings and also wintering of this species is also discussed.

Main threats in Bulgaria for the Ferruginous Duck is the loss and destruction of suitable natural breeding habitats. Since the majority of the breeding sites are the man-made wetlands today an improved management plan for these habitats is urgently needed.

### Background

The Ferruginous Duck has been recently identified as a globally threatened species (COLLAR *et al* 1994) and as a Species of European Conservation Concern Category 1 (TUCKER & HEATH 1995). This has caused a number of studies of the species throughout its breeding range. Bulgaria was not alone in its keen interest in the species.

One of the main reasons for the launch of the census study of the species in Bulgaria was the fact, that the last paper dealing with the Ferruginous Duck in Bulgaria was published in 1981 - the Red Data Book of Bulgaria (Vol II.- Animals) (NANKINOV 1985), in which it is listed as an extremely endangered species. This means that the data available for the species numbers and distribution in the country was in desperate need of up-dating since the data referred back to the early '70s and '80s.

The species has been considered scarce in number ever since the '40s and '50s (PATEV 1950), though spread widely in the lowland marshlands of the country. The first ever overview of the species distribution link the species distribution to the big river valleys in

the country - the Danube, Maritsa, Struma and Iskar rivers, the Dobrudja plain and the Black Sea coast. At their basic habitat was that time considered to be the natural marshlands, some lakes and some former river beds and oxbows. Since specialists in ornithology and experienced birdwatchers in Bulgaria up to the mid 20<sup>th</sup> century were a rarity we may doubt whether the species was in so small numbers as was presumed perhaps erroneously at that time. Moreover, the species has quite secretive behaviour and this may have contributed to the underestimation. The data for the ornithofauna of Bulgaria in 18<sup>th</sup>, 19<sup>th</sup> and early 20<sup>th</sup> century was scarce, collected mainly by foreign explorers and researchers visiting Bulgaria on expeditions or staying as temporary co-operatives of the newly formed research bodies in the country.

The first attempt at estimation of the Bulgarian breeding population was done in the Red Data Book (NANKINOV 1985), based mainly on the knowledge of some researchers and ornithologists of the species' distribution and numbers in the country. This publication estimates the population to be 100-150 pairs. No study on the species has been carried out since then.

All these fact led the Bulgarian Society for the Protection of Birds (BSPB) to the launch of a project dealing with the study of the current status of the species in Bulgaria. It had (1) to reveal the number and the distribution of the breeding population in the country; (2) to collect some additional data on the species ecology; (3) to identify the most important breeding sites for the species in Bulgaria. Though outside the main aims of the project additional information was gathered in due course about migration and post breeding gatherings as well as for wintering birds. The data in the survey was collected for the purposes of the conservation activities of the BSPB. The project has been financed by the British Ornithologists' Union and the Royal Society for the Protection of Birds by providing BSPB with funds for its conservation activities for Globally Threatened Species.

### Materials and methods

The study started in 1994, by producing a special questionnaire on the Ferruginosus Duck which was distributed among Bulgarian ornithologists and birdwatchers through the network of BSPB. The questionnaire included questions on breeding locations, biotope characteristics, broods etc. In 1994-95 the data gathering was based mainly on the findings of the project. The first field season was conducted in the summer of 1995. Much more active field work started in 1996. The efforts then were aimed mainly around the search for new breeding sites different from those mentioned in previous literature. The main method used in the survey consisted of making a minimum of two visits to each site. The first visit to the potential breeding sites was accomplished in the period May-June (at the beginning of the breeding season). The true aim was to identify how many Ferruginosus Duck were present in the wetlands, which would lead to the site being identified as a possible breeding ground of the species and to obtain some figures on the possible number of breeding pairs in the site. The second visit took place only at those sites where we had collected data for possible breeding. These second visits were accomplished in July-August (the mid and end of the

breeding period of the Ferruginosus Duck in Bulgaria), aiming to search for females with broods in order to confirm the breeding of the species in the specific site. Thus the first visit gave us the maximum possible number of breeding pairs of Ferruginosus Ducks in the site and the second one gave a more accurate confirmed number of pairs. This method we used in our extensive field work in 1996 covering the central part of Northern Bulgaria - former Pleven region, Vratsa region, the major areas of Danube floodplain, along the whole Balck Sea coast, Sofia region and Plovdiv region (including parts of the floodplains of Maritsa and Iskar rivers). The same method was used when visiting former breeding grounds. Prior to the field season we excluded the search of nests, unless found by chance, as an unjustified way of confirming breeding number from a conservation point of view. Due to technical and physical obstacles or time deficiency some of the sites were visited only once during the breeding season while others were visited 3 to 4-5 times. The observations were made with binoculars 10 x 50 and 15-45 x 60 Nikon telescope, usually from the fringe of the wetland, only in some cases the water body of the wetland was actually entered. The counting was conducted in a way to exclude possible re-counting of the birds. Immense help for the conducting of the project was received by the regional structures of the BSPB which made this study possible.

### Discussion of the results

For the purpose of the study we decided to consider only the data covering the period following 1990 over others collected through the questionnaires, as some data referred to sightings eight or more years ago. Till the end of 1996 breeding season we had identified 26 confirmed breeding sites in the country (Figure 1.) having altogether a minimum of 120 breeding pairs for 1996. The pairs are distributed as follows - about 92 along the Danube river, 18 along the Black Sea coast and about 10 in the inland part of the country. The number is slightly over the minimum figure of breeding pairs in Bulgaria given in TUCKER & HEALTH (1995) - 50 pairs, so this figure should be

amended if any up-dating takes place. Moreover, the first part of our study showed that the minimum figure for the country is not less than 110 pairs.

The biggest part of the population – over 70% is allocated along the Danube river (Figure 1) and just three wetlands on the Danube hold about 65% of the whole national population. These are the Mechka fish farm, near the town of Ruse with something over 30 breeding pairs, Orsoya fish farm, to the west of the town of Lom – about 25-30 pairs, and Tzibarsko blato/marsh to the west of the town of Kozlodui – about 15-20 pairs. While the rest of the population is unevenly distributed in the country and the Black Sea coast with most of the sites having just 1-3 pairs.

At present over 75% of all breeding sites are of an artificial character like fish farms and micro-reservoirs. Less than 25% of the biotopes are of natural origin. Several of the

sites are new as breeding locations and in most of the old locations have changes in the status of the species. Two of the former breeding sites near Sofia no longer exist as wetlands these are the Dragoman marsh and Aldomirovtzi marsh, mentioned as breeding sites in the RDB (NANKINOV 1985). The project continued in 1997 and it is not yet completed and some former breeding sites have not been visited so the figure of the breeding numbers and the ratio between artificial and natural habitats occupied by the Ferruginous Duck may still need up-dating, though we do not expect great differences. It is difficult to assess the population trend at the moment as the data from past years is isolated and gives precise figures only for some of the sites. For example the marshes on the biggest Bulgarian island on the Danube river – Belene island was thought till mid '90s to be the stronghold of the species in the country with over 40 breeding pairs each

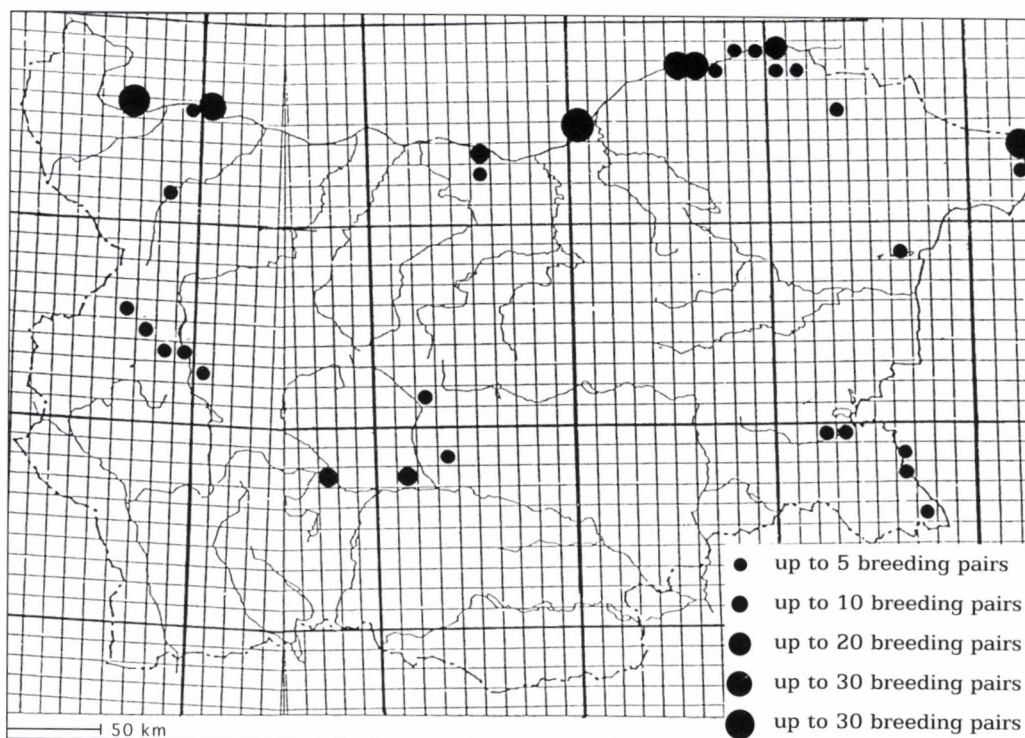


Figure 1. Current distribution and numbers of breeding pairs of Ferruginous Duck in Bulgaria.

1. ábra. A cigányréce jelenlegi elterjedése és állomány nagysága Bulgáriában.



year out of 100-150 pairs for the country (NANKINOV 1981). Now it supports not more than 10 pairs with only two pairs confirmed for 1995. This indicates a 75% decline in this single site. At the same time the Tzibarsko blato/marsh, which re-appeared just 3-4 years ago in a former drained marshland, up to 1996 held only 1-3 pairs of Ferruginous Ducks but in 1996 there were 15 to 20 pairs breeding. In those sites the species breeds in relative isolation so nesting data remains speculative. As an example can serve two fish farms near Sofia – the first one Peturch in 1994 had 1 breeding pair, in 1995 2 pairs, and in 1996 none; the second one – Chelopechane in 1995 had 2 pairs and none in 1996, likewise are some other mainly small wetlands in the country. This makes the population of the Ferruginous Duck fluctuating in Bulgaria varying probably between 110 to 160 pairs from one year to another. If we consider that some former breeding sites still exist and have not been visited in 1996 this again may lead to some shifting in the number of the breeding pairs though we do not expect that the real number of breeding birds will exceed 200 pairs.

Though the number of the breeding pairs that we confirmed with our study corresponds to the figure given in the Red Data Book of Bulgaria (NANKINOV 1985), the two figures – the one from our study and that from the Red Data Book rest on totally different pairs distribution and the sites are with shifted importance at present. Nevertheless the most important sites are still wetlands along the Danube river.

Though it is difficult to evaluate the population trend having in mind the steep and considerable decrease of the species throughout its breeding range we may presume that Bulgaria is not an unusual case and that the population is slightly decreasing or at least has decreased in the last 10 years. More alarming is the fact that 75% of the population of the Ferruginous Duck relies on artificial types of habitat which depend highly on future management and any landuse change may lead to a drastic decline in the species numbers. The rest of the breeding habitats, though mainly being natural sites, need active management in order to be maintained in that condition or to be preserved. None of the top three breed-

ing sites is legally protected.

Bulgaria seems to be one of the few countries in Europe in which post breeding concentrations in big numbers have been observed in September-October. There are obviously some sites that probably serve for such post breeding gatherings, characteristic for them is that in the predominant part they are usually breeding sites also and often with large numbers of pairs. This is the case of Mechka fish farm serving as a stopover for a short period of time for about 500 to 1 000 (peak count of 3 000) Ferruginous Ducks. The other sites usually have much smaller gatherings up to 80-100 (200) specimens (P. JANKOV, J. KUTZAROV pers. comm.). Talking in generalities the species may be considered as common during the migration period and easy to find in almost all wetlands particularly in wetlands which is suitable for the species in small flocks of 5 to 20-25 individuals.

During the course of the project so far we have confirmed the fact that the Ferruginous Duck is not a regular wintering species for Bulgaria (National Ornithological Data Bank with the BSPB). The mid-winter counts organised by IWRB (now Wetlands International) in which the BSPB is the most active participant, give a number of 0-50 wintering Ferruginous Ducks (ROSE & TAYLOR 1993). Though in recent years due to the mild winters some ducks may stay till December (S. DERELIEV pers. comm.) all the birds are gone when harsh winter weather sets in over the country. The last winter locations for this species remain the lakes along the Balck Sea coast and the sea itself.

### Threats and conservation

The Ferruginous Duck is a fully protected species in Bulgaria under the Law for Protection of Nature (officially: an endangered species) and it is also listed in the National Red Data Book (NANKINOV 1985). Some of the breeding grounds – former and present are declared as protected areas like the Belene island (IBA 001), the Durankulak (IBA 009), Shabla (IBA 006) and Srebarna lake (IBA 008), Poda lagoon (IBA 005) (GRIMMET & JONES 1989, KOSTADINOVA in press) etc., but the majority, including the most important ones, are outside any legal pro-

tection. This threatens the existence of the breeding sites of over 80% of the Bulgarian breeding population. Even those that are legally protected are not safe as they are not managed or guarded appropriately and human activities threaten them as well. For the period 1995-96 we have not obtained any data for the illegal hunting of this species but we consider that this is only due to the lack of systematic inquiry among the hunters, moreover that in recent years with the political changes the number of the illegal hunters and poachers has increased immensely. For the most important site, Mechka fish farm it is stated by a BSPB volunteer that when the hunting season starts hunters enter the wetland just at the time of big gatherings of the Ferruginous Duck in this site. In 1996 evidence of only one dead bird was found (May 1996) but at the hands of natural death a predator may not be ruled out.

Probably the biggest damage to the Bulgarian population has been done in the '40s, '50s and '60s when grand scale marsh drainage took place when dozens of marshes mainly along the Danube river but in rural areas as well were drained including the Stralga marsh - the biggest ever in Bulgaria covering 120 sq. km in the central part of Eastern Bulgaria (former Burgas region), though it is not certain that these were breeding grounds for the Ferruginous Duck. However, there is every chance that they were.

Today the biggest threat for the Bulgarian population is the destruction of the breeding habitats by change in their land use and especially from changes in fish-farming, if they are turned from extensive fish growing areas to intensive ones. It is urgently needed that the most important sites for protection are recognized nationally and where it is needed funds need to be provided for the management and supervision of the Ferruginous Duck. For some of the fish farms it is feasible to be declared as some kind of protected areas and for them to be managed in a way that enhances the species population found there.

The BSPB has started some of the activities by preparing management plans of three breeding sites of the species (the Poda lagoon, Durankulak and Shabla lake) as a part of the Bulgarian-Swiss Biodiversity Programme. For

the Durankulak lake specifically the Ferruginous Duck is a key species in the management activities. Some of the breeding sites are under regular monitoring as part of the Important Bird Areas Programme of BSPB. By the end of the project it is intended to request protection for some of the breeding sites that has proved to be important for the Ferruginous Duck conservation. It is also intended that every effort will be made to put the most important breeding sites for the species in Bulgaria under legal protection.

### Összefoglaló

E tanulmányban a bulgáriai cigányréce állományfelmérés 1996-os eredményeit foglalom össze. A program 1994-ben kezdődött és 1997. októberéig tartott. Az adatok az 1994-1996 közötti időszakot ölelik fel, de néhány további adatra is hivatkozom 1990-ig visszamenőleg. A felmérés során minimálisan két ízben kellett minden alkalmas élőhelyen terepi ellenőrzést végezni - az egyiket a fészkelési szezon kezdetén (május/június), míg a másikat a közepén, végén (július/augusztus). Fészkeket a madarak fokozott érzékenysége miatt nem kerestük. A felmérés eredményeként a bulgáriai cigányréce állomány 110-160 párra becsülhető (26 biztos költőhelyen). Legfontosabb élőhelyei a Duna menti halastavak (70%), melyek közül 3 terület a bulgáriai állomány 65%-át adja. A költőállomány további hányada az ország belsejében és a Fekete-tenger mentén oszlik meg. Bulgáriában a cigányréce 75%-ban a mesterséges élőhelyeket preferálja, míg a többi természetes jellegűekre. Feltételezve, hogy a hajdani fészkelőterületek még ma is léteznek, de a felmérésből netán kimaradtak, a bulgáriai állomány ebben az esetben sem haladja meg a 200 fészkelő párt. A vonulás során 500-1000 pld-os (max. 3000 pld.) csapatai láthatók általában még a költőhelyeken.

A cigányréce fokozottan védett madárfaj Bulgáriában. Bulgáriai állományát nagy részben a meglévő élőhelyek fennmaradása határozza meg. Napjainkban a legnagyobb veszélyt a fennmaradó állományra nézve a fészkelésre használt élőhelyek folyamatos csökkenése, a mesterséges élőhelyeken történő gazdálkodás módjának kedvezőtlen irányú változása jelenti. Ezt megakadályozandó kell azonnali intézkedéseket kezdeményezni a jelentősebb élőhelyek természetvédelmi célú kezelése érdekében.

## References

- GRIMMET & JONES (1989): Important Bird Areas in Europe. Cambridge, UK: International Council for Birds Preservation (ICBP Technical publication N9).
- KOSTADINOVA, I (in press): Important Bird Areas in Bulgaria. Sofia. Bulgarian Society for the Protection of Birds (BSPB Conservation Series 1)
- NANKINOV, D. (1985): *Aythya nyroca*. In Red Data Book of Republic of Bulgaria, Vol. II. - Animals. Sofia, Bulgaria: BAS, pp. 65.
- PATEV, P. (1950): Fauna of Bulgaria, Vol. I. - Aves.
- PETKOV, N. (1996): Interim report on the Ferruginous Duck survey in Bulgaria to the BOU.
- PETKOV, N. (1996): Interim report on the Ferruginous Duck survey in Bulgaria to the BOU.
- ROSE, P. M. & TAYLOR, V. (1993): Western Palearctic and South West Asia Waterfowl Census 1993. IWRB, Slimbridge, UK.: pp. 215.
- TUCKER & HEATH (1995): Birds in Europe - their conservation status. National Ornithological Data Bank with the BSPB/BirdLife Bulgaria

# Population density and nesting habitat of Lapwings (*Vanellus vanellus*) breeding in agricultural landscape, Czech Republic

Miroslav ŠÁLEK

Department of Ecology, Czech Agricultural University, CZ-165 21 PRAHA 6, CZECH REPUBLIC

ŠÁLEK, M. (1997): Population density and nesting habitat of Lapwings (*Vanellus vanellus*) breeding in agricultural landscape, Czech Republic - PARTIMADÁR 6-7: 50-58.

**ABSTRACT** - Long term counts of Lapwings in the Czech Republic confirm 1) a drastic population decline during the second half of the 20<sup>th</sup> century and 2) a shift of nesting habitats from meadows and pastures to agriculturally managed landscape. To demonstrate recent numbers and habitat choice of Lapwings, the population of South Bohemia was studied between 1985 and 1996. The population density varied between 3.5 and 26.8 nests per 100 ha and it did not exceeds range of values assessed for Central European region at all (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1975). Habitats characterized with low or sparse vegetation such as ploughed fields, muddy bottoms of fish-ponds and wetlands were preferred in nest site selection of Lapwings while other habitats with higher and dense plant cover, i.e. winter wheats and meadows were avoided. The meadows played, however, an important role as feeding habitat so that areas with high proportions of meadows were inhabited in higher density by breeding Lapwings. In spite of avoidance of winter wheat and meadows, a high percentage of nests was situated in these habitats simply as a result of their extensive area in the landscape.

## Introduction

The Lapwing is a widespread bird species throughout the Czech agricultural landscape traditionally inhabiting wetlands, meadows and pastures on a large scale (HUDEC & ČERNÝ 1977). New nesting habitats in the Czech Republic, including intensively managed fields, were documented during the 1950s (BENIŠ 1962, KOKEŠ 1963), probably in connection with the expansion of the Lapwing throughout Europe in the first half of the 20<sup>th</sup> century (KALELA 1955). These new habitats, however, have been largely used for breeding until the present period (ŠT'ASTNÝ *et al.* 1987).

Sporadic long-term counts of breeding Lapwings confirmed a drastic population decline in some regions of the Czech Republic during the last five decades. For example, on 65 km<sup>2</sup> in Eastern Bohemia, the population fell more than 90% (from 238 to 13 pairs) between 1945 and the early 1980s (ŠTANCL & ŠTANCOVÁ 1986). Results from Southern Moravia demonstrate a decline of about 30% (from 50 to 31-38 pairs on 18 km<sup>2</sup>) in the period 1959/61-1983/85 (FIALA 1987). In Central Bohemia, HORÁK (pers. comm.) recorded a decrease in population from 125-150 pairs to 4-13 pairs on 50 km<sup>2</sup> between 1941-50 and 1990-95, i.e. a fall of more than 90% .

Comparing results from the Atlas of breeding birds in Czechoslovakia (ŠT'ASTNÝ *et al.* 1987) with the new data of the Atlas work 1985/89 (ŠT'ASTNÝ *in litt.*), the distribution of breeding population did not change throughout the Czech Republic between 1973/77 and 1985/89 while the numbers of breeding population declined about 20% (ŠT'ASTNÝ & BEJČEK 1993). In contrast to the population changes, our insight into the nesting habitat choice of Lapwings in recent years in the Czech Republic remains to be documented, however.

Between 1985 and 1996, I studied Lapwing populations in one of the most attractive breeding areas of „meadow“ waders in the Czech Republic, in the Basins of Southern Bohemia. The aim of this study was to define the actual breeding density of Lapwings, and to analyse their habitat preferences. Also, possible relations of habitat choice and nesting success are mentioned.

## Study area and methods

České Budějovice (400 km<sup>2</sup>, 370 m a.s.l.) and Třebon (800 km<sup>2</sup>, 420 m a.s.l.) Basins, Southern Bohemia (48°55'-49°15'N and 14°05'-14°50'E) are flat and open landscape units characterized by having a relatively high pro-

portion of meadows in the agricultural landscape (28% at the end of the 1970s) (HAKEN *et al.* 1982), and frequent artificial fishpond systems surrounded often by patches of wetlands or belts of wet meadows. For Lapwing counts in 1991 and 1992, I selected 449 particular fields covering 67 km<sup>2</sup> of the České Budejovice and Třebon Basins, i.e. about 10% of the Basins area used for agricultural purposes (Tab. 1).

The Písek region is situated at the northern border of the study area as a part of the České Budějovice Basin. For purposes of Lapwing counts realized there between 1985 and 1996, the Písek region was divided on the two sites, the arable land and the meadow area. The first (northern) site „arable land” (365-400 m a.s.l.) represented by 370.7 ha (but 454.1 in 1986), is

located on a transition zone between a flat fishpond basin and dissected hilly lands with a cover of a mosaic of intensively managed fields and dispersed small mixed forests. Meadows make up 19% of the area. The immediately adjacent „meadow area” (370-380 m a.s.l.) covering 336.3 ha (but 341.1 ha in 1985) represents a flat and open landscape in the Blanice River floodplain. Shrub and tree clumps are almost absent and the proportion of meadows is much more higher (44%) in comparison with the arable land. The agricultural lands (excluding the fixed meadows) are managed with a similar pattern of various rotation schemes of mainly winter wheats, spring cereals, oilseed rape and clover (Tab. 2).

One to ten visits were carried out on every targeted field during March through the begin-

**Table 1.** Extents of habitats and distribution of nests in sample of studied sites in Southbohemian Basins, in 1991 and 1992.  
*1. táblázat.* Az élőhelyek kiterjedése és a fészkek eloszlása a dél-bohémiai mintaterületeken 1991-1992. között.

Habitat	České Budejovice Basin		Třebon Basin	
	Area (ha)	No. of nests	Area (ha)	No. of nests
Winter wheats	921.5	10	768.2	30
Meadows	989.9	18	771.0	21
Spring fields	752.6	60	863.2	37
Ploughed fields	100.2	9	388.0	42
Clover	366.1	6	222.1	6
Rape seeds	98.8	1	173.0	2
Fish-ponds	215.9	14	0.2	0
Others	29.4	2	31.0	1
Š	3474.4	120	3216.7	139

**Table 2.** Extents of habitats and distribution of nests in sample of study arae in Písek region between 1985 and 1996  
*2. táblázat.* Az élőhelyek kiterjedése és a fészkek eloszlása a píseki mintaterületen 1985-1996. között.

Habitat	1985-89		1991-96	
	Area (ha)	No. of nests	Area (ha)	No. of nests
Winter wheats	1215.9	92	856.9	48
Meadows	954.9	124	840.4	33
Spring fields	655.2	79	441.3	15
Ploughed fields	335.3	120	323.2	41
Clover	250.0	17	178.4	7
Rape seeds	116.2	11	143.9	12
Fish-ponds	88.2	11	–	–
Fallow fields	25.0	11	49.7	8
Wetlands	11.5	5	9.2	14
Others	5.0	–	5.0	2
Š	3648.2	470	2848.0	180

ning of May between 1985 and 1996 in Písek region and in 1991–1992 in the České Budějovice and Třebon Basins. Number of visits was restricted such that only in that (few) cases when no Lapwing was recorded either in the field or in its immediate vicinity though 1) the visit was timed between 5<sup>th</sup> and 15<sup>th</sup> April (incubation period), 2) favourable weather conditions for observation were performed, and 3) no human or predator disturbance in the field was noted. If any Lapwing was observed during that first visit, however, subsequent visits were necessary to locate nests or territories, or, eventually, eliminate the site as potential site of nesting. All Lapwings showing territorial or breeding behaviour (displaying, incubating, guarding lose the nests) were recorded on a map. Nests were sought immediately after detection of birds but through the all incubation period. Repeatedly observed territorial birds in a field (even if no nest was located), were considered to be probably breeding. All new territories initialized during the later breeding season, i.e. after 15<sup>th</sup> April (cf. ŠÁLEK 1995), were excluded from the analysis to avoid the effects of bird redistribution after the destruction of their first clutches. Also families with chicks wandering

through the landscape were ignored as residents for the particular field.

To evaluate differences between nesting and foraging habitats in Písek region in 1993, I selected 36 particular patches (fields, meadows, wetlands, fishponds) taking totally 245.7 ha where breeding status of Lapwings I considered there to be 32 nests and 64 birds. I visited every selected patch sixteen times during April 1993 to cover just four times a) each week of April and b) In four three-hour cycles between 06.30 and 18.30. The duration of particular visits varied between 5 to 20 minutes to reliably distinguish the feeding birds and the others. from the total 783 observed Lapwing (average 49.0 ones per one visit, STD=20.0), 148 were found as feeding (average 9.3, STD=7.1). The Lapwings observed in particular visits represented 37.0–143.8% form the breeding status (average 76.5). Only four visits allowed more than 100% (i.e. >64 Lapwings). Though I was not able to distinguish birds individually, their numbers related to the breeding status as well as an apparent "isolation" of breeding sites suggest that the observed Lapwings were mostly the resident breeders.

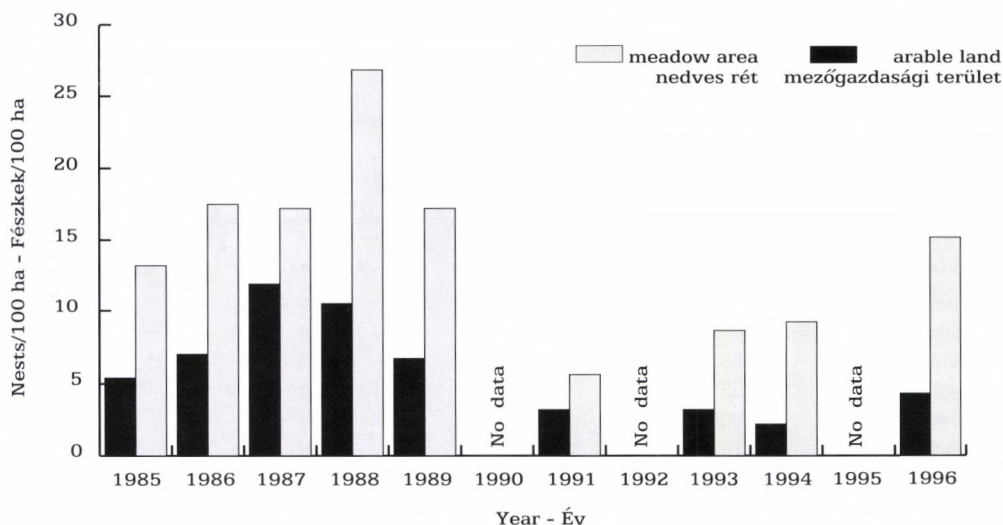


Figure 1. Population density of Lapwings breeding in Písek region between 1985 and 1996.

1. ábra. A fészkelő búbics populációk eloszlása a Písek régióban 1985–1996 között.

## Results

### Density of breeding population

In Písek region, the numbers of Lapwing nests varied overall from 41 to 127 between 1985 and 1996 (arable land: 8-44, meadow area: 19-90). The population density rose between 1985 and 1987/88 up to 11.9 and 26.8 nests per 100 ha of arable land and meadow area respectively, followed by a notable decrease (Fig. 1). During the first half of the 1990s, population density oscillated around two to four nests in the arable land in comparison with the meadow area where it gained continuously again up to fifteen nests per 100 ha in 1996. On average, 14.5 nests per 100 ha were found in the meadow area while in the arable land it was only 6.1 nests.

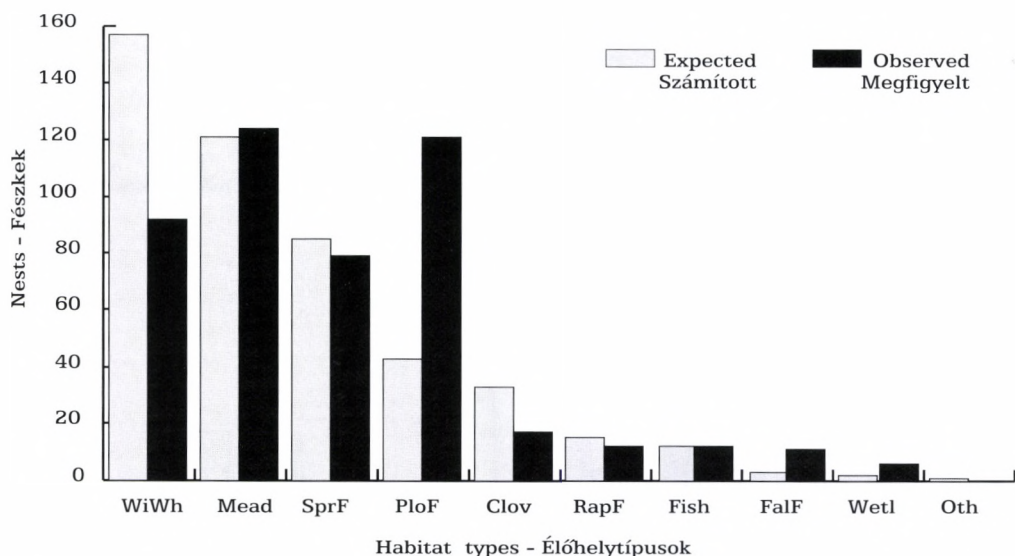
During breeding seasons 1991 and 1992, I recorded 259 nesting pairs of Lapwings on a total of 6691.1 ha of agricultural lands repre-

senting the České Budějovice and Třebon Basins (Tab. 1). The breeding density of 3.5 nests (České Budějovice Basin) and 4.3 nests (Třebon Basin) per 100 hectares of agricultural lands are well in accordance with the density in the year 1991 in Písek region (Fig. 1).

### Nesting habitat in Písek region

Respecting the non-negligible habitat area around agricultural land, ploughed fields can be considered the most important preferred habitat used by Lapwings for nesting in both periods 1985-89 (Fig. 2a) and 1991-96 (Fig. 2b) in Písek region. On the contrary, winter wheats in 1985-89 as well as meadows and spring fields in 1991-96 were used for nesting much less than had been expected and in as much they could be considered as habitats avoided by nesting Lapwings.

In spite of winter wheat and meadows avoidance, a high proportion of nests were situated



**Figure 2a.** Nesting habitat preferences of Lapwings in Písek region in periods 1985-1989 and 1991-1996 (b). WiWh winter wheats, Mead meadows, SprF spring fields, PloF ploughed fields, Clov clovers, RapF rape seeds, Fish muddy bottoms of dewatered fishponds, FalF fallow fields, Wetl wetlands surrounding the fishponds, Oth other habitats.

**2a. ábra.** A fészkelő búbicek élőhelyválasztása a Písek régióban 1985-1989 (a) és 1991-1996 (b) között. WiWh: őszi búza; Mead: rét; SprF: tavaszi árpa; PloF: szántóföld; Clov: here; RapF: repce; Fish: lecsapolt halastó iszapos medre; FalF: parlagföld; Wetl: halastóval övezett vízes élőhely; Oth: egyéb élőhelyek.

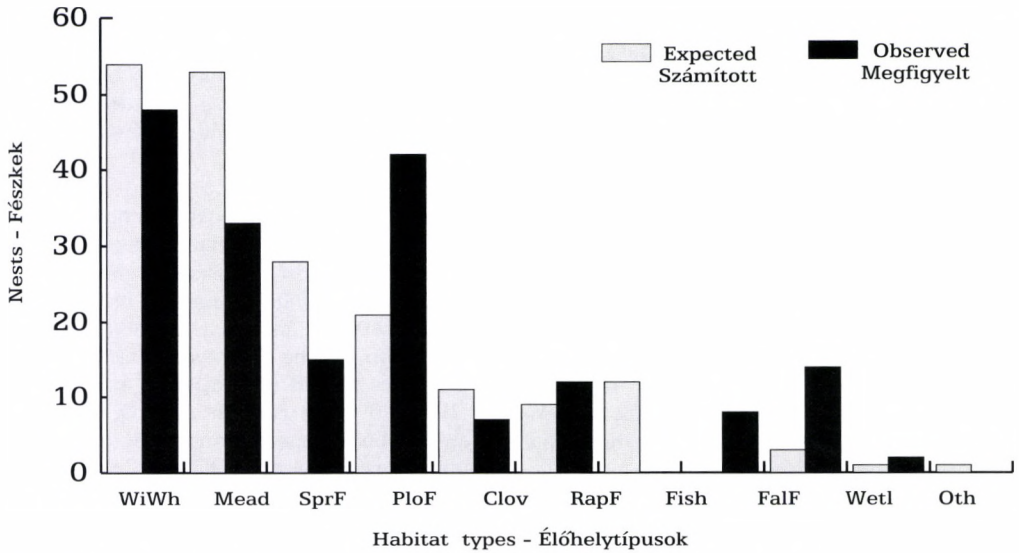


Figure 2b. Nesting habitat preferences of Lapwings in Písek region in periods 1991-1996.

2b. ábra. A fészkelő búbicek élőhelyválasztása a Písek régióban 1991-1996 között.

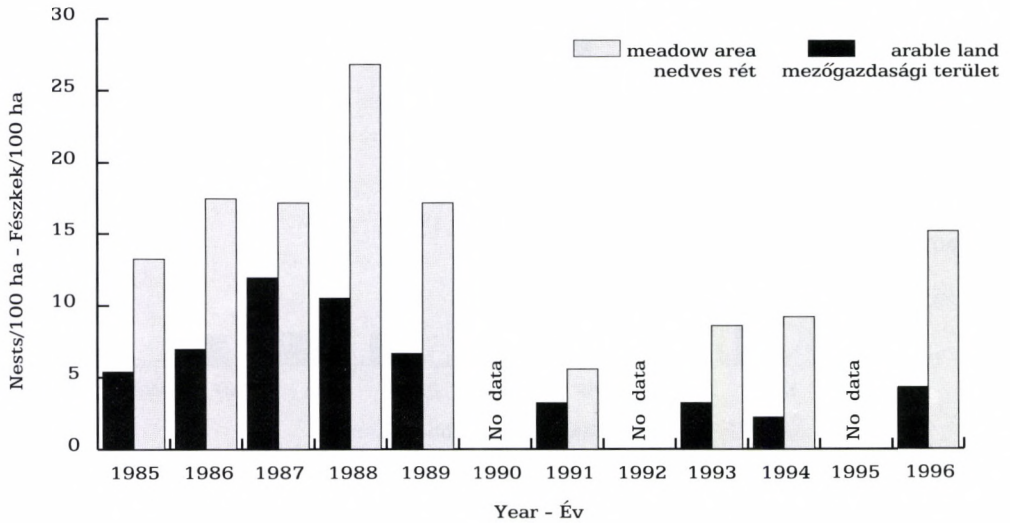


Fig. 3. Nesting and feeding habitat choice of Lapwings breeding in Písek region. % = percent from total 14 nests and 86 individual birds observed during 16 controls, April 1993.

3. ábra. A Písek régióban fészkelő búbicek fészkelő- és táplálkozóhely választása. % = az 1993. áprilisában 16 alkalommal megfigyelt 14 fészkelő és 86 madár százalékos aránya.



in these habitats (46% in 1985–89 and 45% in 1991–96, respectively) simply as a result of their extensive spreading out (about 60%) in the landscape.

Observations in one year (1993) in a selected part of Písek study area showed that the nesting habitat may differ from that used for feeding (Fig. 3). Meadows and muddy bottoms of dewatered fishponds played in this year the most important (and exclusive) role as a foraging habitat, while fallow fields and winter wheats were used mainly for nesting.

#### *Nesting habitat in Basins of Southern Bohemia*

Spring fields were found to be the most preferred nesting habitat in the České Budějovice Basin ( $\chi^2=78$ ,  $df=5$ ,  $p<0.001$  (Fig. 4a); ploughed fields and rape seed fields were added to the other habitats in the testing due to their small area and the low expected values in the sample). In 1991 but ploughed fields were preferred in

the Treboň Basin in 1992 ( $\chi^2=48$ ,  $df=6$ ,  $p<0.001$ ) (Fig. 4b). The two widely distributed habitats in the landscape, winter wheats and meadows, were occupied less than expected by chance in the České Budějovice Basin as well as in the Třeboň Basin, respectively. Also, the muddy bottoms of dewatered fishponds (presented in the České Budějovice Basin only) were used by breeding Lapwings more than expected by chance (Fig. 4).

#### Discussion

In general, estimations of breeding density varying from 3.5 nests per 100 ha (České Budějovice Basin in 1991) to 26.8 nests per 100 ha (meadow area of Písek region in 1988) did not exceed the range of values assessed for the Central European region by GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* (1975). Low breeding densities in České Budějovice and Třeboň Basins in

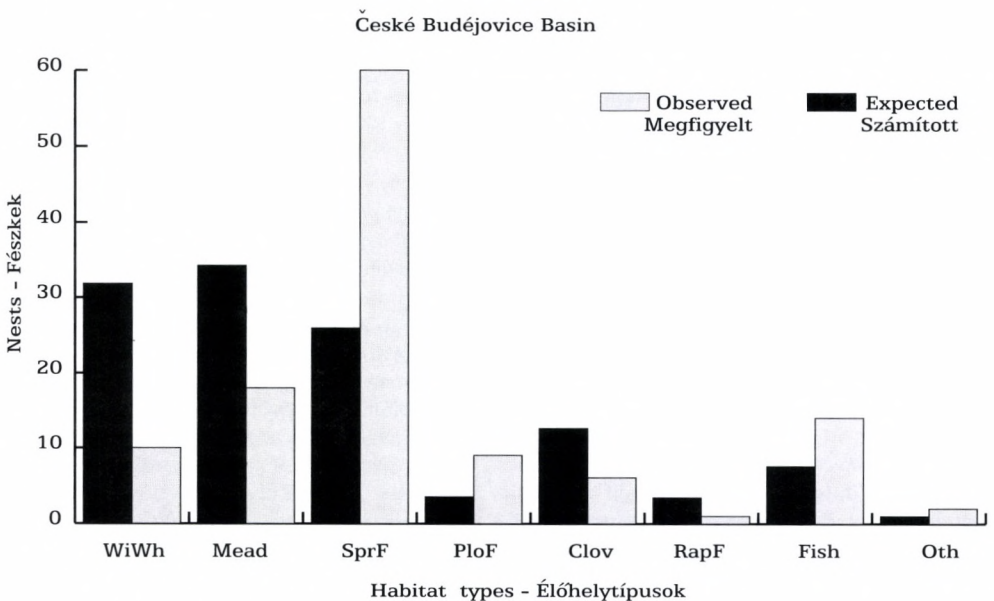
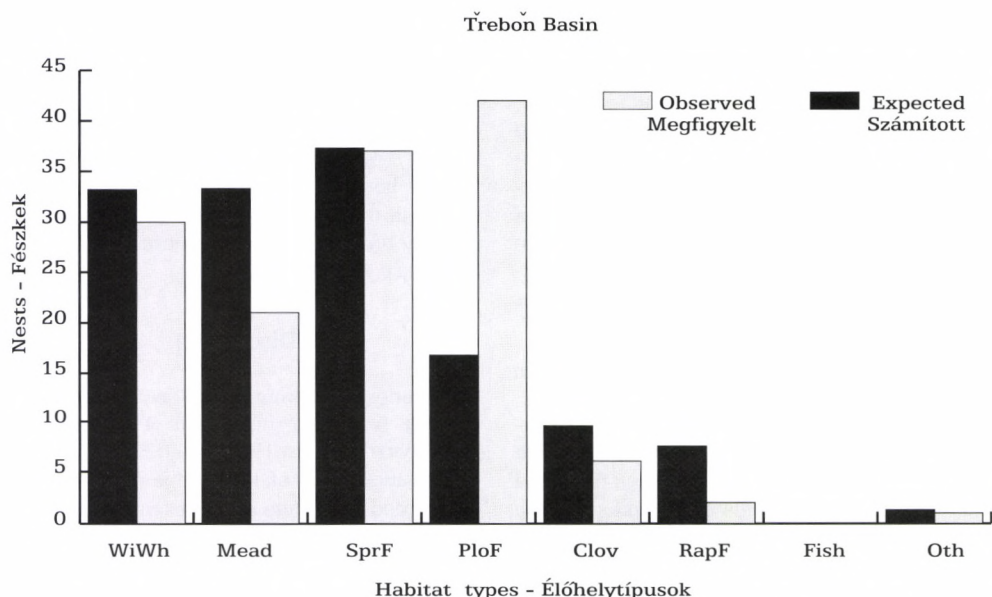


Fig. 4a. Nesting preferences of Lapwings in Ceské Budejovice Basin between 1991 and 1992. WiWh: winter wheats, Mead: meadows, SprF: spring fields, PloF: ploughed fields, Clov: clovers, RapF: rape seeds, Fish: muddy bottoms of dewatered fishponds, Oth: other habitats.

4a. ábra. A bíbicek fészkelőhelyválasztása a Ceské Budejovice-medencében 1991-1992 között. WiWh: őszi búza; Mead: rét; SprF: tavaszi árpa; PloF: szántóföld; Clov: here; RapF: repce; Fish: lecsapolt halastó iszapos medre; Oth: egyéb élőhelyek.



**Fig. 4b.** Nesting preferences of Lapwings in Třebon Basins between 1991 and 1992. WiWh: winter wheats, Mead: meadows, SprF: spring fields, PloF: ploughed fields, Clov: clovers, RapF: rape seeds, Fish: muddy bottoms of dewatered fishponds, Oth: other habitats.

**4b. ábra.** A bíbicek fészkelőhely-választása a Třebon-medencében 1991-1992 között. WiWh: őszi búza; Mead: rét; SprF: tavaszi árpa; PloF: szántóföld; Clov: here; RapF: repce; Fish: lecsapolt halastó iszapos medre; Oth: egyéb élőhelyek.

1991/92 corresponding with population decline at the beginning of the 1990s in Písek region are in accordance with a negative trend in the numbers of ringed chicks in the Czech Republic which started in the late 1980s (FORMÁNEK *et al.* 1995) as a result of obvious population decrease during the last decade.

A general selection of ploughed fields in much higher proportions than expected confirms that it was the strongly preferred habitat for nesting Lapwings in the studied regions. This result is supported by data collected on 84 fields covering 2.768 ha which represented the Czech agricultural landscape in 1995. The ploughed fields hold the highest proportions of breeding attempts per habitat (almost 30% from a total 1.593 observed birds) and the high breeding density (10 birds per 10 ha) was surpassed only by the density in wetlands and the muddy bottoms of dewatered fishponds (ŠÁLEK 1996). Wetlands and muddy bottoms of dewa-

tered fishponds showed some attractiveness for nesting Lapwings also in České Budějovice Basin including the Písek region. However, the area represented by these habitats is too small to play an important role as a nesting refuge for the Lapwing population (ŠÁLEK 1996).

The meadows and pastures as traditional nesting habitats of Lapwings in the Czech Republic were limited almost entirely to hay meadows due to the restriction of grazing during the second half of the 20<sup>th</sup> century (RYCHNOVSKÁ *et al.* 1985). Applications of fertilizers and extensive drainage during recent decades, associated with the reseeding of faster-growing grass species, result in dense and high grass unfavourable for nesting Lapwings. In the Písek region, an obvious avoidance of the meadows as a nesting habitat have been recorded since the beginning of the 1990s. Data from the Basins in 1991 and 1992 as well as from larger samples covering fields throughout the Czech Republic in 1995 (ŠÁLEK 1996)

confirmed the validity of that result over a wide range. Lapwings breeding in the meadows are, moreover, in continued danger of attack by predators (especially crows) which use this habitat frequently for seeking food (ŠÁLEK 1992). Another cause of the extremely low nesting success of Lapwings in the meadows is regular rolling timed every year just into the incubation period (ŠÁLEK 1992).

Nevertheless, the meadows have to play an important role as feeding habitat so that areas with a high proportion of meadows are still inhabited by Lapwings in higher breeding density as shown in „meadow area” s. „arable land” in the Písek region in 1985–1996.

Results confirmed that habitats characterized with lower or sparse vegetation such as ploughed fields, muddy bottoms of fishponds, spring fields and some types of wetlands or fallows have been rather preferred in the nest site selection of Lapwings, while others with high and dense plant cover, i.e. winter wheats, meadows and clover fields, have been avoided. This result is in accordance with Lapwing habitat selection (KLOMP 1954) and have been satisfactorily documented also in different types of grasslands (e.g. BAINES 1988, LIKER 1992).

The low nesting success of Lapwings breeding in spring fields (ŠÁLEK 1992) contrasts with a strong preference for this habitat in the Česká Budějovice Basin in 1991. Further, Lapwings did not show preferences for winter wheats despite the high nesting success I found in this habitat (ŠÁLEK 1992). These results suggest that the actual vegetation cover in the field will play a more important role in the nest-site selection of the Lapwing than the potential habitat-specific risk of nest failures. For example, SZÉKELY (1992) pointed out that Kentish Plovers (*Charadrius alexandrinus*) breeding in high density but with low reproduction success in Hungarian drained fishponds may be unable to assess properly the risk of predation when settling (the mal-assessment hypothesis). The assessment of predation may be more difficult than that of food supply and nest-site characteristics.

Ploughed fields and winter wheats seem to be the most important nesting habitats of Lapwings in the area under study (ploughed fields because of their surface structure and low

clutch failures, winter wheats because of their wide extent. The latter may not constitute the Lapwings' preferred sites but they allow the survival of relatively high proportion of clutches.

### Acknowledgements

Many thanks to ELIZABETH ROY-JONES for her help with the English in a previous version of this manuscript. An earlier version of this manuscript benefited by recommendations from ANDRÁS LIKER. This study was supported by the Ministry of the Environment of the Czech Republic. This study was supported by the Grant Agency of the Czech Republic (in project No 206/97/0771).

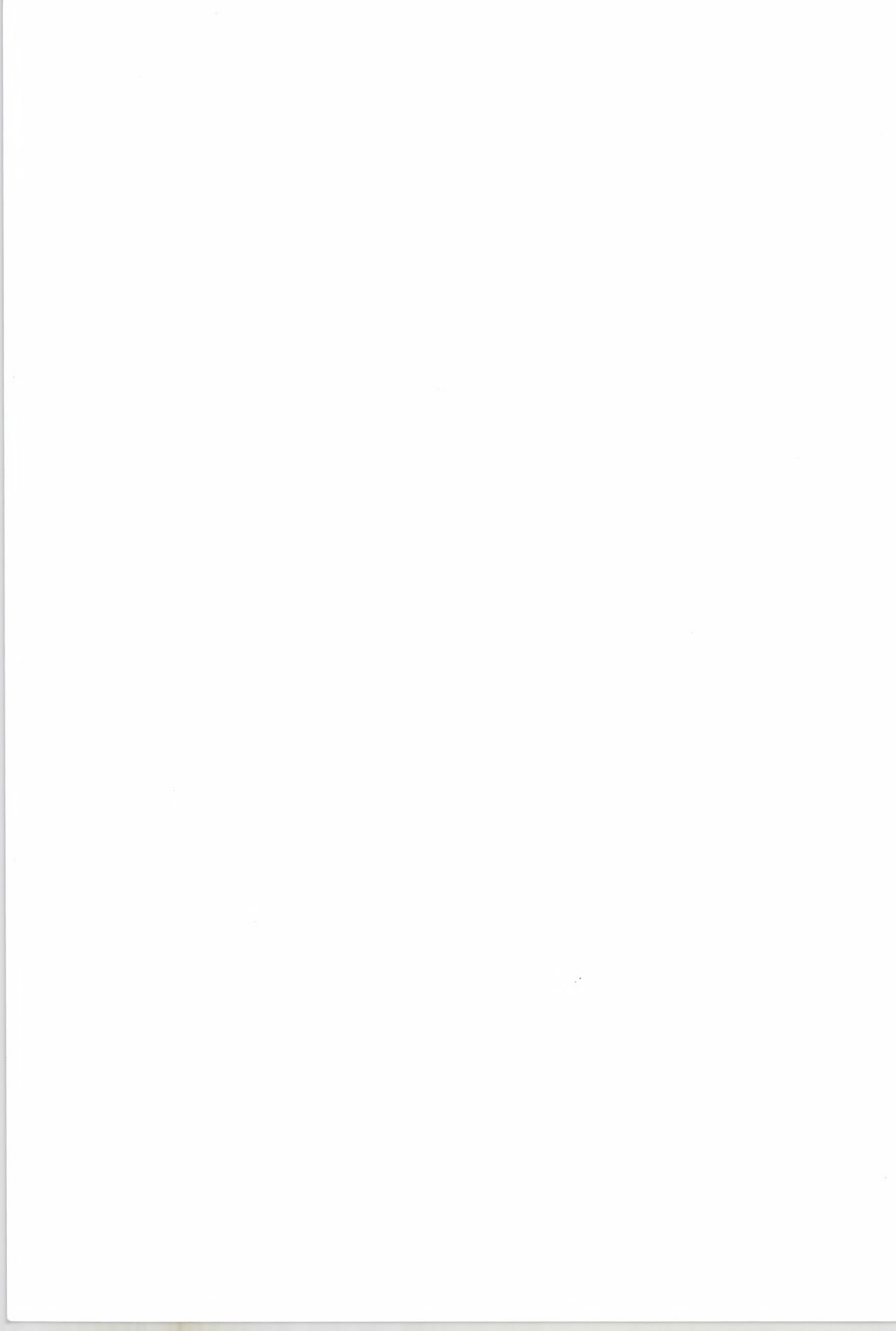
### Összefoglaló

A cseh búbicpopuláción végzett hosszú távú monitoring kimutatja, hogy 1.) a 20. század második fele óta drasztikus csökkenés következett be, 2.) valamint, hogy a fészkelőhelyek a legelőkről és rétekről a mezőgazdasági művelés alá vont területekre tevődtek át. A búbic jelenlegi állománymagyságát és élőhely választását vizsgáltuk egy dél-bohémiai búbic populáción 1985 és 1996 között. Az állománysűrűség 3,5 és 26,8 fészek/100 hektár között váltakozott, mely nem éri el a szakirodalomban Közép-Európára megállapított értékeket. A fészkelésre kiválasztott élőhelyeket alacsony, ritka növénytakaró jellemzi (pl. szántóföldek, halastavak és egyéb vizes élőhelyek iszapos mederfenekéi stb.). Egyéb, magasabb és sűrű vegetációjú réteket, agrár táblákat kevésbé preferálták (pl. őszi búza vetések, magasfűvű rétek stb.). A rétek a fészkelés mellett fontos szerepet töltek be a táplálkozásban is, így azokon a területeken, ahol a rétek nagyobb százalékban vannak jelen, a denzitás is magasabbnak bizonyult. Bár a búbic a magas növényborítású réteket kevésbé preferálták, mégis nagy arányban foglalták el ezeket az élőhelyeket is, feltehetően ezen élőhelyek rendkívül nagy kiterjedése miatt.

## References - Irodalom

- BAINES, D. (1988): The effects of improvement of upland, marginal grasslands on the distribution and density of breeding wading birds (*Charadriiformes*) in Northern England. *Biological Conservation* 45: 221-236.
- BENIŠ L., (1962): Hnízdení čejky chocholaté (*Vanellus vanellus* L.) v Lašském Pobeskydí [Breeding of Lapwings (*Vanellus vanellus* L.) in Lašské Pobeskydí region]. *Zprávy MOS* 1962: 45.
- FIALA, V. (1987): Náměšť'ské rybníky 1959-1985 a jejich ptactvo [Birds of the Náměšť' nad Oslavou fishpond system, 1959-1985]. *Vlast. sborn. Vysočiny, odd. ved. přír.* 8: 203-237. In *Czech with German summary*.
- FORMÁNEK, J., HUDEC, K., PLESNÍK, J., REZNIČEK, J., ŠÁLEK, M., SCHRÖPFER, L., ŠKOPEK, J. (K. ŠT'ASTNÝ. (1995): Pták roku 1995 – cejka chocholatá [Bird of the year 1995 – the Lapwing]. *Česká spol. ornitologická, Praha. In Czech*.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M. & E. BEZZEL. (1975): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 6, *Charadriiformes*, 1. Teil. Akad. Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- HAKEN, D., BLAŽKOVÁ, D. & F. TUREK. (1982): Louky a pastviny – meliorace (Meadows and pastures – meliorations). In: Jáchym, J. (V. Skuhřavy (eds.)). 1982. *Jiřní Čechy, životní prostředí a jeho ochrana. Jihočeské nakladatelství, České Budejovice*, pp. 105-114. In *Czech*.
- HUDEC, K. & W. ČERNÝ (EDS). (1977): *Fauna ČSSR, Ptáci 2* (Fauna of the CSSR, Birds, 2th part). Academia, Praha. In *Czech with German summary*.
- KALELA, O. (1955): Die neuzeitliche Ausbreitung des Kiebitzes, (*Vanellus vanellus*) (L.), in Finnland. *Ann. Zool. Soc. Vanamo* 16 (11): 1-80.
- KLOMP, H. (1954): De terreinkeus van de Kievit, (*Vanellus vanellus*) (L.). *Ardea* 42: 1-139.
- KOKEŠ, O. (1963): Čejky na Podebradských blatech [Lapwings on Podebrady bogs]. *Živa* 11: 71. In *Czech*.
- LIKER A. (1992): A bíbic (*Vanellus vanellus*) szaporodásbiológiai vizsgálatá szikespusztaí élőhelyen. *Ornis Hungarica* 2: 61-62.
- RYCHNOVSKÁ, M., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ, E., ÚLEHLOVÁ, B. & J. PELIKÁN. (1985): *Ekologie lučních porostů* [Ecology of meadows]. Academia, Praha. In *Czech*.
- SZÉKELY, T. (1992): Keprroduction of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in grasslands and fishponds: the habitat mal-assessmenthypotesis. *Aquila* 99: 59-68.
- ŠÁLEK, M. (1992): Úspěšnost líhnutí snůšek Čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) a příčiny jejich ztrát v zemědělské krajině Budějovické pánve v jižních Čechách [Nest survival rate and hatching success in Lapwing (*Vanellus vanellus*) and sources of clutch losses in agricultural land in Basin of České Budějovice (South Bohemia, Czechoslovakia)]. *Panurus* 4: 19-34. In *Czech with English summary*.
- ŠÁLEK, M. (1995): Změny ve velikosti snůšek a vajec u Čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) v průběhu sezóny [Seasonal changes in clutch size and egg size in the Lapwing (*Vanellus vanellus*)]. *Sylvia* 31: 16-25.
- ŠÁLEK, M. (1996): Souhrnné výsledky akce „Pták roku 1995“ – čejka chocholatá (*Vanellus vanellus*) [Bird of the year 1995 in the Czech Republic, the Lapwing (*Vanellus vanellus*): summary results]. *Zprávy ČSO* 42: 19-28. In *Czech with English summary*.
- ŠTANCL, L. & H. ŠTANCLOVÁ. (1986): Dlouhodobé změny ve složení a hustotě osídlení ptactva Bohdanečské kotliny a širšího okolí [Long-term changes in numbers and composition of bird communities in Lázně Bohdaneč region, Eastern Bohemia]. *Zprávy MOS* 44: 31-63. In *Czech with German summary*.
- ŠT'ASTNÝ, K. & V. BEJČEK. (1993): Početnost hnízdních populací ptáků v České republice (Breeding bird populations sizes in the Czech Republic). *Sylvia* 29: 72-80. In *Czech with English summary*.
- ŠT'ASTNÝ, K., RANDÍK, A. & K. HUDEC. (1987): *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/77* (The Atlas of breeding birds in Czechoslovakia 1973-77). Academia, Praha. In *Czech with English summary*.





A lap postai utánvétellel megrendelhető vagy megvásárolható a alábbi címek bármelyikén. További információ a lap korábbi számaival, illetve a kéziratok formai követelményeiről a szerkesztő címén kérhető.

*This journal can be ordered at the secretary of the society (BirdLife Hungary). More information is upon request from the editor.*



# Partimadár

---

Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület/*BirdLife Hungary*  
Vízimadár-védelmi Szakosztály/*Waterbird Protection Group*

**Felelős kiadó/Publisher:** FIDLÓCZKY JÓZSEF, igazgató

H-1121 Budapest, Költő u. 21.

tel/fax: 1/275 62 47, 1/275 62 67

e-mail: [mme@mme.hu](mailto:mme@mme.hu)

**Szerkesztő/Editor:** SZIMULY GYÖRGY

H-2890 Tata, Keszthelyi út. 9. 3/5.

tel/fax: 34/480 484

mobil: 70/310 2488

**Külön köszönet/Special Thanks:** SZEGI AMONDÓ

e-mail: [amondo@monitor-comp.hu](mailto:amondo@monitor-comp.hu)

homepage: [paradox.monitor-comp.hu](http://paradox.monitor-comp.hu)

**Angol nyelvi konzultáns/English Language consultant:** CHRISTOPHER PRIEST

Címlapon KÁRMÁN Balázs felvétele

Front cover photo by Balázs KÁRMÁN

# Tartalom

<b>BOROS, Emil:</b>	
Küszvágó csér ( <i>Sterna hirundo</i> ) fészkelőhelyek kialakítása a Kiskun-sági Nemzeti Parkban. . . . .	1
<b>NAGY, Tamás:</b>	
Néhány partimadár vonulás alatti területhűsége két magyarországi élőhelyen . . . . .	9
<b>ECSEDI, Zoltán:</b>	
A halászsirály ( <i>Larus ichthyaetus</i> ) európai és magyarországi helyzete. . . . .	15
<b>MUSICZ, László:</b>	
A vadlúdtelelés ökológiai-természetvédelmi vonatkozásai a tatai Öreg-tavon . . . . .	25
<b>Nikolai, V. PETKOV:</b>	
A cigányréce ( <i>Aythya nyroca</i> ) jelenlegi helyzete Bulgáriában . . . . .	44
<b>Miroslav, SALEK:</b>	
Agrárkörnyezetben fészkelő búbicek ( <i>Vanellus vanellus</i> ) állománysűrűsége és fészkelőhelye Csehországban . . . . .	50

# Contents

<b>BOROS, Emil:</b>	
Reintroduction of Common Tern ( <i>Sterna hirundo</i> ) as a breeding species to the Kiskunság National Park . . . . .	1
<b>NAGY, Tamás:</b>	
Site-fidelity of migrating shorebirds on two Hungarian wetlands . . . . .	9
<b>ECSEDI, Zoltán:</b>	
Status of Great Black-headed Gulls ( <i>Larus ichthyaetus</i> ) in Europe and Hungary . . . . .	15
<b>MUSICZ, László:</b>	
Ecology and nature conservation relation of wild goose wintering at the Old Lake, Tata, Hungary . . . . .	25
<b>Nikolai, V. PETKOV:</b>	
Current status of the Ferruginous Duck ( <i>Aythya nyroca</i> ) in Bulgaria . . . . .	44
<b>Miroslav, SALEK:</b>	
Population density and nesting habitat of Lapwings ( <i>Vanellus vanellus</i> ) breeding in agricultural landscape, Czech Republic . . . . .	50