Magyar Vízivad Közlemények

Hungarian Waterfowl Publications

No. 23.

NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZET,
MAGYAR VÍZIVAD KUTATÓ CSOPORT
UNIVERSITY OF WEST-HUNGARY, INSTITUTE OF WILDLIFE MANAGEMENT AND VERTEBRATE ZOOLOGY
HUNGARIAN WATERFOWL RESEARCH GROUP



Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor

SOPRON
2013

NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZET,
MAGYAR VÍZIVAD KUTATÓ CSOPORT
UNIVERSITY OF WEST-HUNGARY, INSTITUTE OF WILDLIFE MANAGEMENT AND VERTEBRATE ZOOLOGY,
HUNGARIAN WATERFOWL RESEARCH GROUP

MAGYAR VÍZIVAD KÖZLEMÉNYEK
Hungarian Waterfowl Publications
No. 23.



Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor

SOPRON
2013

Borító: Szilágyi Attila
Belső címlap grafika: Kókay Szabolcs
Technikai szerkesztő: Gosztonyi Lívia

Szerkesztő Bizottság

Főszerkesztő: Prof. Dr. Faragó Sándor (Sopron)
Tagok: Dr. Hadarics Tibor (Sopron)
Dr. Kárpáti László (Sarród)
Dr. Kerekes, Joseph (Halifax, Kanada)
Dr. Kovács Gábor (Nagyiván)
Dr. Kovács Gyula (Sopron)
Dr. Magyar Gábor (Kecskemét)
Prof. Dr. Szabó István (Keszthely)

HU ISSN 1416-1389
HU ISSN 1419-6107

Felelős kiadó: Prof. Dr. Faragó Sándor

Készült: 150 példányban a LŐVÉRPRINT Kft. Sopron nyomdájában

TARTALOMJEGYZÉK
CONTENTS

Márkus István, Király Géza & Börcsök Zoltán
A FERTŐ TÓ MAGYARORSZÁGI NÁDASAINAK MINŐSÍTÉSE ÉS OSZTÁLYOZÁSA……1
The qualification and classification of the reed stands at Lake Fertő……..31

Bőhm András
VÁLTOZÁSOK MAGYARORSZÁG NEMZETKÖZI JELENTŐSÉGŰ VIZES ÉLŐHELYEINEK ÖKOLÓGIAI HELYZETÉBEN…….33
Changes in ecological state of wetlands of international importance in Hungary……..77

Barabás Lilla
A HAZAI RÉCEFAJOK FÉSZKELŐ-ÁLLOMÁNYAINAK ELTERJEDÉSE……..79
Breeding distribution of Hungarian duck species…….120

Hadarics Tibor
RITKÁBB VÍZIVADFAJOK ELŐFORDULÁSA MAGYARORSZÁGON A 2001/2002-ES, A 2002/2003-AS ÉS A 2003/2004-ES IDÉNYBEN……..121
The occurence or rare waterbird species in Hungary during the 2001/2002, 2002/2003 and 2003/2004 seasons……143

Kovács Gyula
A 2008 NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZES ÉLŐHELYEKEN…….145
Results of waterbird census (November 2008) at Lake Balaton and its surrounding wetlands…….152

Kovács Gyula
A 2009 NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZES ÉLŐHELYEKEN…….153
Results of waterbird census (November 2009) at Lake Balaton and its surrounding wetlands…….159

Kovács Gyula
A 2010 NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZES ÉLŐHELYEKEN…….161
Results of waterbird census (November 2010) at Lake Balaton and its surrounding wetlands…….167

Kovács Gyula
A 2011 NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZES ÉLŐHELYEKEN…….169
Results of waterbird census (November 2011) at Lake Balaton and its surrounding wetlands…….176

Bátky Gellért & Csonka Péter
A FERENCMAJORI-HALASTAVAK VONULÓ VÍZIMADARAINAK MONITORINGJA A 2002-2011 KÖZÖTTI IDŐSZAKBAN…..……177
Monitoring of migratory waterbirds of Fishponds at Ferencmajor int he periode 2002-2011……196

Gál János, Gosztonyi Lívia & Faragó Sándor
A KÁRÓKATONA (*Phalacrocorax carbo*) BIOMETRIAI PARAMÉTEREI, IVARI ÉS KORVISZONYAI, VALAMINT ÁLLAT-EGÉSZSÉGÜGYI HELYZETE MAGAYRORSZÁGON……197
Biometrical parameters, sexual and age relations and health sizuation of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Hungary……210

Keresztessy Katalin, Gosztonyi Lívia & Faragó Sándor
A KÁRÓKATONA (*Phalacrocorax carbo*) HALFOGYASZTÁSA MAGYARORSZÁGON…….211
Fish concumption of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Hungary……..237

Faragó Sándor & Gosztonyi Lívia
A KÁRÓKATONA (*Phalacrocorax carbo*) VONULÓ ÉS TELELŐ ÁLLOMÁNYA MAGYARORSZÁGON (1996-2012)……239
Population number of Great Cormorant (Phalacrocorax carbo) migrating and wintering in Hungary (1996-2012)……..274

Faragó Sándor & Gosztonyi Lívia
A SZÜRKE GÉM (*Ardea cinerea*) VONULÓ ÉS TELELŐ ÁLLOMÁNYA MAGYARORSZÁGON (1996-2012)……275
Population number of Grey Heron (*Ardea cinerea*) migrating and wintering in Hungary (1996-2012)……..310

Faragó Sándor
A TAVASZI ERDEI SZALONKA VADÁSZAT KIALAKULÁSÁNAK TÖRTÉNETE ÉS FENNTARTÁSÁNAK INDOKAI MAGYARORSZÁGON……..311
History of development of spring Woodcock shooting and arguments its maintenance in Hungary……...332

Fazili, M. F., Shah Mustafa, G. & Ulfat, J.
NEST CHARACTERISTICS, EGG BIOMETRY, INCUBATION AND HATCHING SUCCESS OF PHEASANT-TAILED JACANA *Hydrophasianus chirurgus* SCOPOLI (Charadriformes : Jacanidae) AT WULAR LAKE, KASHMIR (INDIA)…….333

Tamás Ádám & Agócs Péter
A DUNA DUNAFÖLDVÁR ÉS BAJA KÖZÖTTI SZAKASZA (1560-1479 FKM) VÍZIMADÁR-ÁLLOMÁNYÁNAK VIZSGÁLATA……349
Study of waterbird populations ont he Danube between Dunaföldvár and Baja (1560-1479 rkm)…….....425

DOI: 10.17242/MVvK_23.01

A FERTŐ TÓ MAGYARORSZÁGI NÁDASAINAK MINŐSÍTÉSE ÉS OSZTÁLYOZÁSA

THE QUALIFICATION AND CLASSIFICATION OF THE REED STANDS AT LAKE FERTŐ

Márkus István, Király Géza & Börcsök Zoltán

EcoMap Bt, 7625 Pécs, Szőlő u. 14. – Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, H 9400 Sopron, Ady e. út 5.

1. BEVEZETÉS

A „120/1999. (VIII. 6.) a vizek és a közcélú vízi létesítmények fenntartására vonatkozó feladatokról” szóló Korm. rendelet 9.§. előírja, hogy a vizek, illetve a meder tulajdonosa köteles a vizek medrében levő nádasok vízminőség-védelmi és partvédelmi szempontokra is figyelemmel kialakított minősítéséről, illetve a terület ennek megfelelő osztályba sorolásáról gondoskodni. A Korm. rendelet 9. §. (11) bekezdése szerint a minősítést szükség szerint, de legalább ötévenként kell elvégezni.

1.1. A nádasok minősítésének és osztályozásának szempontjai

A nádasok minősítésének, osztályozásának szempontjait a „22/1998. (II.13.) Korm. rendelet a Balaton és a parti zóna nádasainak védelméről, valamint az ezeken folytatott nádgazdálkodás szabályairól” írja elő. A rendelet célja biztosítani, hogy a Balaton medrében, továbbá a parti zónában a biológiai sokféleség megőrzését és a tó vízminőségének védelmét is szolgáló nádgazdálkodás történjen.

A minősítés tartalmazza:

a) a nádas helyének megjelölését, térképi ábrázolását és területének nagyságát,
b) a nádas típusát, az élőhely jellegének a leírását, valamint a kísérőfajok összetételének, fajgazdagságának bemutatását,
c) a nádas állomány minőségét meghatározó adatokat, a minőségi változások értékelését, valamint okainak feltárását,
d) a javasolt nádgazdálkodási módokat.

A minősítés alapján a nádas fogalmára való tekintettel, valamint a gazdasági és az ökológiai szempontokat figyelembe véve, a nádasokat az e rendelet melléklete szerinti minőségi osztályokba kell sorolni.

Az osztályozó rendszer a Balaton nádasaira készült, és sok tekintetben csak kompromisszumokkal alkalmazható a Fertőre. Felmerült egy a Fertőre igazított rendelet és osztályozó rendszer megalkotásának szükségessége. Többszöri konzultáció után körvonalazódik egy ilyen, a Fertőre alkalmazható osztályozó rendszer.

1.2. Előzmények

Az első légifényképek kiértékelésén alapuló, kézzel rajzolt részletes nádvegetációs térkép 1984-ben készült el (MÁRKUS, I., CSAPODY, I., TAKÁTS, T., PIRGER, Z.: 1984). A térképet 2003-ban digitalizáltuk.
1999-ben készült el (már a 120/1999. (VIII. 6.) Korm. rendelet 9.§ előírásai szerint) a Fertő tavi nádasok 1999. évi minősítése és térképe (MÁRKUS, I., DINKA, M., KIRÁLY, G., MÁRKUS, A.: 1999).

1.3. A kutatásban felhasznált munkatérkép előállítása

A Fertő tó Magyarországra eső térfelének pontos és naprakész földmérési alaptérképe a mai napig nem készült el. A korábbi kutatásokban használt munkatérképek az éppen rendelkezésre álló alapadatokból készültek. Ebből adódik a különböző időszakokból származó kutatások területi adatainak eltérése.

Hogy a munkaterület határait (tóhatár = jogi partvonal) pontosan megállapítsuk, szabatosan bemért pontok (államhatár-töréspontok, Fertő tó jogi partvonal sarokpontok) koordinátáit használtuk fel. A Budapesti Sztereografikus Vetületben adott koordinátákat DR. BÁCSATYAI LÁSZLÓ „Hungapro" programját használva transzformáltuk az Egységes Országos Vetületbe. A koordináták pontosságát – a Sztereografikus Vetületből adódóan – mintegy ±30 cm hiba terhelheti. A pontok összekötéséből kaptuk a Fertő tó jogi partvonal poligonos fedvényét, amely a tóhatár, és egyben a munkaterület határa. A Hansági főcsatorna a Fertőszéli zsilipig szintén a tóhoz tartozik, azzal egy vízrajzi egységet képez. Ez a tény a tóhatár-töréspontok alapján nem evidens, de a Hansági főcsatornát a védőtöltéssel együtt szintén a tóterületbe tartozónak vettük. **A Fertő tó Magyarországra eső területe így 7526,70 hektárnak** adódott. A belső vonalakat (nádas határ, feltöltések határa, csatornák) a 2007. évi digitális ortofotón interpretáltuk.

2. A FERTŐ TÓ MAGYARORSZÁGI NÁDASAINAK 2007. ÉVI MINŐSÍTÉSE ÉS OSZTÁLYOZÁSA

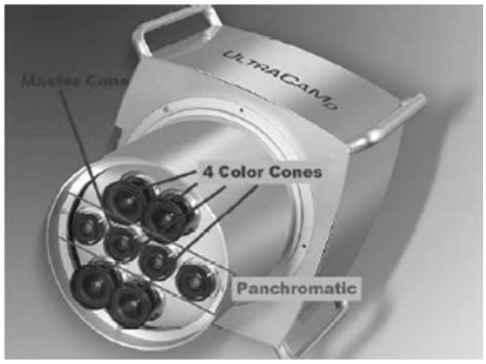
2.1. Digitális ortofotó mozaik előállítása

A légifényképezést az EUROSENSE Kft végezte Vexcel Ultra CamD digitális mérőkamerával. Ez volt Magyarországon az első környezetinformációs célokra használt, digitális mérőkamerával végrehajtott légifényképezés.

A hagyományos légifényképezés eszköze a Wild RC 30 mérőkamera (**1/a. ábra**). A felvételek KODAK Aerochrome III FCIR 1443 légifilmre készülnek, majd szkenneléssel kapjuk a digitális képet. A digitális mérőkamera a Vexcel UltraCamD többcsatornás felvevő berendezés (**1/b. ábra**).



1/a. ábra: Wild RC 30 kamera



1/b. ábra: Vexcel UltraCamD kamera

1. ábra: A Wild RC 30 és a Vexcel UltraCamD kamera

Figure 1: The Wild RC and the Vexcel UltraCam D cameras

A Vexcel UltraCamD és a Wild RC 30 kamerával készült felvételek közötti minőségi különbség a spektrális és a radiometriai felbontásban jelentkezik. A Wild RC 30 kamerával készült színes vagy infra színes képek ún. egy csatornás felvételek. A légifényképek szkennelése 21 μm geometriai és 8 bit radiometriai felbontást eredményez a képsíkban. A Vexcel UltraCamD kamera a felvételeket egy pánkromatikus és négy multispektrális sávban (RGBNIR) rögzíti. A több sáv jobb spektrális felbontást biztosít. Az UltraCamD felvételek radiometriai felbontása 16 bit.

A gyakorlati felhasználó szempontjából a filmre készített légifényképek analóg adathordozók, a fotográfiai jellemzők folyamatos skála mentén változnak. A digitális mérőkamerával történő légifényképezés drágább ugyan, de a várható előnyöket (nagyobb spektrális és radiometriai felbontás, élesebb leképzés) figyelembe véve jobbnak találtuk, és ezt a megoldást választottuk. Döntésünket az a már látható tendencia is motiválta, hogy a digitális mérőkamerás légifényképezés várhatóan néhány éven belül kiszorítja, ill. felváltja a hagyományos mérőkamerás légifényképezést. Ezért fontos a jövő szempontjából, hogy megismerjük az új technológiát.

A légifényképezés tervét az EUROSENSE Kft készítette. A felvételek vetületbe illesztéséhez szükséges illesztőpontokat magunk jelöltük és mértük az EUROSENSE Kft-vel egyeztetve. 24 illesztőpont jelölésére és mérésére került sor**.** Az illesztőpontok az L1 SZABÁLYZAT 14. sz. melléklete 5. mintája szerint kerültek kialakításra.

Az illesztőpontok mérése 2007. július 13-án történt meg. A mérés során Leica GPS1200 RTK geodéziai GPS vevőt használtunk a soproni SPRN nevű bázisállomással. A mérések eredményét utólagosan is feldolgoztuk, és a tájékozásban már ezeket a koordinátákat használtuk.

A légifényképezésre 2007. július 15-én, vasárnap került sor, 9:10 és 9:50 óra között. A viszonylag korai felvételezési időpont egy kicsit hosszabb árnyékokat eredményezett, de ennek ellenére is elmondható, hogy az anyag minősége jó.

A felvételek tájékozása a DigiTerra Map v3 program tömbkiegyenlítő moduljában történt. A tájékozáshoz nagy segítséget nyújtottak a navigációs adatok. A felvételek tájékozását nagy geometriai pontossággal sikerült megvalósítani. A tájékozás átlagos hibája 0,17 pixel (0,051 m), maximális hibája 0,54 pixel (0,162 m) lett.

A felvételek ortorektifikálásakor az UltraCamD OPC szoftverével előállított, 8 bites, élesített, 4 sávos felvételeket használtuk. Az ortorektifikálás során – a domborzatos parti területen – az 1:10000-es Gauss-Krüger térképek magassági ábrázolásából korábban előállított digitális domborzatmodellt alkalmaztunk (MÁRKUS, I., BÁCSATYAI, L., BARTA, D., KONKOLYNÉ GYURO, É., KIRÁLY, G., CZIMBER, K.: 1999).

A 60 % bázisirányú és 20 % haránt irányú átfedéssel készült légifényképek mozaikolásával állítottuk elő az ortofotó-mozaikot.

2.2. A nádasok minősítése és osztályozása

2.2.1. Terepi adatgyűjtés

2.2.1.1. A terepi mintahelyek előzetes kijelölése

A terepi mintavételi pontok előzetes helyét a 2007. évi ortofotók tanulmányozása alapján jelöltük ki. Kiegészítő információk szerzése céljából áttekintettük az 1984. és 1999. évi nádas térképet, az 1999. évi ortofotót, és az 1984. és 1999. években gyűjtött nádas minták adatait. A mintahelyeket úgy jelöltük ki, hogy azok többszörös ismétlésben lefedjék a légifényképeken interpretálandó nádas típusokat, szerkezeteket, élőhelytípusokat. A mintahelyek megközelítése is fontos szempont volt. Már a légifényképi illesztőpontok felkeresése során tapasztaltuk, hogy a nádas csatornák, amelyek 1999-ben még motorcsónakkal járhatók voltak, napjainkra feltöltődtek és elnádasodtak, ma már nem, vagy csak nehezen járhatók. 100 előzetes mintapontot jelöltünk ki.

2.2.1.2. A terepi adatgyűjtés végrehajtása

A terepi adatgyűjtés, figyelembe véve a 22/1998. (II.13.) Korm. rendelet előírásait is, az alábbiakra terjedt ki:

- minta sorszáma,
- teljes körű botanikai felvételezés,
- növénytársulás meghatározása,
- a felvétel helyének megnevezése,
- a mintapont Magellán GPS-sel mért koordinátái,
- a felvétel ideje,
- borítás becslése,
- nádmagasság és tőátmérő mérés,
- nád tőszám m^2-nként avas és zöld bontásban,
- az aktuális vízszint feljegyzése az ÉDUKÖVIZIG Fertő Tavi Mérőállomás adataiból,
- aktuális vízmélység a mintapontban,
- átszúrható üledék vastagsága,
- helyszíni fényképfelvétel.

Összesen 110 mintapontban végeztünk terepi mintavételezést. Az adatgyűjtésben Kovács Richárd, az ÉDUKÖVIZIG Hansági Szakaszmérnöksége munkatársa segédkezett. Esetenként motorcsónakkal vagy terepjáró gépkocsival segítette a munkát az ÉDUKÖVIZIG Hansági Szakaszmérnöksége, az ÉDUKÖVIZIG Fertő tavi Kutatóállomása és a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság. Köszönet a segítségért!

A terepi adatgyűjtés kielégíti a 22/1998. (II.13.) Korm. rendelet előírásait, és kvantitatív adatokat szolgáltat a fentebb felsorolt környezeti és antropogén hatások értékeléséhez. A gyűjtött adatok a nádasok minősítésére felhasználható indikátorok.

A terepi mintavételezést 2007. szeptember 14-e és október 14-e közötti időszakban végeztük el. Ez a botanikai adatgyűjtés szempontjából nem optimális, de a felvételezés fő célja a nádasok vizsgálata volt, és erre az időre készültek el a 2007. július 15-i

légifényképekből az ortofotók, amelyeket nem nélkülözhettük a mintahelyek kijelölésében és a terepi munkában sem.

2.2.1.3. A terepi mintavételezés adatainak értékelése

2.2.1.3.1. A botanikai felvételek adatainak értékelése

160 növényfajt jegyeztünk fel. A gyűjtött florisztikai adatok elemzéséből a vegetáció természetességére, illetve degradációjára kaptunk mérőszámokat. A vizsgálathoz a határozókönyvben szereplő fajok természetvédelmi érték kategóriáit – TVK értékek – használtuk (SIMON, T. 1992).

I. Természetes állapotokra utaló fajok		84
unikális fajok	U	1
fokozottan védett fajok	KV	
védett fajok	V	4
társulásalkotó fajok	E	23
kísérő fajok	K	55
pionír fajok	TP	1
II. Degradációra utaló fajok		67
zavarástűrő fajok	TZ	29
adventív fajok	A	
gazdasági növények	G	3
gyomfajok	GY	35
Összes faj		151

Degradációra utaló fajok átlagos AD értéke a mintapontokban:

I.A Homogén, zárt nádasok	0,29
I.B Természetes magassásosok	1,30
II.A Homogén, fellazuló nádasok	0,42
II.B Gyomosodó magassásosok	0,50
III.A Kiritkuló, elöregedő nádasok	1,22
III.B Gyomos magassásosok	10,25
IV.A Kiritkult, degradálódó nádasok	0,33
IV.B Gyomok uralta kiszáradó területek	38,45
V.A Degradált nádasok, tarfoltok	0,00
V.B Ligetesedő, kiszáradó területek	30,25

Megállapítottuk, hogy a fertői nádasok túlnyomó többsége (I.A, I.B, II.A, II.B, III.A) florisztikai szempontból természetesnek tekinthető, a III.B osztály gyomosodó, a IV.B és V.B osztály degradált. A IV.A, V.A osztályok a TVK értékek alapján nem minősíthetők, de mondhatjuk, hogy ezeken az élőhelyeken a degradációt jelző fajok sem találják meg az életfeltételeiket.

Társulástani szempontból vizsgálva az **I.A osztály** növénytársulásai a Típusos nádasok (Sc. Phr. phragmitetosum). A **II.A osztály** uralkodó társulásai szintén a Típusos nádasok *(*Sc. Phr. phragmitetosum). Előfordul még: Magassásos nádas (Sc.-Phr. magnocaricosum), Gyékényes nádas (Sc. Phr. typhetosum), Gyomos nádas (Scirpo-Phr. ruderale) és a Télisásos-nádas típus (Sc.-Phr. cladietosum marisci). Ide soroltuk még a nyíltvízi laza szerkezetű Tengermelléki kákásokat (Schenopletetum litoralis continentale) és gyékényszigeteket

(Typhetum angustifoliae). A **III.A osztály** növénytársulásai: Típusos nádasok (Sc. Phr. phragmitetosum), Gyékényes nádas (Sc. Phr. typhetosum), Gyékényes (Typhetum angustifoliae), Vízi rencés nádas (Sc. Phr. phr. typhetosum utricullariosum), Magasásos nádas (Sc. Phr. magnocaricosum). A **IV.A osztály** növénytársulásai: Típusos nádasok (Sc. Phr. phragmitetosum), Gyékényes nádas (Sc. Phr. typhetosum), Gyékényes (Typhetum angustifoliae), Gyékényes nádas vízi rencés altípusa (Sc. Phr. phr. typhetosum utricullariosum). Az **V.A osztály** növénytársulásai: gyékényes nádas (Sc. Phr. typhetosum), Vízi rencés nádas (Sc. Phr. utricullariosum), Gyékényes nádas vízi rencés altípusa (Sc. Phr. phr. typhetosum utricullariosum), Gyomos nádas (Scirpo-Phr. ruderale).

Az **I.B osztály** osztály növénytársulásai: Télisásos nádas (Sc.-Phr. cladietosum marisci), Télisásos (Cladietum marisci), Gyékényes (Typhetum angustifoliae), Kékperjés láprét (Molinietum coeruleae). A **II.B osztály** növénytársulásai: Télisásos nádas (Sc.-Phr. cladietosum marisci), Zsiókás (Bolboschoenetum maritimi continentale). A **III.B osztály** növénytársulásai: Magassásos nádas (Sc. Phr. magnocaricosum), Zsiókás nádas (Sc.-Phr. bolboschoenetum maritimi), Gyékényes (Typhetum angustifoliae). A **IV.B osztály** növénytársulásai: Kultúr nádas (Scirpo-Phragmitetum cultum). Az **V.B osztály** növénytársulásai: Füzes-nyáras nádas (Saliceto-Populetum albae phragmitetosum), Fűz-nyár ligeterdő (Salicetum albae-fragilis), Rekettyefüzes-nádas (Salicetum cinerea phragmitetosum).

2.2.1.3.2. A nádas adatok értékelése:

A nádas osztályok minősítése szempontjából fontos mutatók a **borítás** (AD), a **nádmagasság** (M), **a nád átlagos tőátmérője** a vízszintben mérve (∅), az **avas nádszálak száma m^2-ként** (A), a **zöld nádszálak száma m^2-ként** (Z), az **avas nád – zöld nád arány** (A/Z), a **vízmélység** (V) és az **átszúrható üledék** (laza iszap = I) értéke. A mért adatok átlagos értékeket az **1. táblázatban** látjuk.

1. táblázat: A nádas minták kvantitatív adatai
Table 1: The quantitative data of the reed samples

Osztály	AD (%)	M (m)	∅ (mm)	A (db)	Z (db)	A/Z	V (m)	I (m)
I.A	96,43	3,34	8,33	92,10	52,55	1,75	0,51	0,97
II.A	84,69	2,64	5,88	90,36	64,20	1,41	0,10	0,56
III.A	76,67	2,47	5,60	123,60	68,40	1,81	0,22	0,62
IV.A	60,00	2,36	5,00	118,67	46,67	2,54	0,31	0,59
V.A	18,75	1,50	~	~	~	~	0,39	0,34

A **borítás**, a **nádmagasság** és a **tőátmérő** átlagos értéke jó indikátorai a nádas vitalitásának. A **2. ábra** mutatja nádas osztályonként a mintahelyeken mért adatok átlagos értékeit és a trendet.

Az **I.A osztály**ra jellemzők a legnagyobb értékek. Ezek a nádas szukcesszió optimális fázisába sorolt, nem aratott szegélynádasok. A **II.A**, és a **III.A osztályok**ban (belső és parti nádasok) a borítás, a nádmagasság és a tőátmérő fokozatosan csökken. Ez a rendszeres nádaratás hatását tükrözi. A nádaratás miatt előbb a borítás, a nádmagasság és a tőátmérő csökkenése következik be (II.A osztály), de ezek még többé-kevésbé zárt, alacsonyabb, vékonyszálú, jó nádasok. A **III.A osztály**ú nádasokban a nádas degradáció előrehaladása következtében a nádas kiritkul, fellazul, a nádmagasság és tőátmérő tovább csökkenik. A **IV.A osztály**ban a degradáció előrehaladott. Ezt jelzi a borítás, a nádmagasság és a tőátmérő

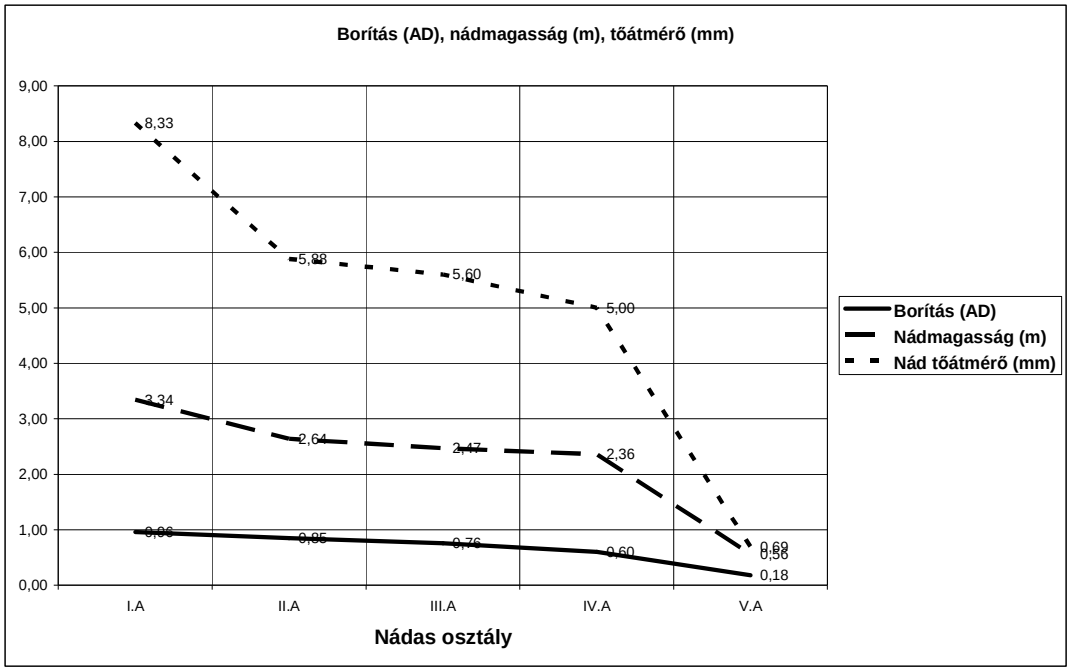
drasztikus csökkenése. Az **V.A osztály**ba tartozó nádasok többsége tarfolt, vagy ritka, csenevész náddal borított.

Az **avas nád – zöld nád arány** a nádas elöregedésének fontos indikátora (**3. ábra**).

Az **I.A osztály**ba tartozó nádasokat általában nem aratják, ezért az avas nádszálak mennyisége viszonylag magas, de az új nád életerős, és túlnövi az avas nádat. A **II.A, III.A** és **IV.A osztály**ú nádasokban az avas nádszálak mennyisége növekedik, a zöld nádszálak mennyisége csökkenik, az avas nád – zöld nád hányados fokozatosan növekedik. Ez azt is jelzi, hogy a III.A és IV.A osztályú nádasokban ma már ritkán aratnak, a nádas elöregedik. Az iszapfelszínen felhalmozódik a detritusz (elhalt nádtörmelék), ami a nádas felújulását nehezíti. Az eredmény a nádas kiritkulása. Az **V.A osztály**ban már szinte nem is mérhetők az adatok. Az adatokat és a trendet a **3. ábrában** láthatjuk.

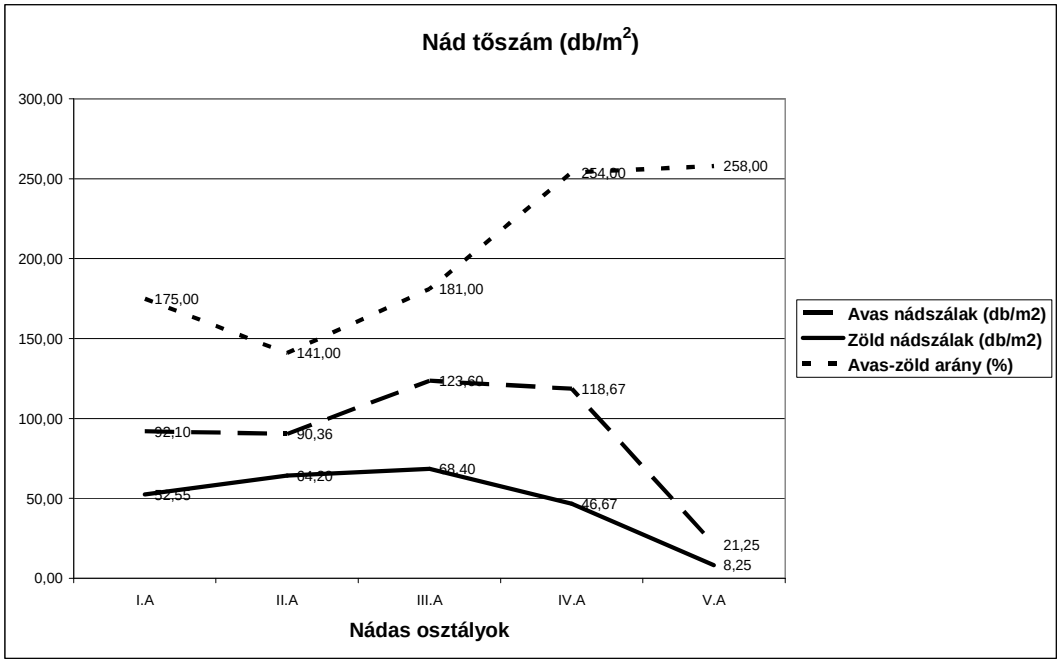
A **vízmélység** (a 115,60 moAf vízszinttől mérve) a nádas degradáció fontos indikátora. A **vízmélység** és az **átszúrható üledék** átlagos értékeit és változását a **4. ábra** mutatja.

A tóvíz-nádas határon levő szegélynádasok a nádas szukcesszió iniciális-optimális fázisát képviselik. A vízmélység és a lerakódott, tápanyagban gazdag friss iszap vastagsága nagyobb, mint a belső nádas területeken.



2. ábra: A borítás, a nádmagasság és a tőátmérő átlagos értékei és változása az I-V.A nádas osztályokban.

Figure 2: The average values and variation of the abundance-dominance, height and diameter in the reed classes I-V.

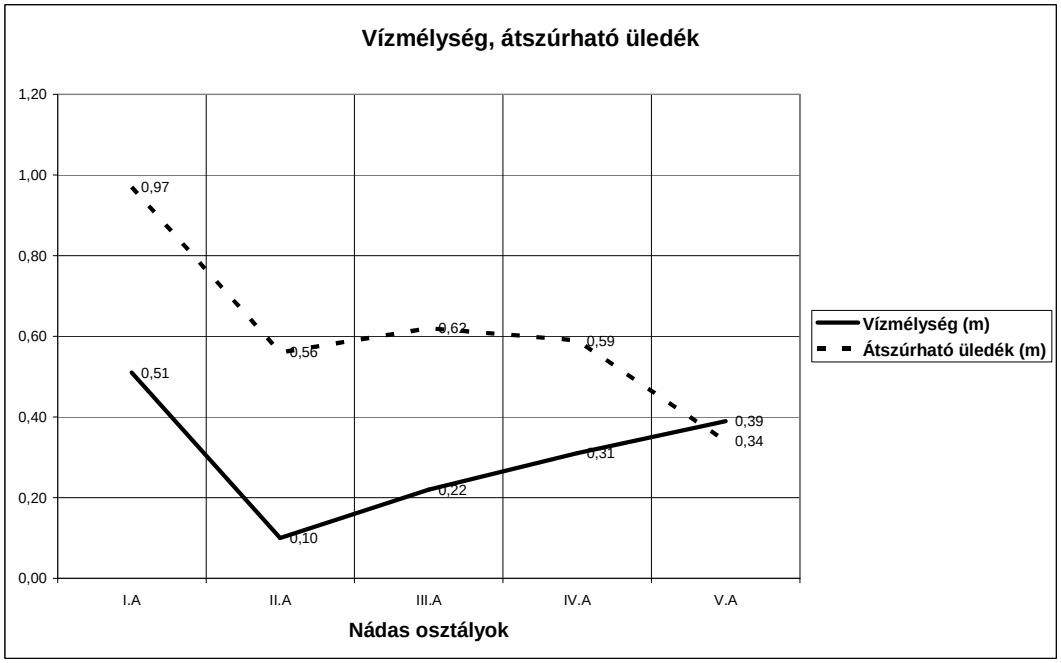


3. ábra: Az avas nád (db/m^2), zöld nád (db/m^2) és az avas-zöld nád arány átlagos értékei és változása az I-V.A nádas osztályokban.

Figure 3: The average values and variation of the dry reed (piece/m^2), green reed (piece/m^2) and the dry-geen rate in the reed classes I-V.

Csak a belső nádasokat vizsgálva megállapítható, hogy a belső nádas területek degradálódása főképpen az állandó vízborítású, mélyebb területeken kialakuló anaerob viszonyok következménye.

.



4. ábra: A vízmélység és az átszúrható üledék vastagság átlagos értékei és változása az I-V.A nádas osztályokban.

Figure 4: The average values and variation of the water depth and the depth of slime in the reed classes I-V.

Az **I.A osztály**ban mind a vízmélység, mind az iszapvastagság magas értékekkel jellemezhető. Ezekben a szegélynádasokban a meghatározó környezeti tényező a rendszeres frissvíz-elöntés, iszap- (tápanyag) lerakás. A **II.A osztály**ú nádasok a magasabb térszíneken találhatók, ahol az év nagy részében az iszapfelszín a vízből kiemelkedik, átszellőzik. A szárazra került iszapfelszín teherbíró, a nádarató gépek kártétele is kisebb, a II.A osztály nádasainak állapota jó. A **III.A osztály**ú nádasok iszapfelszíne az előző II.A osztály nádasainál alacsonyabb szintben van, átlagos vízszint mellett az év túlnyomó részében vízzel borított, a nádas vízében és a gyökérzónában anaerób viszonyok alakulhatnak ki, a nádas degradációja felgyorsul. A ritkábban vagy nem aratott területeken a nádas elöregedése, az aratott területeken az aratási károk által okozott lékesedés a jellemző. A **IV.A** és **V.A osztály**ú nádasokban az átlagos vízszint mellett egész évben vízborított területeken anaerob viszonyok uralkodnak, a nádas degradációja végbemegy, a nádas kipusztul

2.2.2. Az ortofotók kiértékelése, a nádas térkép előállítása

A nádas osztályok mellett más felszínborítások is előfordulnak, ezért ezeket a kategóriákat is bevettük az osztályozó rendszerbe. Ilyenek:

- vízfelületek,
- töltések (épített gátak, Vízitelep, Virágosmajori főcsatorna menti depónia).

A vízfelületeket tovább osztottuk, hogy az egyes tórészek, fontosabb belső tavak és szélesebb csatornák által elfoglalt területeket is meghatározhassuk. Külön kategória a mólók (vízitelepi vízi építmények, mólók, horgászállások), amelyek ábrázolását is szükségesnek tartottuk.

A fentebb írtak alapján az alábbi osztályokat (kategóriákat) különítettük el. A nádas osztályokat a felsorolásban szereplő rövid névvel tűntettük fel az adatállományban, illetve a térképen:

- I.A Homogén, zárt nádasok
- I.B Természetes magassásosok
- II.A Homogén, fellazuló nádasok
- II.B Gyomosodó magassásosok
- III.A Kiritkuló, elöregedő nádasok
- III.B Gyomos magassásosok
- IV.A Kiritkult, degradálódó nádasok
- IV.B Gyomok uralta kiszáradó területek
- V.A Degradált nádasok, tarfoltok
- V.B Ligetesedő, kiszáradó területek
- Síkvíz (Gémes-tó, Püspök-tó, Kládler-sarok,Kis Kládler-sarok, Herlakni-tó, Kis Herlakni-tavak, Hidegségi-tó, Oberlakni-tó, Hidegségi Kis-tavak, Átjáró-tó, Nagy Határtisztás-tó, Máva-tó, Körgátsaroki-tavak, Bozi-tó, Balfi-tó, név nélküli kis tavak,Virágosmajori főcsatorna, Rákos patak, Hansági főcsatorna
- töltés
- móló.

A nádas osztályok azonosítására és lehatárolására a terepi adatgyűjtéssel támogatott vizuális interpretáció módszerét alkalmaztuk. Az interpretációt az ArcView 3.2 alatt, a számítógép monitorján megjelenített, Egységes Országos Vetületbe transzformált színes és infra színes ortofotókon végeztük on-screen (képernyő) digitalizálással. Az azonos képi

megjelenésű, vélhetően azonos osztályba tartozó nádas foltokat körülrajzoltuk, majd a poligonos fedvény attribútum táblájába is beírtuk az azonosító adatokat (kód, osztály neve). A poligonok területét és kerületét a program automatikusan számolja. A poligonok módosítása esetében az adatokat újra kell számítani.

Az interpretációhoz felhasználható információk a minta képi megjelenése, színe, árnyalata, tónusa és a képi finomszerkezet. Gondosan ki kell választani az egyes osztályokra legjellemzőbb mintapontokat. Elemezni, majd kivonni az osztály azonosítására felhasználható képi információkat, és ehhez hozzárendelni a terepi mintavételezésből származó adatokat és egyéb szakismereteket. Fotóinterpretációs kulcsokat kell készíteni, amelyek a minta légifénykép kivágatából, helyszínen készített fényképből és szöveges leírásból állnak (MÁRKUS, I., KIRÁLY, G., BÖRCSÖK, Z. 2007).. További kiegészítő információk a vizsgált terület elhelyezkedése a tómederben, és további más forrásból (térképek, korábbi kutatások eredménye, stb.) származó ismeretek.

A vizuális interpretáció nagy odafigyelést igénylő, fáradságos munka. Fennáll a szubjektív hibák elkövetésének a lehetősége. Ennek minimalizálása érdekében újra meg újra össze kell hasonlítani a kiértékelés eredményét a fotóinterpretációs kulcsokkal és az egyéb háttérismereteinkkel.

A nádasok osztályozásában a terület mozaikossága nehéz feladat elé állítja a kiértékelő személyt. Az egyes nádas osztályok elhatárolásához a képi finomszerkezet legalább olyan fontos, mint a képi szín. A nagy felbontású ortofotókon jól tanulmányozható a nádas záródása, mozaikossága, az állományhézagok, lyukak, üres foltok hiánya vagy megléte. Ezek az osztályba sorolás legfontosabb kritériumai.

A kiértékelés pontossága tekintetében a tematikus és a geometriai pontosságot kell említeni. A tematikus pontosságról a fentiekben már szóltunk. A geometriai pontosságot alapvetően befolyásolja a rendelkezésre álló ortofotó felbontása (pixelméret: 30 x 30 cm) és az ortofotó térképi vetületbe illesztésének pontossága, amely esetünkben ±5,1 cm középhibával jellemezhető, tehát minden más korábbi térképészeti vagy távérzékelési alapanyagnál pontosabb.

A kiértékelés során az ortofotó a monitoron tetszőleges méretarányban megjeleníthető. 1 : 1000 és 1 : 5000 közötti méretarányban végeztük a kiértékelést. Ez a korábbi munkákkal összehasonlítva pontosabb kiértékelést tesz lehetővé. A kép áttekintésére az 1 : 5000-10000 méretarányt, a nádas interpretációhoz az 1 : 2000 méretarányt használtuk. A tóhatár, a belső tavak határa és egyéb vonalas szerkezetek (csatornák, vízitelepi létesítmények, stb.) kiértékelése 1 : 1000 méretarányban történt. Ez a határvonalak, vonalas szerkezetek esetében mintegy 0,5 m geometriai pontosságot adott.

A légifényképek készítésének időpontja (reggel 9-10 óra) miatt a viszonylag jelentős vetett árnyékot is figyelembe kellett venni. A napsugár beesési szöge 9 órakor 40°, és pl. egy 3 m magas nádfal vetett árnyékának hosszúsága mintegy 3,5 m.

A kisebb belső tavak azonosítása sem egyszerű. A képen látható vízfelület lehet belső tó, és lehet tarfolt is. Ha az adott helyen a vízrajzi térképen is tó van, az infra színes képen látható mélykék színű folt belső tó. A tarfoltok vizének színe többnyire ennél világosabb kék. A belső tavakat nádas szegélyezi, a határvonal határozott. A tarfoltokat a kiritkuló nádas határolja, az átmenet nem éles.

Hasonlóan problémás a töltések határvonalának megrajzolása. A vízitelep-tó határvonalát a rézsű felső élében rajzoltuk meg. A töltések (bekötőút, körgát, stb.) a képen beleolvadnak a nádasba. A töltés széle valamennyire látszik, illetve becsülhető. A töltés magasságának ismeretében becsülhető, hogy 1 : 1,5, 1 : 2,0 rézsűvel hol lehet a töltés lábának a vonala.

2.2.2.1. A nádas térkép megszerkesztése

Az interpretáció eredménye egy 2462 poligont tartalmazó nyers adathalmaz lett. Ezt az adathalmazt ismételten felülvizsgáltuk főképpen az interpretáció tartalmi pontossága szempontjából. A térkép ebben a formájában túl részletes, elaprózott, és a felhasználó számára is nehezen kezelhető. Az azonos osztályba tartozó szomszédos poligonokat összevontuk. A poligonok összevonásával egyidejűleg generalizálást is végeztünk, azaz a nagyobb, valamely osztályba sorolt területbe ékelődő apró, más osztályba sorolt poligonokat, ha az indokolt volt, hozzácsatoltuk a nagy poligonhoz. Így készült el a nádas fedvény, melynek térképi jelkulcsát is elkészítettük.

2.2.2.2. A Fertő tó csatornahálózata

A Fertőben 3 méternél szélesebb vízi közlekedésre alkalmas csatornákat, és 3 méternél keskenyebb — a kézi nádaratás érdekében az 1950-es években létesített, és mára már többségében feltöltődött, elnádasodott — csónak utakat tartunk nyilván. 3 m-nél szélesebbnek vehetők azok a csatornák, amelyeket ásással/kotrással, 3 m-nél keskenyebbnek, amelyeket ároknyitó ekével létesítettek. PIRGER, Z. közlése szerint az 1957-1959-es években 70,4 km hosszú főcsatorna, és 233,5 km hosszú mellékcsatorna készült (MÁRKUS, I. ET AL,1984). Az eltelt 47 évben új csatornákat is kotortak.

A csatornák nagy része 1995. óta feltöltődött, elnádasodott. Ma a csatornák mintegy 1/3-a járható, 1/3-a nehezen járható, 1/3-a nem járható. Szükségesnek tartottuk a csatornák újra rajzolását. Ezt főképpen a korábbi térképek geometriai pontatlansága indokolja. A jelen munka keretében csak azokat a csatornákat ábrázoltuk a *csatorna.shp* fedvényben, amelyeket a vízi közlekedés és a nádas frissvíz-betáplálása szempontjából fontosnak ítéltük. Döntésünkben figyelembe vettük a Fertő Keretterv (DUNAI, F. 2001) vonatkozó munkarészeit is. A csatornák azonosítására a Fertő Keretterv kódolását alkalmaztuk. A csatornák térképi ábrázolása segíti a nádas térképen való eligazodást is. Az újra rajzolt csatornák a nádas térképen láthatók.

A csónak utakkal nem foglalkoztunk a jelen munka keretében. A csónak utak egy része az idő múlásával egyre nehezebben felismerhető az ortofotón. Ezek a kataszteri térképen önálló földrészletek, és egyben a nádas parcellák határai is. A kataszteri térképek pontossági (és tartalmi) hibái itt is fellelhetők, ezért ezek megtartása, elvetése vagy pontosságának javítása a kataszteri térkép felújítása keretében dönthető, ill. végezhető el.

2.2.2.3. Mólók

Szintén a korábbi térképek pontossági hibái miatt – és a változások átvezetése végett – tartottuk szükségesnek a mólók fedvény újra rajzolását. A mólókat a *molo_2007.shp* fedvényen láthatjuk a nádas térképen. A fedvény az aktuális, 2007. évi állapotot ábrázolja.

2.2.2.4. A Fertő tó 2007. évi nádas térképe

A nádas fedvényre illesztettük a csatornák és a mólók fedvényeket. A térkép az **1. mellékletben** (A Fertő tó nádas térképe, 2007) látható. Elkészítettük a Fertő tó nádas térképének szelvényezett, 1 : 10 000 méretarányú, szelvényenkénti nyomtatásra alkalmas változatát is (MÁRKUS, I., KIRÁLY, G., BÖRCSÖK, Z. 2007).

2.2.2.5. A nádas térkép értékelése

A nádas térképen végzett területszámítás eredményét a **2. táblázat** mutatja.

A nádas terület kiterjedése 6290,14 ha, az összterület 83,60 %-a. A szabad vízfelület 1195,27 ha, 15,89 %, a feltöltések területe 38,29 hektár, 0,51 %. Kerekítve: a tóterület 84 %-át borítja nádas zóna, 16 % a szabad vízfelszín aránya.

A térképet (**1. melléklet**) szemlélve szembeötlő, hogy a tó nádasai erősen degradáltak. A degradáltságot mutatja a különféle minőségi osztályok aránya is (lásd a **2. táblázatban**).

2. táblázat: A Fertő tó 2007. évi nádas térképén elhatárolt nádas osztályok területe
Table 2: Area of reed classes in the reed map of 2007

OSZTÁLY	POLIGONOK	TERÜLET (ha)	ÖSSZES TERÜLET (%)	NÁDAS TERÜLET (%)
I.A Homogén, zárt nádasok	70	410,54	5,46	6,98
II.A Homogén, fellazuló nádasok	250	920,76	12,24	15,65
III.A Kiritkuló, elöregedő nádasok	251	2649,33	35,21	45,02
IV.A Kiritkult, degradálódó nádasok	385	1101,02	14,63	18,71
V.A Degradált nádasok, tarfoltok	324	803,06	10,67	13,65
"A" Nádas osztályok összesen	**1280**	**5884,71**	**78,22**	**100,00**
I.B Természetes magassásosok	24	237,62	3,16	
II.B Gyomosodó magassásosok	25	102,05	1,36	
III.B Gyomos magassásosok	19	20,63	0,27	
IV.B Gyomok uralta kiszáradó területek	31	12,60	0,17	
V.B Ligetesedő, kiszáradó területek	32	32,53	0,43	
"B" Nádas magassásos, láprét osztályok	**131**	**405,43**	**5,39**	
Nádas osztályok összesen	**1411**	**6290,14**	**83,60**	
Vízfelület összesen	**115**	**1195,27**	**15,89**	
Feltöltés, töltések	**10**	**38,29**	**0,51**	
Fertő tó összesen	**1536**	**7523,70**	**100,00**	

Az **I.A osztály**t, mely az optimális fázisban levő nádasokat reprezentálja, csak kis területen (410,54 ha, 5,46 %), a nyíltvízi zónában, a nádas szegélyben vagy a szigeteken találjuk meg.

A hasonlóan egészséges **II.A osztály** már nagyobb területet borít (920,76 ha, 12,24 %), azonban állományai főképpen a kisvízállású időszakokban (nyár, ősz) a tóvízből kiemelkedő, szárazabb, keményebb szedimentumú „dombokra" korlátozódnak, ahol az oxigénellátás a levegőn keresztül megtörténhet, és az aratógépek kártétele sem olyan drasztikus. E nádasok többségét rendszeresen aratják. Kismértékű megbomlásuknak vagy degradációjuknak oka ebben az esetben az aratás. Ha hosszabb idő óta nem aratják, az avas nád arány megnő, elkezdődik a természetes elöregedésük. A II.A osztályba soroltuk a nyíltvízben megtelepedő nádszigeteket és nádas szegélyeket. Ezek ritka állású állományok, aminek oka vagy az, hogy a terjedő nádas még nem záródott, vagy az, hogy (északi kitettségekben) a hullámverés, és jégzajláskor a jég roncsolja a még nem eléggé ellenálló, ritka nádas szegélyeket.

A **III.A osztály**t képviselő nádasok a leggyakoribbak a Fertő tavon. Az osztály területfoglalása 2649,33 ha, 35,21 %. A degradáció jeleit már félreismerhetetlenül magukon viselik. Ide tartoznak a nádaratás hatására kiritkuló, lékesedő állományok, illetve azon területek állományai, ahol már régebben nem aratnak, és a nádas elöregedett.

A **IV.A osztály**ba soroltuk az erősen kiritkult állományokat. Az osztály területfoglalása 1101,02 ha, 14,63 %. Ezek a területek állandó vízborítású, mélyebb fekvésű

területek, ahol a nádas vízében anaerob viszonyok uralkodnak. A nádas kiritkulásának, degradálódásának közvetlen oka a korábbi intenzív nádaratás. A leromlott állapot oka ma már sok esetben nem közvetlenül a nádaratás, hanem az aratás által megindított kedvezőtlen folyamatok további zajlása. Figyelembe véve, hogy ezeknek az élőhelyeknek a regenerációja természetes úton valószínűleg lehetetlen, figyelmeztető jelként kell venni nagy arányukat. Elhelyezkedésüket tekintve jól felismerhető átmeneti zónát alkotnak az előbbi III.A osztály állományai és a teljesen kipusztult tarfoltok (V.A osztály) között.

Az **V.A osztály** valójában már nem nádas. Leginkább iszapos pocsolyák, ahol a kipusztult nádcsomók rothadó maradványai jelzik a korábbi vegetációt, és a terjedőben levő káka, gyékény, esetleg sásfoltok mutatják a fejlődés irányát. Az osztály területfoglalása 803,06 ha, 10,67 %. Ezek szintén állandó vízborítású, mély fekvésű területek, ahol a nádas vízében anaerob viszonyok uralkodnak. Kialakulásuk kezdeti oka a kerekes nádaratógépek taposása, az utolsó fázisban azonban ez már nem játszik szerepet, mert az erősen kiritkult, értéktelen és a nádaratógépek által nehezen járható nádasokban már nem aratnak. Helyenként az aratásra vonuló gépek útvonalában találjuk foltjait, ilyenkor a légifényképen jól felismerhetők a csapák. A regeneráció elképzelhetetlen, más típusú növényzet kialakulása pedig valószínűleg igen hosszú időbe telik.

A természetes állapotú nem nádas vegetációt képviselő **I.B osztály** állományai nem takarnak számottevő területeket. Az osztály területfoglalása 237,62 ha, 3,16 %. Ezek az élőhelyek értékesek, a nádasoknál fajgazdagabbak és természetes állapotukban is mozaikosabbak, így többféle élőlénynek biztosítanak életlehetőséget. Jelentős veszély nem fenyegeti e helyeket, mert már szilárd aljzaton nőnek, és az emberi behatolásnak nincsenek nagymértékben kitéve.

A degradálódás kezdeti fázisában lévő mocsaras területeket és a kiszáradó lápréteket reprezentáló **II.B osztály** területfoglalása 102,05 ha, 1,36 %. Ebbe az osztályba tartoznak a nádaratógépek útvonalába eső, és ezek taposása által károsított magassásosok, magassásos-nádasok. A másik jellemző típus a szárazodás és szennyeződés következtében gyomosodó magassásos nádas. Látható tehát, hogy a parti zóna növényzetét közvetlen gazdasági és közvetve, a szennyezéseken keresztül megnyilvánuló hatások is degradálják.

A **III.B osztály** a továbbdegradálódó és továbbszáradó nem nádas vegetációt foglalja össze. Területfoglalása 20,63 ha, 0,27 %. A degradáció alapvető oka a nádas és a part között közlekedő nádaratógépek taposása (csapák), és a taposott terület gyomosodása. A gyomosodást elősegíti a túlszaporodott vaddisznó állomány túrása.

A **IV.B osztály** területfoglalása 12,60 ha, 0,17 %. A fő sugárirányú csatornák parti végénél található nádkirakó helyek elgyomosodott, tönkretett élőhelyei, amiknek területe többé-kevésbé állandó. Terjed viszont az iszapkotrás depóin, ahol az V.B osztályt megelőző szukcessziós fázis, szintén erősen gyomos állapotban. Ritkább esetben a szárazodás előrehaladott fázisában levő frissen kotort csatornák partján található depóniákon pionír gyomvegetációt jelez.

Az **V.B osztály** a főképpen a mesterséges feltöltéseken létrejött, kisebb részben a tóhatár mentén többé-kevésbé természetes úton kialakult, zavart, puhafa-ligetesedő helyeket jelöli. Legnagyobb kiterjedésben a Fertőrákosi-öböl körzetében találhatók az itt végzett kotrásokból származó iszappal feltöltött területeken. Az osztály területfoglalása 32,53 ha, 0,43 %. A behurcolt, tájidegen elemekkel és nagy mennyiségű gyommal nagy veszélyt jelentenek környezetükre, mint propagulumforrások.

A **vízfelületek** a teljes terület 15,89 %-át, 1195,27 hektárt fednek le. Annak érdekében, hogy a vízfelületekről részletesebb területi adatokat kapjunk, a vízfelületeket további alosztályokra bontottuk (MÁRKUS, I., KIRÁLY, G., BÖRCSÖK, Z. 2007).. A síkvíz a

külső vizet és a Fertőrákosi-tavat foglalja magába, amely leginkább hasonlít az osztrák tórész nyíltvízéhez. Ennek területe 1063,17 ha, 14,13 %.

A síkvízzel közvetlen kapcsolatban levő tórészek a Püspök-tó, Gémes-tó, Kládler-sarok és a Kis Kládler-sarok összterülete 34,43 ha, 0,46 %. A tó vízminőségi tájai vonatkozásában megkülönböztetjük a síkvizet (szürke víz), amely a színét a lebegtetett hordaléktól kapja, a barna vizeket (nádasok és belső tavak vize), amelyek hordalékmentesek, fenékig átlátszók, és a barna színt a vízben oldott humuszsavak okozzák. A Püspök-tó, Gémes-tó, Kládler-sarok és a Kis Kládler-sarok a vízminőség szempontjából az átmenetet képezik a szürke víz és a barna vizek között.

A belső tavak a nádas övezetben levő, a síkvíztől izolált barna vizű víztestek. A légifényképeken az iszapos fenék feketébe hajló sötét színe meghatározó. Érdemes elkülöníteni a legnagyobb, ismert belső tavakat (Herlakni-tó, Hidegségi-tó, Hidegségi Kis-tavak, Nagy Határtisztás-tó, Átjáró-tó, Kis Herlakni-tavak, Oberlakni-tó), amelyek a nádas övezet természetvédelmi szempontból értékes élőhelyei, és egyben a természet által alkotott csodái. A belső tavak összterülete jelentős, 89,48 ha, 1,19 %. Meghatároztuk külön a **széles csatornák** (Hansági főcsatorna, Rákos patak csatorna, Virágosmajori főcsatorna) területét is. Ezek összterülete is jelentős, 8,21 ha, 0,11 %. A Hansági főcsatorna és a Virágosmajori főcsatorna közvetlen összeköttetésben van a tóval, a Rákos patak csatorna gátakkal, zsilipekkel elhatárolt horgászvíz.

Jelentős területfoglalásuk miatt külön osztályként definiáltuk a **feltöltött területeket.** Ezek a Fertő tavi Vízitelep, a vízitelepi bekötőút által elfoglalt terület, a fertőrákosi szennyvíztisztítóhoz tartozó szűrőmezők töltései, a Virágosmajori főcsatorna kotrásából keletkezett feltöltés, továbbá a Mekszikói körgát és Poldergát. Ezek többsége szintén gyomos, más része karbantartott, főképpen gyepes kultúrterület. A feltöltött területek területfoglalása 38,29 ha, 0,51 %.

3. NÁDARATÁS, ARATÁSI KÁROK

A Fertő tó nádtermésének hasznosítására vonatkozó pontos adatokat csak 1946-ig visszamenően tudunk bizonyítani. Feljegyzések és elmondások azonban bizonyítják, hogy a tó nádasát már a múlt században és a század elején is hasznosították kis mértékben. A nádtermés betakarítása területre vonatkozóan nem haladhatta meg az 5-10 %-ot. Ebben az időben, és később is rendszeres volt a többéves avas nádasok égetéssel való felújítása.

A Fertő tó nádvagyonának tervszerű hasznosításáról 1946-tól beszélhetünk. Ekkor kezdte meg tevékenységét a Fertői Nádgazdasági Vállalat. Az 1957/58. évi aratási idényben került sor nagymennyiségű nád learatására, és emellett a többidejű, avas nádasok leégetésére. A Fertő nádasainak 90 %-a került ekkor learatásra és égetésre. A Fertő tó teljes learatása az 1950-1990. években elsődleges célként került meghatározásra. A cél megvalósítását azonban több természeti tényező befolyásolja, pl.: téli jégképződés az őszi és a tavaszi vízborítás mélysége és több más meteorológiai tényező (PIRGER, Z. IN MÁRKUS ET AL 1984).

Az 1958/59. évi aratási idénytől az 1982/83. évi aratási idényig terjedő időszak nádaratási adatait a **3. táblázat** és a **5. ábra** mutatja.

A Fertőn 1954-ig csak a kézi aratás volt jellemző. 1954-től történtek próbálkozások a nádaratás részbeni, majd teljes gépesítésére. Legfontosabb aratógép-típusok: RS-09-es eszközhordó traktor fűkaszával, RS-09 traktor kötözőszerkezettel, Seiga Tortoise 090 típusú gép, úszó nádaratógép.

A Fertő tó aratására a vízen történő aratás a jellemző. Valamennyi kerekes aratógép a vízben-iszapban haladva, bizonyos mértékű kárt okoz. A kártétel két formában jelentkezik. A gépek haladás közben kapaszkodnak a szilárdabb altalajba, ahol a nád rizómái is találhatók.

Ezeket felszaggatja, darabolja és a víz színére hozza, ahol azok kiszáradnak, továbbszaporítást nem jelentenek. Másik kártétel, hogy a már ősszel kialakult hajtáskezdeményeket (szivarokat) letörik a rizómáról (PIRGER, Z. IN MÁRKUS ET AL 1984).

3. táblázat: Fertői nádaratás aratási mód szerinti megoszlása az 1958/59-es idénytől 1982/83-ig 85 cm körméretű szabv. termelői kévében (PIRGER, Z. IN MÁRKUS, I. ET AL, 1984).

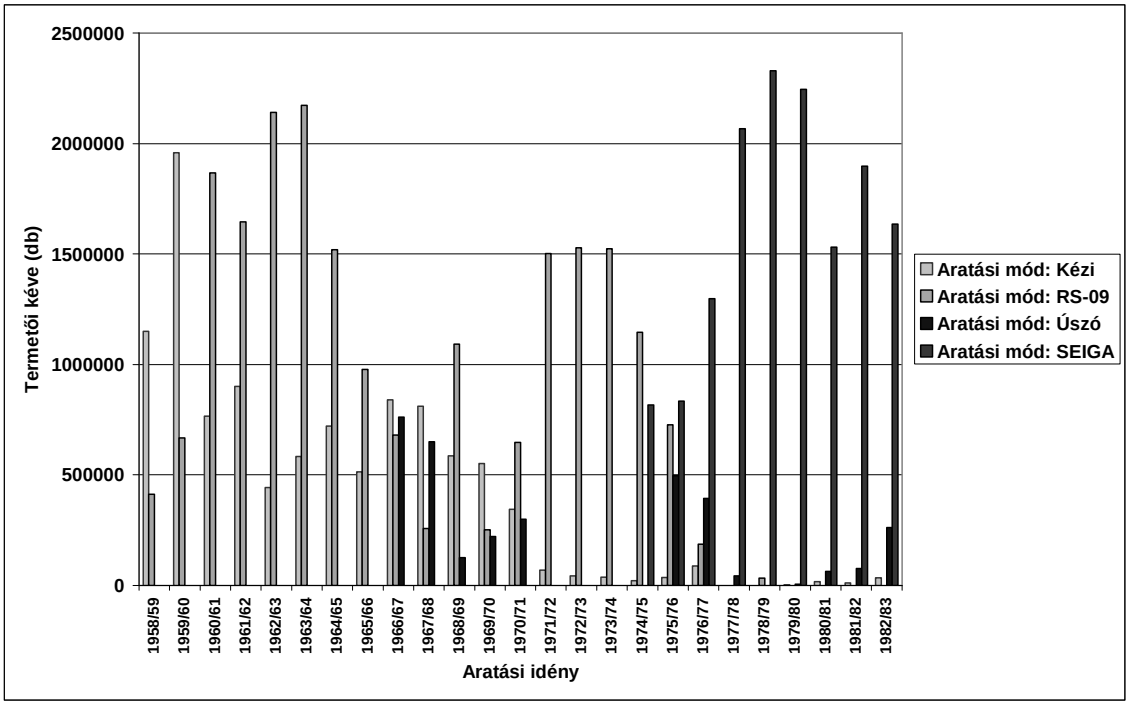
Table 3: The reed harvesting of Fertő in period of 1958/59-1982/83 in 85 cm ∅ standard sheafs.

Aratási idény	Aratási mód (eszköz)					
	kézi	RS-09	úszó	SEIGA	Gépi összesen	Mindösz-szesen
1958/59	1150600	413216			413216	1563816
1959/60	1958210	666919			666919	2625129
1960/61	765151	1867016			1867016	2632167
1961/62	900576	1645333			1645333	2545909
1962/63	442703	2141721			2141721	2584424
1963/64	582850	2172673			2172673	2755523
1964/65	721056	1518970			1518970	2240026
1965/66	513097	977314			977314	1490411
1966/67	840400	680557	762395		1442952	2283352
1967/68	811100	257463	649783		907246	1718346
1968/69	586370	1092374	125132		1217506	1803876
1969/70	551582	251867	221370		473237	1024819
1970/71	344250	646506	299158		945664	1289914
1971/72	68700	1502048			1502048	1570748
1972/73	42187	1527923			1527923	1570110
1973/74	36650	1523302			1523302	1559952
1974/75	21127	1144837		816211	1961048	1982175
1975/76	34707	727376	496333	833116	2056825	2091532
1976/77	87364	187258	393746	1298170	1879174	1966538
1977/78			43427	2067747	2111174	2111174
1978/79	410	32010		2329720	2361730	2362140
1979/80	2233		5443	2245910	2251353	2253586
1980/81	16065		63810	1531173	1594983	1611048
1981/82	9838		75573	1897324	1972897	1982735
1982/83	33616		261402	1635939	1897341	1930957

A tudományos kutatások (DINKA, M. IN MÁRKUS, I. 1999) az aratási károk pontosabb diagnózisát adják.

Az okozott taposási kár miatt kiritkul a nádas. Sekély 15-40 cm mély vízfelületek jelennek meg, ahonnan az aratógépek kereknyomása miatt a nád eltűnik.

A parcellában learatott nádkévék csatornáig történő kihordása során ugyanazon a területen többször haladnak át az aratógépek, s ezzel jelentős rizómakárokat okoznak. Ennek következtében nagymennyiségű felszaggatott rizóma úszik fel és sodródik a nádas vizében. A tömegesen úszó rizómák látványa nemcsak nem esztétikus, de e mellett rövid időn belül (pár órától 1-2 nap elteltével) elkezdenek erjedni, rothadni a kártételtől és az időjárástól függően. Rövid szénláncú, illó szerves savak képződnek, melyek kellemetlen szagúak (tejsav, vajsav, propionsav stb.), s ezek bizonyos koncentráció felett fitotoxinként hatnak. Ily módon ezeken a károsodott területeken az állomány felújulása késleltetett vagy a legtöbb esetben nem is következik be.



5 ábra: Fertői nádaratás aratási mód szerinti megoszlása az 1958/59-es idénytől 1982/83-ig 85 cm körméretű szabvány termelői kévében (PIRGER, Z. IN MÁRKUS, I. ET AL, 1984).

Figure 5: The reed harvest of Fertő in period of 1958/59-1982/83 in 85 cm ∅ standard sheafs.

Tekintettel arra, hogy a fejlődő rügyek 80-100%-a már őszre eléri az üledék felszínét különösen fontos, hogy az aratás a lehető legkíméletesebben történjen. Az aratógépek taposása, a rügyek roncsolása tavasszal a rizómákat újabb rügyek képzésére készteti. Nagy számú rügy károsodása esetén a csökkent tápanyagkészletű rizómákból kevesebb számú, vékonyabb hajtás fejlődik, a nádas struktúrája megváltozik. A sérült rizómákon és a letört rügyek, hajtáskezdemények helyén víz kerül(het) a rizómába, ami fokozza annak, ill. a nádas további pusztulását.

A fent felsorolt tünetformák a nádas különböző területein nem egyformán jelennek meg. A vízszint és az üledékviszonyok csak a kemény szedimentumú részeken biztosítják a kíméletes aratást. A nyíltvíztől távolabbi nádasokban a szerves üledék aránya nagyobb, ezért az aljzat a mechanikai kártétellel szemben kevésbé ellenálló. Itt az aratási kártétel fokozottan jelentkezik.

Az 1983-2007. időszakban folytatott nádaratásról nagyon kevés információ áll rendelkezésünkre. Az évenként learatott terület fokozatosan csökkent, melynek feltételezett okai:

- A degradált (IV.A-V.A) területeken nincs hasznosítható nádtermés.
- A III.A osztályú nádasokban a nádaratás nem kifizetődő.
- Egyes nádas területek aratását a természetvédelmi hatóság megtiltotta.
- A nádtermékek piaca beszűkült.

Ma főképpen a II.A és kisebb részben az I.A és III.A nádas osztályok területén aratnak.

2000-2001-ben felmértük a 2000/2001. évi aratási szezonban learatott nádas terület nagyságát (MÁRKUS, I. 2001). Az aratott terület 2114,59 hektárnak adódott. A 2007. évi felmérésünk szerint a 2006/2007. évi aratási szezonban aratott terület mindössze 904 hektár.

Annak ellenére, hogy a közbeeső évekről nem állnak rendelkezésünkre további, a nádaratásra vonatkozó adatok, kijelenthetjük, hogy az aratott terület ma már csak a teljes nádas terület mintegy 1/6-ra becsülhető, és ez lehetővé teszi – ahol a környezeti feltételek kedvezőbbek

– a nádasok természetes úton végbemenő regenerálódását főképpen a potenciálisan az I.A osztályba tartozó szegélynádasok, nádas szigetek, azaz a nyíltvízi zóna nádasai területén.

4. A MAGYARORSZÁGI FERTŐ TÓ ÉS A NÁDASOK VÁLTOZÁSÁNAK ELEMZÉSE

A Fertő tó magyar térfele mederváltozásainak – és ezen belül a nádasok fejlődésének – elemzését a rendelkezésre álló archív topográfiai térképek és nádas térképek bevonásával az 1785-2007-ig terjedő időszakra végeztük el. Az elemzés a forrásadatok keletkezésének időpontjaival szakaszolható, a közbeeső intervallumokra semmiféle értékelhető információ nem állt rendelkezésünkre.

A forrásadatok, és ezek keletkezésének időpontjai, az elemzés „mérföldkövei" az alábbiak:

Habsburg Birodalom I. katonai felmérése, 1785
Habsburg Birodalom II. katonai felmérése, 1845
Osztrák-Magyar Monarchia III. katonai felmérése, 1883
Osztrák-Magyar Monarchia III. katonai felmérésének reambulált térképszelvényei, 1920
1961. évi topográfiai térképek
A Fertő tó nádvegetációs térképe, 1984
A Fertő tó nádas állományának térképe, 1999
A Fertő tó magyarországi nádasainak minősítése és osztályozása, 2007.

Az elemzéshez az összes forrásadat azonos vonatkozási rendszerbe (Egységes Országos Vetület = EOV) transzformálását el kellett végezni. Az analóg formában (papír adathordozón) rendelkezésre álló archív topográfiai térképeket beszkenneltettük, és a szkennelt raszteres térképeket EOV-ba transzformáltuk.

A fentebb felsorolt archív térképek kiértékeléséből megkaptuk a Fertő tóhoz tartozónak tekintett vizes-mocsaras területek felszínborítási (tó, nádas, mocsár, rét, töltés) térképeit (MÁRKUS, I., KIRÁLY, G., BÖRCSÖK, Z. 2007).. A vizsgálat módszere a térkép interpretáció, amihez nagyon fontos a régi térképek jelkulcsainak ismerete. Az archív térképek jelkulcsait a Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténelmi Térképtárából szereztük be. A kiértékelést a szkennelt, raszteres térképeken az ArcView 3.2 szoftver alatt végeztük képernyő digitalizálással.

A már EOV-ban szerkesztett nádas térképekből állítottuk elő az 1984., 1999. és 2007.évi (tó, nádas, mocsár, rét/szántó, töltés kategóriák) felszínborítási térképeket (MÁRKUS, I., KIRÁLY, G., BÖRCSÖK, Z. 2007)..

Az elemzés pontossága, részletessége és megbízhatósága főképpen a forrásadatok minőségétől függ.

Az I-II. katonai felmérés térképeinek geometriai pontossága a mai fogalmaink szerint nem értékelhető. A transzformációhoz szükséges illesztőpontok céljára kizárólag a feltételezésünk szerint nagy valószínűséggel azonos tereptárgyak használhatók.

A III. katonai felmérés és a III. katonai felmérés 1920. évi reambulált térképszelvényei esetében a részletesebb térképi tartalom, valamint a pontosabb geodéziai alap következtében már közvetlenül tudtuk elvégezni a transzformálást a szkennelt térképek képi rendszeréből EOV-ba.

Az 1961. évi topográfiai térkép és az 1984-1999-2007. évi nádas térképek geometriai és tematikus pontossága megfelelőnek ítélhető az elemzés szempontjából.

A kiértékelés eredménye (MÁRKUS, I., KIRÁLY, G., BÖRCSÖK, Z.: 2007):
- Fertő tó a Habsburg Birodalom I. katonai felmérése térképén,
- Fertő tó a Habsburg Birodalom II. katonai felmérése térképén, 1845,
- Fertő tó az Osztrák-Magyar Monarchia III. katonai felmérése térképén,
- Fertő tó az Osztrák-Magyar Monarchia III. katonai felmérése reambulált térképén, 1920,
- Fertő tó az 1961. évi topográfiai térképen,
- A Fertő tó fő felszínborításai 1984-ben,
- A Fertő tó fő felszínborításai 1999-ben,
- A Fertő tó fő felszínborításai 2007-ben.
-

4.1. A magyarországi Fertő tó évszázados mederváltozásai

„A magyarországi Fertő tó mederváltozása az 1785-2007. időszakban" című **4. táblázat** területi adatait az 1785., 1845., -1883., 1920., 1961., 1984., 1999. és 2007. évi felszínborítási térképekből, az ArcView shapefájlokhoz kapcsolt .dbf táblákból számítottuk ki. A .dbf állományokat az Excel 2003-ba exportáltuk és rendeztük. Az Excel 2003 alatt készültek a területváltozási diagramok (**6.** és a **7. ábrák**). A fentebb felsorolt felszínborítási térképek bemutatására a terjedelmi korlátok miatt nincs mód. A tó évszázados területváltozását a **4. táblázat** adataiból és a **6.** és a **7. diagramokon** követhetjük nyomon.

Ősi háborítatlanságában a Fertő és a Hanság vízjárta, tőzeges vidéke, amely a Fertő nyugati partjától Lébényig terjedt, összefüggő vízrendszert alkotott egészen a XVIII. század második feléig. A XVIII. század közepétől sorozatos műszaki beavatkozásokkal elzárták a Hanságot a Fertőtől. Az I. katonai felmérés térképén már látható az 1780-ban épült, Eszterházát (Fertőd) Pomoggyal (Pamhagen) összekötő út feltöltése. Ezt a töltést vettük a Fertő-régió (a vizsgált terület) keleti határának. A Hansági főcsatorna mekszikópusztai tűzsilipjének megépítésével 1912-ben vált el végleg a két mocsár egymástól. A tó mai formája a Mekszikói körgát megépítésével (1911) alakult ki. Felülete a 116,00 moAf vízállásnál 309 km^2, ebből 75 km^2 tartozik hazánkhoz.

Az I. katonai felmérés idejében (1785) a Fertő mocsárvilága a tó nyugati partjától a Fertőd-Pomogyi áttöltésig 13267 hektár területet borított. A szabad vízfelszín területe 9867 hektár volt, amely a keleti parton messze túlnyúlt a mai tóhatáron. A mai – a jogi partvonallal határolt – tó túlnyomó részét (97,5 %) szabad vízfelszín borította.

A II. katonai felmérés (1845) térképén a Fertő tó mocsárvilágának kiterjedése 13392 hektár, 124 hektárral nagyobb, mint az I. katonai elmérés térképén. Nem valószínű, hogy az összterület növekedett, inkább az I. katonai felmérés térképének vetületbe illesztési pontatlanságából adódhat a növekedés.

A két térkép egybevetéséből megállapítható, hogy szabad vízfelszín a keleti parton növekedett, a nádas-mocsár terület csökkent, viszont a délkeleti parton a tómeder feltöltődése és elnádasodása figyelhető meg. Összességében a szabad vízfelszín területcsökkenése és a nádas-mocsár terület növekedése a jellemző.

A jogi partvonalon belül a szabad vízfelszín aránya 98,8 %, azaz a mai tóterületet gyakorlatilag tóvíz borította.

A Fertő mocsárvilága a XIX. század közepéig a maga természetes állapotában megmaradt. A XIX. század második felében megkezdődött, és a XX. század első évtizedében befejeződött a Fertő mocsárvilágának lecsapolása. A III. katonai felmérés (1883) térképe szerint jelentősen megnövekedett a nádas terület a mai tóhatáron belül. A szabad vízfelszín a 7523,70 hektár kiterjedésű (jogi partvonalon belüli) tóterületnek már csak a 89 %-át tette ki. A nádas-mocsár terület aránya 11 %-ra nőtt. A parti nádas-mocsár övezet már a partvonal teljes hosszában jelen van, sőt megjelennek a nádas szigetek a parttól távoli tóvízben is.

4. táblázat: A magyarországi Fertő tó mederváltozása az 1785-2007. időszakban
Table 4: The bed-changes of the Hungarian part of Lake Fertő in period of 1785-2007.

	Terület (hektár)							
Felszínborítás	I. katonai felmérés 1785	II. katonai felmérés 1845	III. katonai felmérés 1883	1920. évi topográfiai térkép	1961. évi topográfiai térkép	1984. évi nádas térkép	1999. évi nádas térkép	2007. évi nádas térkép
	1785	1845	1883	1920	1961	1984	1999	2007
vízfelület a tóhatáron belül	7338,83	7431,58	6724,74	2743,10	1245,06	1231,65	1213,70	1195,27
nádas a tóhatáron belül	158,45	92,12	776,19	3808,70	5754,46	5857,39	5875,38	5884,71
mocsár a tóhatáron belül	26,42	0,00	22,77	809,87	513,63	413,01	404,46	405,43
rét/szántó a tóhatáron belül	0,00	0,00	0,00	162,04	0,00	0,00	0,00	0,00
töltés a tóhatáron belül	0,00	0,00	0,00	0,00	10,55	21,65	30,16	38,29
Terület a tóhatáron belül	7523,70	7523,70	7523,70	7523,70	7523,70	7523,70	7523,70	7523,70
vízfelület a tóhatáron kívül	2528,18	1755,02	459,03	7,72	0,00	0,00	0,00	0,00
nádas a tóhatáron kívül	458,00	3811,30	769,70	178,50	0,00	0,00	0,00	0,00
mocsár a tóhatáron kívül	2757,72	296,76	3470,42	505,82	0,00	0,00	0,00	0,00
rét/szántó a tóhatáron kívül	0,00	5,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Terület a tóhatáron kívül	5743,90	5868,41	4699,15	692,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Összes terület	13267,60	13392,11	12222,85	8215,74	7523,70	7523,70	7523,70	7523,70
vízfelület	9867,01	9186,60	7183,77	2750,81	1245,06	1231,65	1213,70	1195,27
nádas	616,45	3903,42	1545,89	3987,20	5754,46	5857,39	5875,38	5884,71
mocsár	2784,14	296,76	3493,19	1315,69	513,63	413,01	404,46	405,43
rét/szántó	0,00	5,33	0,00	162,04	0,00	0,00	0,00	0,00
töltés	0,00	0,00	0,00	0,00	10,55	21,65	30,16	38,29
Összterület	13267,60	13392,11	12222,85	8215,74	7523,70	7523,70	7523,70	7523,70

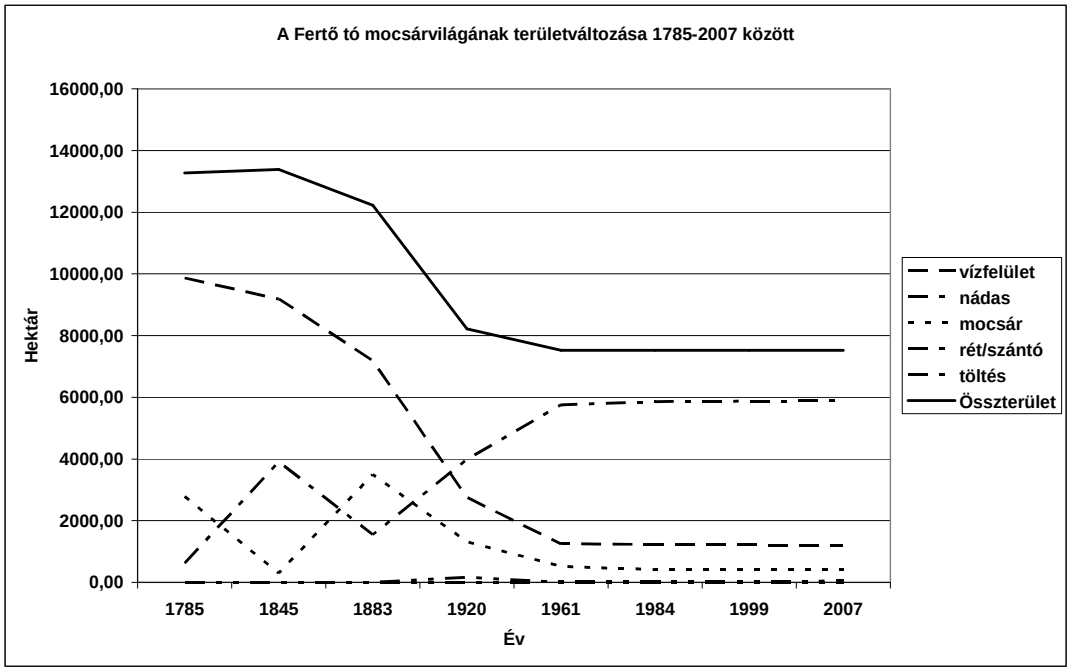
A tó mai formája a Mekszikói körgát (1911) és a Hansági főcsatorna tűzsilipjének (1912) megépítésével alakult ki. A tó többé nem tudta az iszapját a keleti parton szétteríteni, megkezdődött a körgát által elzárt tó gyors feltöltődése és elnádasodása. A körgáttal a tóból kizárt parti mocsaras területek kiszárítása és mezőgazdasági művelésbe vonása – a vízrendezés-lecsapolás eredményeképpen – előrehaladt.

A körgáttal határolt tó jelentős része gyorsan feltöltődött és elnádasodott. A szabad vízfelszín területe az 1920. évi topográfiai térképen már csak 2743 hektár (a 7523,70 hektár tóterület 37 %-a), a nádas-mocsaras terület kiterjedése 61 %. A kiszáradó parti terület (rét) térfoglalása (162 hektár, 2 %) feltűnően nagy. A balfi-fertőbozi tóparton a II. világháború előtti évtizedekben – a rendkívül alacsony vízszintnek köszönhetően – kiterjedt legelők és kaszálók voltak, amelyek később visszamocsarasodtak.

A tó területe később már nem változott. A magyar részre eső tómedence partvonalának meghatározására az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság 1972-ben tervet készített. A terv alapján a partvonalat a 7970/1960. sz. határozatában a 116,00 moAf szintvonalban állapította meg. A partvonal-töréspontok koordinátáiból (VÍZRAJZI ATLASZ SOROZAT 24. FERTŐ TÓ.

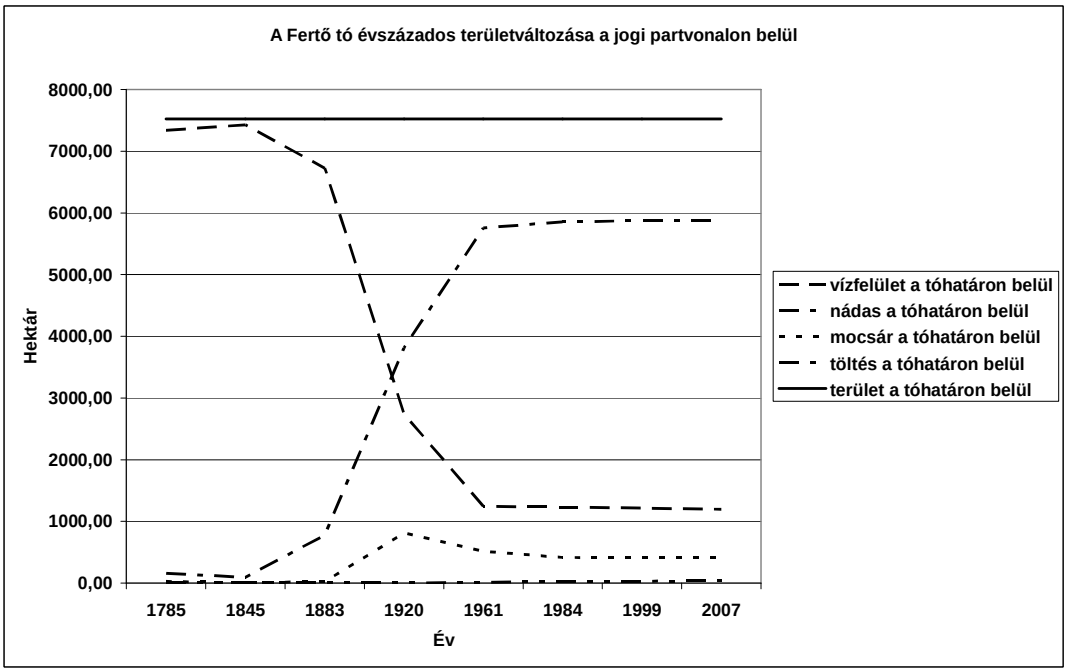
VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KÖZPONT. BUDAPEST, 1981.) számítottuk a jogi partvonallal határolt tóterületet, amely (a Hansági főcsatornához tartozó területtel együtt) 7523,70 hektárnak adódott.

Az 1961-2007. időszakra vonatkozó elemzésekben már nem foglalkoztunk a tóhatáron kívüli vizes-mocsaras területekkel.



6. ábra: A Fertő tó mocsárvilágának területváltozása 1785-2007 között.

Figure 5: Change of the area of the marshland of the Lake Fertő in period 1785-2007.



7. ábra: A Fertő tó évszázados területváltozása 1785-2007 között a jogi partvonalon belül.

Figure 7: Change of the area of the Lake Fertő in period 1785-2007.

A tómedence feltöltődése és elnádasodása 1965-ig gyors ütemben folytatódott, majd az 1965. évi zsilipes vízszint szabályozás bevezetése után – a mintegy 0,5 m vízszint emelkedés hatására – lelassult. Számokban kifejezve, az 1920-1961. időszakban az elnádasodás évi mértéke a **4. táblázat** adataiból számítva évi 36,54 hektár, az 1961-2007. időszakban mindössze évi 1,08 hektár.

A Fertő tavi Vízitelep létesítéséhez és a vízi sportok fejlesztése érdekében a 1970-es évektől a Fertőrákosi-öbölben végzett mederkotrás-feltöltés a szabad vízfelszín területét mintegy 38 hektárral megnövelte, a nádas terület hasonló mértékben csökkent.

Ha szabad vízfelszín mederkotrás hatására bekövetkezett növekedésétől és a nádas terület hasonló mértékű csökkenésétől eltekintünk, a tó természetes úton bekövetkezett elnádasodásának átlagos évi értéke az 1961-2007. időszakban mintegy 1,9 hektárra becsülhető.

A szabad vízfelszín kiterjedése az 1961. évi topográfiai térképen a tóhatáron belül 1245 hektár, 16,55 %. A nádas terület 5754,46 hektár, 76,48 %. A magassásos, mocsár- és láprétek területe 513,63 hektár, 6,83 %., feltöltés 10,55 hektár, 0,14 %.

1961-től 1984-ig a vízszint mintegy 0,5 méteres emelkedése hatására a nádas övezet előrenyomult a part felé, a magassásos, mocsár- és láprétek visszahúzódtak.

Az 1984-2007. időszakra jellemző a szabad vízfelszín lassú területcsökkenése és a nádas zóna területének növekedése (1,9 ha/év), továbbá a mesterséges feltöltések területének további, mintegy kétszeres növekedése.

A 2007. évi nádas térképen a szabad vízfelszín területfoglalása 1195,27 hektár, 15,88 %, a nádasok területe 5884,71 hektár, 78,22 %, a magassásos-mocsaras terület 405,43 hektár, 5,39 %, a feltöltések területe 38,29 hektár, 0,51 %.

4.2. A Fertő tavi nádasok biológiai állapotának és állományszerkezetének változása az 1984-1999-2007. időszakban.

A nádasok biológiai állapota és állományszerkezete változásának vizsgálatát az – 1984., 1999. és 2007. évi nádas térképek bevonásával – az 1984-1999-2007. időszakra végeztük el. Hogy az 1984. és 1999. évi nádas térképeket összevethessük a 2007. évi nádas térképpel, az 1984. és 1999. évi nádas térképek helyesbítését el kellett végezni. Mindkét térképet a 2007-ben meghatározott tóhatárhoz kellett igazítani, továbbá az 1999. évi nádas-magassásos határt pontosítani kellett.

A Fertő tó első, légifényképek terepi adatgyűjtéssel támogatott kiértékelésén alapuló nádvegetációs térképe 1984-ben készült el (MÁRKUS, I. ET AL.: 1984). 2003-ban beszkenneltettük és digitalizáltuk az 1984. évi kézzel rajzolt nádvegetációs térképet, majd összemetszettük a 2007-ben pontosított tóhatárral. A területi adatokat az **5. táblázat** mutatja.

Az 1984. évi nádvegetációs térkép osztályozó rendszere eltér az 1999. és 2007. évi nádas vizsgálatban alkalmazott, a 22/1998. (II. 13.) Korm. rendelet mellékletében leírt osztályozó rendszertől.

Az 1984. évi osztályozó rendszer és a 22/1998. (II. 13.) Korm. rendelet mellékletében leírt osztályozó rendszer nádas kategóriái bizonyos megszorítással többé-kevésbé megfeleltethetők egymásnak.

5. táblázat: Az 1984. évi nádvegetációs térképen elhatárolt osztályok területe a 22/1998. (II. 13.) Korm. rendelet mellékletében leírt osztályozó rendszer nádas kategóriái szerint.

Table 5: The areas of the reed classes in the reed map of 1984 in accordance with the instructions of the 22/1998. (II.13.) statutory order

1984. évi OSZTÁLYOK	**TERÜLET (ha)**	**22/1998. (II. 13.) Korm. R. mellékle-tében leírt osztályozó rendszer szerint**	**TERÜLET (ha)**	**ÖSSZES TERÜLET (%)**	**NÁDAS TERÜLET (%)**
1.1. Homogén nádasok, nyíltvizi zóna	598,63	I.A Homogén, zárt nádasok	598,63	7,96	10,22
1.2. Jó növekedésű belső nádasok	1128,57	II.A Homogén, fellazuló nádasok	1155,51	15,36	19,73
2.1. Kiritkult, 50-80 % záródású nádasok	2517,85	III.A Kiritkuló, elöregedő nádasok	2517,85	33,47	42,99
		IV.A Kiritkult, degradálódó nádasok	935,39	12,43	15,97
2.2. Degradált nádasok	1585,40	V.A Degradált nádasok, tarfoltok	650,01	8,64	11,10
5. Keskenylev. gyékény	26,69				
6. Tengermelléki kákás	0,25				
Nádasok (A osztály)	**5857,39**	**"A" Nádas osztályok**	**5857,39**	**77,85**	**100,00**
		I.B Természetes magassásosok	256,87	3,41	
3. Magassásos nádasok	395,19	II.B Gyomosodó magassásosok	126,46	1,68	
		III.B Gyomos magassásosok	11,86	0,16	
4. Rekettyefüzes nádas	2,59				
7.1. Újranádasodó feltöltések	12,97	IV.B Gyomok uralta kiszáradó területek	12,97	0,17	
7.2. Füzes-nyáras nádas	2,26	V.B Ligetesedő, kiszáradó területek	4,85	0,06	
Nádasok (B osztály)	**413,01**	**"B" Nádas magas-sásos, láprét oszt.**	**413,01**	**5,49**	
Tó	**1231,65**	**Tó**	**1231,65**	**16,37**	
Töltés	**21,65**	**Feltöltés**	**21,65**	**0,29**	
Tóterület	**7523,70**	**Tóterület**	**7523,70**	**100,00**	

Az 1984. évi 1.1. osztály megfeleltethető a Korm. Rendelet szerinti I.A osztálynak. Az 1984. évi 1.2 + 5. + 6. osztály együttesen a II.A osztálynak felel meg. Az 1984. évi „.2.1 osztály azonos a III.A osztállyal. Az 1984. évi 2.2 osztály – az 1999. és 2007. évi arányokat figyelembe véve – megosztható a IV.A és V.A osztály között, az 1984. évi 2.2 osztály területének 59 %-a IV.A, 41 %-a az V.A osztályba sorolható. Az 1984. évi 3. osztály megosztható – szintén az 1999. és 2007. évi arányokat figyelembe véve (65/32/3 % arányban) – a Korm. Rendelet szerinti I.B, II.B és III.B osztály között. Az 1984. évi 7.1. osztály pontosan megfeleltethető a Korm. Rendelet szerinti IV.B osztállyal. Az 1984. évi 7.2 + 4. osztály az V.B osztállyal azonos.

Az 1984. évi nádas térkép 22/1998. (II. 13.) Korm. rendelet mellékletében leírt osztályozó rendszerhez igazított területkimutatása az **5. táblázatban** látható.

A 2007-ben meghatározott tóhatárhoz igazított és helyesbített 1999. évi nádas térkép területi adatait a **6. táblázat** mutatja.

6. táblázat: A Fertő tó 1999. évi nádas térképén elhatárolt nádas osztályok területe.
Table 6: Areasof reed classes in the reed map of 1999

OSZTÁLY	POLIGONOK	TERÜLET(ha)	ÖSSZES TERÜLET (%)	NÁDAS TERÜLET (%)
I.A Homogén, zárt nádasok	43	275,69	3,66	4,69
II.A Homogén, fellazuló nádasok	91	1003,98	13,34	17,09
III.A Kiritkuló, elöregedő nádasok	44	2520,28	33,50	42,90
IV.A Kiritkult, degradálódó nádasok	47	1237,46	16,45	21,06
V.A Degradált nádasok, tarfoltok	109	837,97	11,14	14,26
"A" Nádas osztályok összesen	**334**	**5875,38**	**78,09**	**100,00**
I.B Természetes magassásosok	17	238,09	3,16	
II.B Gyomosodó magassásosok	12	118,34	1,57	
III.B Gyomos magassásosok	6	11,74	0,16	
IV.B Gyomok uralta kiszáradó területek	21	21,36	0,28	
V.B Ligetesedő, kiszáradó területek	19	14,93	0,20	
"B" Nádas magassásos, láprét osztályok	**75**	**404,46**	**5,38**	
Nádas összesen	**409**	**6279,84**	**83,47**	
Feltöltés	**5**	**30,16**	**0,40**	
Tó	**63**	**1213,70**	**16,13**	
Összesen	**477**	**7523,70**	**100,00**	

A 2007. évi nádas térképen elhatárolt osztályok területkimutatása a **2. táblázat**ban látható.

Hogy a Fertő tavi nádasok biológiai állapotának és állományszerkezetének az 1984-1999-2007. időszakban bekövetkezett változását bemutassuk és elemezzük, elkészítettük az 1984., 1999. és 2007. évi nádas térképek egyesített területkimutatását (**7. táblázat**), továbbá a változási diagramokat külön az „A” és a „B” nádas osztályokra (**10. és 11. ábrák**).

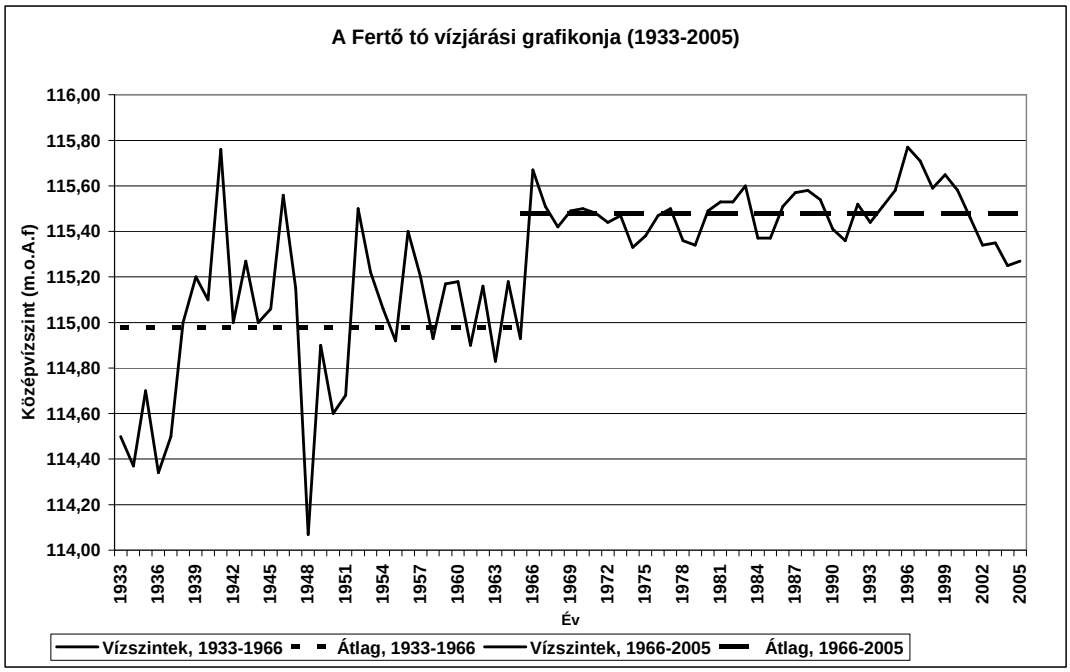
7. táblázat: A Fertő tó 1984., 1999. és 2007. évi nádas térképeinek egyesített területkimutatása.
Table 7: Aggregate statement of the reed maps of Lake Fertő for 1984., 1999. and 2007.

NÁDAS OSZTÁLYOK	1984. ÉVI TERÜLET (ha)	1999. ÉVI TERÜLET (ha)	2007. ÉVI TERÜLET (ha)
I.A Homogén, zárt nádasok	598,63	275,69	410,54
II.A Homogén, fellazuló nádasok	1155,51	1003,98	920,76
III.A Kiritkuló, elöregedő nádasok	2517,85	2520,28	2649,33
IV.A Kiritkult, degradálódó nádasok	935,39	1237,46	1101,02
V.A Degradált nádasok, tarfoltok	650,01	837,97	803,06
"A" Nádas osztályok összesen	**5857,39**	**5875,38**	**5884,71**
I.B Természetes magassásosok	256,87	238,09	237,62
II.B Gyomosodó magassásosok	126,46	118,34	102,05
III.B Gyomos magassásosok	11,86	11,74	20,63
IV.B Gyomok uralta kiszáradó területek	12,97	21,36	12,60
V.B Ligetesedő, kiszáradó területek	4,85	14,93	32,53
"B" Nádas magassásos, láprét osztályok összesen	**413,01**	**404,46**	**405,43**
Nádas összesen	**6270,40**	**6279,84**	**6290,14**
Szabad vízfelszín	**1231,65**	**1213,70**	**1195,27**
Feltöltés	**21,65**	**30,16**	**38,29**
Tóterület	**7523,70**	**7523,70**	**7523,70**

A Fertő tó feltöltődését, elnádasodását, a nádasok biológiai állapotának és állományszerkezetének alakulását meghatározó fő környezeti tényezők a **széljárás** és a **szél által keltett áramlások**, a **tó vízjárása**, a **tómeder domborzata**, a **nádas tómederben elfoglalt helyzete**, és a **nádas vízének oldott oxigén** tartalma.

A sekély vizű tó iszapos medrének anyaga viszonylag könnyen és gyakran felkeveredik a szél keltette hullámzás és áramlás hatására. A tó hosszúkás alakja, és az a körülmény, hogy hossztengelye csaknem párhuzamos az uralkodó széliránnyal lehetővé teszi, hogy a vízfelületre szabadon rácsapó közepes és viharos erősségű szelek a nádassal nem borított területeken a víz közvetítésével lebegésbe hozzák a fenéküledék egy részét, és tartós széltevékenység esetén jelentős távolságra szállítsák a hordalékot. A laza üledék helyzetváltoztatása a kimosódási helyeken medermélyüléssel, a lerakódási terekben pedig feltöltődéssel jár (JÓZSA, J. ET AL 1996).

Az uralkodó észak-északnyugati szél által keltett áramlások által szállított hordalék túlnyomó része a déli magyar tórészen, a **mindenkori nádas szegélyben** és a **mindenkori vízszint magasságáig** rakódik le. A feltöltődött nádas szegélyekben terjed a nádas, és a nádas terjedése elősegíti a feltöltődést. Az uralkodó szélnek kitett észak-északnyugati nádas szegélyeket a hullámverés, télen a jégzajlás roncsolja, a széltől védett szegélyekben a feltöltődés-elnádasodás zavartalanul halad előre. A nyílt tórészeken is lerakódhat az iszap (például a kiszélesedő tórészekben, ahol az áramlás csillapodik), és itt nádas szigetek telepednek meg. A terjedő nádas és a centrifugális irányban növekedő nádas szigetek összenőnek, és egyes tórészeket körülzárnak, a nyílt tótól izolált víztestek, ún. belső tavak jönnek létre.



8. ábra: A Fertő tó vízjárása az 1933-2005. években.

Figure 8: Fluctuation of water level of the Lake Fertő in period 1933-2005

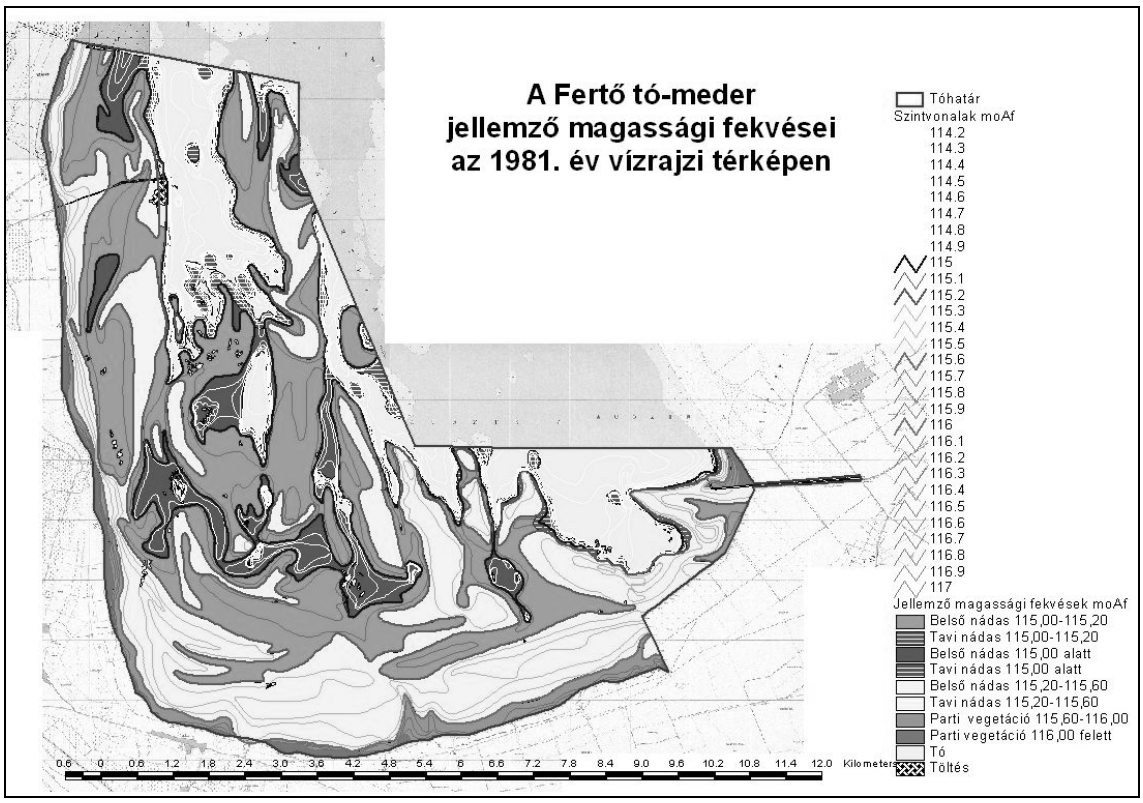
A tómeder feltöltődésének és elnádasodásának dinamikája a tó vízjárása függvényében változik. Magasabb vízszintek mellett a tóvíz-nádas szegélyben és a tóvízben a feltöltődés-elnádasodás mérséklődik, alacsonyabb vízszintek mellett felgyorsul. Mivel a feltöltődés a mindenkori vízszintig zajlik le, az alacsonyabb vízszintek mellett feltöltődött nádasok iszapfelszínének magassága is alacsonyabb, a magasabb vízszintek mellett feltöltődött

nádasok iszapfelszíne magasabb. A **8. ábrán** láthatjuk a Fertő vízjárási grafikonját az 1933-2005. évekre. Látható, hogy a Fertő átlagos vízszintje az 1933-1965. években rendkívül alacsony, átlagosan 114,98 moAf volt, ám az 1965. évi a zsilipes vízszint szabályozás bevezetése után mintegy 50 cm-rel megemelkedett (115,48 moAf).

Tudjuk, hogy a Fertő vízszintje a XX. század 1935. előtti időszakában is szélsőségesen alacsony volt. Bár erre az időszakra vonatkozóan nem állnak rendelkezésre vízszint-adatok, jogos az a feltételezésünk, hogy a Fertő feltöltődése és elnádasodása 1965-ig szélsőségesen alacsony vízszint mellett következett be. Lényegében – ahogy ezt az 1961. évi topográfiai térkép mutatja – 1961-ig kialakult a tó mai formája.

Az 1965-ben megemelt (átlagosan 115,48 moAf) vízszintnél az 1965. utáni időszakban feltöltődött nádas szegélyek iszapfelszíne mintegy 0,5 méterrel magasabbra töltődött fel, mint a korábban feltöltődött belső nádas területek átlagos iszapfelszíne. Így a tóvíz-nádas határon **övzátony** képződött, amely akadályozza a tóvíz és a nádas vizének cseréjét. A 115,50 moAf vízszintnél a nyíltvíz és a nádas vizének kommunikációja megbomlik, 115,20 moAf-nél alacsonyabb vízszintnél a vízcsere megszűnik (CSAPLOVICS, E., BÁCSATYAI, L., SINDHUBER, A., MÁRKUS, I. (1997), (KOVÁCS, Z. (1996).

A Fertő tó 1981. évi vízrajzi térképe mélységvonalainak digitalizálásával előállítottuk a Fertő tó szintvonalas vízrajzi térképét, majd a szintvonalakból az iszapfelszín digitális felületmodelljét (MÁRKUS, I. 2003). A jellemzőnek ítélt szintvonalak (115,00, 115,20, 115,60, 116,00 moAf) körülhatárolják a jellemző magassági fekvéseket (**9. ábra**).



9. ábra: A Fertő tó-meder jellemző magassági fekvései az 1981. évi vízrajzi térképen.
Figure 9: Typical altitude exposures of the Lake Fertő according to the hydrographic map 1981 of Lake Fertő

A tóvíz-nádas határon elhelyezkedő szegélynádasok a 115,20 moAf szint alatt mintegy 352 hektár területet foglalnak el. Ezek biológiai állapotát az állandó frissvíz-elöntés és szélhatás determinálja.

A belső nádas területek biológiai állapotát és állományszerkezetét elsősorban a **magassági fekvés** határozza meg. A 115,00 moAf szint alatti belső nádas területek a túlnyomó részben degradált „tóhelyek". Területfoglalásuk mintegy 619 hektár. A 115,00-115,20 moAf szintben fekvő – főképpen a degradált, IV.A-V.A osztályba tartozó – területek térfoglalása 2418 hektár. A 115,20-115,60 moAf szintben helyezkednek el a II.A-III.A osztályokba sorolt területek. Területfoglalásuk 2537 hektár. A 115,60 moAf szint felett helyezkedik el a parti zóna, ahol főképpen az I.B-II.B-IIIB típusok találhatók. A parti zóna területfoglalása 345 hektár.

A magassági fekvés a legfontosabb, de nem egyetlen meghatározója belső a nádasok biológiai állapota és állományszerkezete alakulásának.

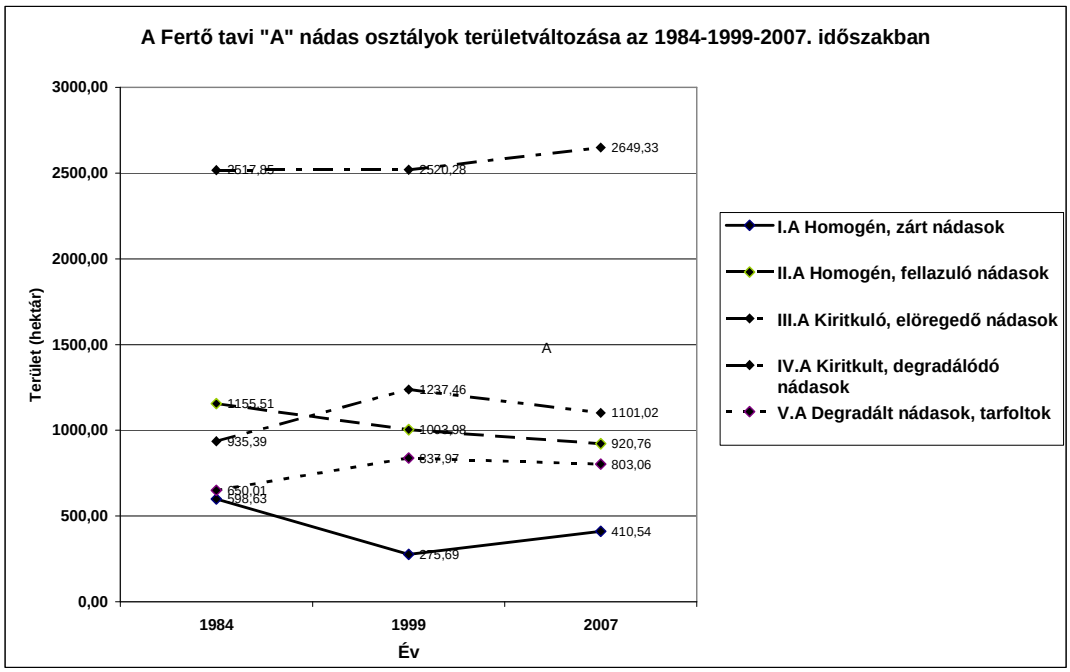
A nádasok fejlődését, biológiai állapotát, szerkezetét és használati állapotát befolyásoló legfontosabb antropogén hatások a **nádaratás károsítása**, a **kotrások-feltöltések** és – kisebb mértékben – **a vaddisznók által okozott károsítás**.

A nádaratás károsításáról már írtunk a 4. fejezetben. A nádas csatornahálózatát a 2.2.2.3. fejezet ismerteti. A csatornák létesítése során a csatornából kikotort iszapot a csatornaparton deponálták, és ezek a depóniák jelentős mértékben gátolják a belső nádas területek vízcseréjét. A Fertőrákosi-öbölben az 1970-es évektől végzett mederkotrás során kitermelt zagyból alakították ki a Fertő tavi Vízitelep feltöltését. A vízitelepi bekötőút építése során, illetve a Virágosmajori főcsatorna és más csatornák kotrásából származó feltöltésekkel is növekedett a feltöltések területe. E feltöltések nádast károsító hatása főképpen abban jelentkezik, hogy a vízitelep és a part közötti nádas területet szinte hermetikusan elzárják a tótól. Itt találhatók a legdegradáltabb nádas területek. A vaddisznótúrások környezetkárosító hatása a déli parton levő természetes állapotú magassásosokban, mocsár- és láprétekben számottevő, ahol a háborítatlanul élő és túlszaporodott vaddisznó állomány túrása a gyomosodást elősegíti.

Ha az 1961. és 2007. évi, területi adatokat összevetjük (**4. táblázat**), láthatjuk, hogy a tómeder feltöltődése és elnádasodása – a mai állapothoz közel hasonló mértékben – 1961-ig bekövetkezett, a tó mai képe kialakult. A szabad vízfelszín kiterjedése 1961-ben 1245 hektár, a tóterület 16,5 %-a, a nádas zóna területe (a feltöltésekkel együtt) 6279 hektár, a tóterület 83,5 %-a volt. Ugyanezen értékek 2007-ben: tóvíz: 1195 hektár, 15,9 %, nádas zóna: 84,1 %.

Összefoglalva: a nádasok biológiai és használati állapotának és állományszerkezetének változását meghatározó legfontosabb környezeti tényezők a széljárás és a szél által keltett áramlások, a tó vízjárása, a tómeder domborzata, a nádasok elhelyezkedése a tómederben, és a nádas vízének oldott oxigén tartalma, de jelentős szerephez jutnak az antropogén hatások (főképpen a nádaratás és a kotrások-feltöltések).

Az „A" osztályok területváltozása a **7. táblázat** adataiból és a **10. ábrán** követhető nyomon. A legjobb I.A+II.A osztályú nádasok területe az 1984-1999. időszakban csökkent (1754 hektárról 1280 hektárra). A III.A osztályú nádasok területe nem változott (2518 - 2520 hektár). A degradált IV.A+V.A osztályok területe jelentős mértékben nőtt (1585 hektárról 2075 hektárra).



10. ábra: A Fertő tavi „A" nádas osztályok területváltozása az 1984-1999-2007. időszakban.

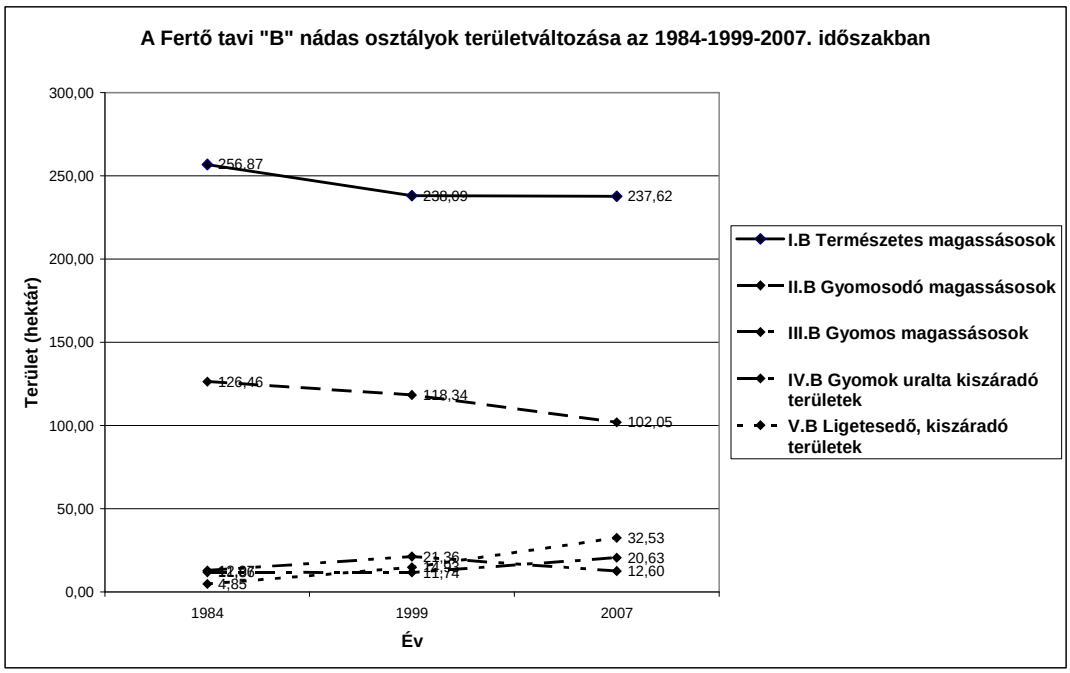
Figure 10: Change of area of the „A" reed classes of Lake Fertő in period 1984-1999-2007

A nádasok biológiai és használati állapotának és állományszerkezetének romlását figyelhetjük meg az 1984-1999. időszakban. Ennek fő oka az intenzív nádaratás. A legjobb I.A osztályú nádasokban is növekedett a nádarató gépek által letarolt területek nagysága. A II.A osztályú nádas területek mintegy 15 %-a átkerült a III.A osztályba. A III.A osztály területe azért nem változott, mert egy része tovább degradálódva a IV.A-V.A osztály területét növelte. A IV.A-V.A osztályok területe jelentős mértékben növekedett.

Az „A" nádas osztályok területváltozásának tendenciája az 1999-2007. időszakban megváltozott. Az I.A osztály területe jelentős mértékben növekedett 275 hektárról 410 hektárra. A II. A osztály területe csökkent 1004 hektárról 921 hektárra. A III.A osztály területe növekedett 2520 hektárról 2649 hektárra. A IV.A osztály területe 1237 hektárról 1101 hektárra csökkent. Az V.A osztály területe is – kis mértékben – csökkent 838 hektárról 803 hektárra.

A tendencia megváltozásának fő okát a nádaratás visszaesésében látjuk. Pontos és folyamatos adatsor nem áll rendelkezésre, de a 2000/2001. évi aratási szezonban, illetve a 2006/2007. évi aratási szezonban learatott nádas terület nagyságát saját felmérésünk alapján megismertük. A 2000/2001. évi aratási szezonban learatott nádas terület nagysága 2114,59 hektárnak adódott. A 2007. évi felmérésünk szerint a 2006/2007. évi aratási szezonban learatott terület nagysága mindössze 904 hektár. Ez azt jelenti, hogy ma már csak a teljes nádas terület mintegy 1/6-át aratják. Ma főképpen a parthoz közeli, szilárdabb aljzatú, jó nádtermést adó II.A osztályokban aratnak. A már nem aratott szegélynádasokban a tarfoltok visszanádasodtak. Ezért nőtt az I.A osztályú nádas terület nagysága. A rendszeresen aratott II.A osztályú nádasok a jól kezelt, egyidejű nádasok kategóriába sorolhatók. Ezeken a szilárd aljzatú területeken nem látható aratási kár. Az aratott területek a légifényképen az aratógépek keréknyomaitól fésűs szerkezetet mutatnak. A nem aratott II.A osztályú nádasok elöregednek, és átkerülnek a III.A osztályba. Ezért növekedett a III.A osztályú nádasok területe. A IV.A és V.A nádas osztályok területcsökkenése a már nem aratott, jó frissvíz ellátású területek természetes megújulásának köszönhető.

A „B” osztályok területváltozása is nyomon követhető a **7. táblázat** adataiból és a **11. ábrán**.



11. ábra: A Fertő tavi „B” nádas osztályok területváltozása az 1984-1999-207. időszakban.

Figure 11: Change of area of the „B” reed classes of Lake Fertő in period 1984-1999-2007

A „B” osztályok által elfoglalt terület nagysága az 1984-2007. időszakban alig változott.

A természetes vagy kismértékben gyomosodó I.B, II.B osztályokba sorolt magassásos, láp- és mocsárrétek területe folyamatosan, mintegy 44 hektárral csökkent. A III.B osztály területe közel kétszeresére növekedett. Mivel az I.B, II.B, III.B osztályú területek túlnyomó része a Víziteleptől (kotrásoktól) távol eső, viszonylag háborítatlan parti sávban található, fel kell figyelni az itt is tetten érhető „lopakodó” degradálódás veszélyére, ami főképpen a kiszáradás, gyomosodás (nádaratót gépek taposása, vaddisznótúrás), ligetesedés (V.B osztályú területek térhódítása) következménye.

A IV.B osztályba sorolt területek nagysága az 1999. évi nádas térképen a megelőző és a következő állapot mintegy kétszerese. Ezek főképpen a gyomosodó friss feltöltések. A terület az 1984-1999. időszakban azért növekedett, mert a Fertőrákosi-öbölben az 1970-80-as években végzett mederkotrásokból származó feltöltéseken kezdetben szekunder nádasok telepedtek meg, amelyekben feltűnően sok a gyomnövény (IV.B osztály).

A szukcesszió előrehaladtával ez a szekunder társulás fás elemekkel bővül és szekunder füzes-nyárassá alakul át (V.B osztály). Ez okból az 1999-2007. időszakban a IV.B osztály területe csökkent, és az V.B osztály területe mintegy 2,4-szeresére növekedett.

5. KÖVETKEZTETÉSEK

Az 1984., 1999. és 2007. évi nádas térképek összehasonlító elemzése útján megállapítottuk, hogy a szabad vízfelszín és a nádas zóna területének aránya 1984. óta csak kismértékben változott, átlagosan 16-84 %. Amennyiben a vízszintet sikerül a szabályozási vízszint közelében megtartani, a tó elnádasodásának üteme mérsékelt marad.

Az „A” nádas osztályok állapota az 1984-1999. időszakban romlott, az 1999-2007. időszakban javult. Az 1999-2007. időszakban bekövetkezett javulás a nádaratás intenzitásának csökkenésével magyarázható. A szegélynádasokban a korábbi súlyosan károsított nádasok, tarfoltok természetes úton visszanádasodtak (I.A). Megfigyelhető a II.A osztályú nádasok kismértékű területcsökkenése, ami a korábban rendszeresen, de ma már nem aratott nádasok elöregedése miatt következett be. Ezek a nem aratott területek a III.A osztályba kerültek át, ezért az A III.A osztályú nádas terület növekedett. A IV.A és V.A osztályok területcsökkenése a jobb vízellátású szegélynádasokban bekövetkezett regenerálódás következménye.

A „B” nádas osztályok összterülete az 1984-2007. időszakban alig változott. Az I.B-II.B-III.B osztályokba tartozó területek az emberi behatásnak kisebb mértékben vannak kitéve. Kismértékű leromlásuknak oka a nádaratás gépek keréknyomaiban jelentkező degradálódás, gyomosodás. A ligetesedő, kiszáradó területek (V.B) jelentős növekedése főképpen a kotrásokon kialakult pionír fás vegetáció területnövekedésével magyarázható

Valószínűsíthető, hogy a jó növekedésű és biológiai állapotú szegélynádasok, mivel ezeken a területeken a jövőben sem lesz aratás, megmaradnak és természetes úton fejlődnek.

Kívánatos, hogy a II.A osztályba tartozó jó növekedésű belső nádasok rendszeres, kíméletes aratása és megfelelő kezelése megvalósuljon.

A III.A osztályú nádasok feljavítása – környezetkímélő nádaratással és nádgazdálkodással – lehetséges. A fő feladat a felhalmozódott, a nád felújulását gátló elhalt szervesanyag eltávolítása (összegyűjtéssel, szigorúan szabályozott égetéssel). Ezzel a III.A terület jelentős része II.A osztályú nádassá visszaalakítható.

A IV.A-V.A degradált nádasok feljavítására – jelentős költségráfordítás nélkül – nem látunk lehetőséget. Segíthet a nádas vízcseréjének javítása a feliszapolódott és nádal benőtt csatornák karbantartásával (kotrásával), a csatorna partokon meglevő depóniák megbontásával, illetve a tervezett II. sz. főcsatorna megépítésével. A nádas szegélyben levő övzátony elkotrásával javítható tóvíz és a tóvízhez közeli nádasok vizének cseréje. Ennek meggyőző példája a Meggyesi-szélben végzett nádas szegély-kotrás.

Javasoljuk a nádaratás szigorúbb szabályozását és ellenőrzését, ami a nádaratás, az ideiglenes nádtároló helyek és a learatott nád kiszállításának tervszerű kivitelezését kikényszeríti. Nádaratás ott és akkor engedélyezhető, ahol és amikor a nádaratás a legkisebb károsítással kivitelezhető. A nád kiszállítását szabályozni kell, hogy a learatott nádat a lehető legkíméletesebb módon szállítsák ki a területről.

Ha további mederkotrásokra és feltöltésekre kerülne sor, ügyelni kell arra, hogy az új feltöltések ne gyomosodjanak. A már meglevő feltöltéseket is rendezni kell, és gondoskodni kell a gyomtalanításukról.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Fertő tó magyarországi nádasainak minősítése és osztályozása – a 120/1999. (VIII. 6.) és a 22/1998. (II.13.) Korm. rendelet előírásai szerint – 2007. évi, digitális mérőkamerával felvett légifényképekből előállított digitális ortofotón végzett, terepi adatgyűjtéssel támogatott vizuális interpretáció módszerével készült. Kiegészítő botanikai és nádas adatokat gyűjtöttünk Ezek az adatok a nádasok minősítéséhez jól felhasználható kvantitatív indikátorok. Elvégeztük a nádasok minősítését és osztályozását. Elkészült a Fertő tó magyarországi térfelének 2007. évi nádas térképe, amely a nádas osztályokat, vízfelületeket, a nádas csatornahálózatát, feltöltéseket és a vízi létesítményeket ábrázolja.

Elemeztük a rendelkezésre álló, nádaratásra vonatkozó adatokat. Archív topográfiai térképek bevonásával felmértük és elemeztük a Fertő tó meder és a nádasok történeti fejlődését az

1785-2007. időszakra. Elvégeztük a meglevő 1984., 1999. és a 2007. évi nádas térképek részletes összehasonlító vizsgálatát.

Az összes rendelkezésre álló adat együttes elemzéséből következtetések vontunk le a nádasok fejlődésére és a mai állapot kialakulására nézve. A nádasok mai képére a nagyfokú degradálódás a jellemző. Az 1990-es évek végéig a degradáció folyamatosan előre haladt, az utolsó évtizedben kismértékű javulás következett be.

IRODALOMJEGYZÉK

120/1999. (VIII. 6.) a vizek és a közcélú Vizi létesítmények fenntartására vonatkozó feladatokról szóló Korm. rendelet.

22/1998. (II.13.) Korm. rendelet a Balaton és a parti zóna nádasainak védelméről, valamint az ezeken folytatott nádgazdálkodás szabályairól.

CSAPLOVICS, E., BÁCSATYAI, L., SINDHUBER, A. & MÁRKUS, I. (1997): Digitale Geländemodelle des Neusiedler Sees. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland, Band 97. Burgenländisches Landesmuseum, Eisenstadt, 53 pp.

DUNAI, F. (2001): Keretterv a magyarországi Fertő tó és környezete ökológiai potenciáljának megőrzésére, fenntartható fejlődésére. ÉDUVIZIG - Hullámvonal Kft, Győr.

JÓZSA, J., RÁKÓCZI, L. & SARKKULA, J. (1996): A Fertőrákosi–öböl szél keltette áramlásainak és a mederüledék mozgásának főbb jellemzői a közelmúlt kutatásai alapján. MHT XIV. Országos Vándorgyűlés, Sopron, 1996.05.21-24. Kiadványa, p. 107-123.

KOVÁCS, Z. (1996): A Fertő tó medrének feltöltődése. MHT XIV. Országos Vándorgyűlés, Sopron, 1996.05.21-24. Kiadványa, p. 138-148.

L.1 SZABÁLYZAT a mérőkamarás légifényképezések megrendelésére, előkészítésére, vizsgálatára és szolgáltatására. 21600/1977. MÉM-OFTH rendelet.

MÁRKUS, I., CSAPODY, I., TAKÁTS, T. & PIRGER, Z. (1984): A Fertő-tó Bioszféra Rezervátum vizsgálata a fotóértelmezés módszerével. I. A Fertő-tó nádasainak vizsgálata, nádvegetációs térkép készítése. Kutatási jelentés. EFE, Sopron.

MÁRKUS, I., DINKA, M., KIRÁLY, G. & MÁRKUS, A. (1999): A Fertő tavi nádasok felmérése és minősítése. ÉDU-VIZIG. Kutatási Jelentés, Sopron.

MÁRKUS, I., BÁCSATYAI, L., BARTA, D., KONKOLYNÉ GYURO, É., KIRÁLY, G. & CZIMBER, K. (1999): Development of GIS of Fertő-Hanság National Park and Szigetköz Land Protection District. Final Report. Trilaterális Phare CBC Ausztria-Magyarország Szlovákia 1995 Program. 32 oldal.

MÁRKUS, I., KIRÁLY, G. & MÁRKUS, A. (2000): A Fertő tó 2000/2001. évi nádaratása felmérésének és értékelésének előkészítése. Kutatási Jelentés, Sopron.

MÁRKUS, I., KIRÁLY, G. & MAGYAR, ZS. (2001): a Fertő tó-meder és nádas állomány vizsgálata az áramlástani vizsgálatok szempontjából. EDU-VIZIG 62.276/2001. sz. kutatási jelentés, EcoMap BT Sopron.

MÁRKUS, I. (2003): A fertői nádasok biológiai és használati állapotának jellemzése. Összefoglaló tanulmány az 1982-2002. időszakban végzett Fertő tavi nádas-vizsgálatokról. Kézirat. EcoMap BT, Sopron.

MÁRKUS, I., KIRÁLY, G. & BÖRCSÖK, Z. (2007): A Fertő tó magyarországi nádasainak minősítése és osztályozása. Kutatási jelentés, EcoMap BT, Sopron.

OMSZ – ÉDU–VIZIG (1982): A Fertő-tó természeti adottságai. Bp.

SIMON, T. (1992): A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.

VÍZRAJZI ATLASZ SOROZAT 24. Fertő tó. Vízgazdálkodási Tudományos Központ. Budapest, 1981.

THE QUALIFICATION AND CLASSIFICATION OF THE REED STANDS AT LAKE FERTŐ

Márkus, I., Király, G. & Börcsök, Z.

SUMMARY

In accordance with the instructions of the 120/1999. (VIII. 6.) and 22/1998. (II.13.) statutory orders – were carried out by visual interpretation of digital ortophotos. The aerial photos for the ortophotos were taken in 2007 with high accuracy digital aerial camera. To support the visual interpretation botanical and reed stand data were collected on field. The collected quantitative indicators come in useful in the qualification of reed stands. The produced map shows the Hungarian part of the Lake Fertő as it was in 2007 with the reed classes, water surfaces, channels in the reed, fillings and facilities in the water.

We analysed the available data about reed-harvesting. On the base of archive topographic maps we surveyed and analyzed the historical development of the lake bed and reed stands between 1785 and 2007. Furthermore the detailed comparative study of the reed maps of the year 1984, 1999 and 2007 were also carried out.

On the base of the all collected and derivated data we drew conclusions about the development of reed stands and contemporary situation.

The status of the reeds characterised in our days by the degradation. The condition of the reeds to 1990 deteriorated permanently, but changed for better in the last ten years.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.02

VÁLTOZÁSOK MAGYARORSZÁG NEMZETKÖZI JELENTŐSÉGŰ VIZES ÉLŐHELYEINEK ÖKOLÓGIAI HELYZETÉBEN

CHANGES IN ECOLOGICAL STATE OF WETLANDS OF INTERNATIONAL IMPORTANCE IN HUNGARY

Bőhm András

Nyugat-magyarországi Egyetem Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, University of West-Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology, H-9400 Sopron, Ady Endre u.5. Hungary

1. BEVEZETÉS

A ramsari egyezményt, mint nemzetközi kormányközi szerződést azért hozták létre, hogy az egyes országokban a nemzeti szabályozást a nemzetközi jelentőségű vizesélőhely-státusz megállapításával arra vegyék rá, hogy helyi és országos szinten is tegyen lépéseket a vizes élőhely megóvása érdekében. Az egyezmény szövege kimondja, hogy a ramsari területek megőrzése érdekében az aláíró ország minden lehetséges intézkedést meghoz (LAKOSNÉ H. A, 1995). A nem ramsari vizes élőhelyek esetében pedig az ország belső tervezési folyamataiban, szakpolitikák kialakításában kell lépéseket tenni a fenntartható hasznosítás érdekében. A ramsari élőhelyek kezelése kiemelt fontosságú, hiszen nincs olyan terület, amelyre ne lennének jellemzőek az emberi hatások. A kezelési tevékenység során az ökológiai jellegváltozásokat megelőzni, kezelni és megszüntetni lehet. Az egyezmény előírása szerint az ökológiai jellegváltozásokat azonnal jelezni kell az egyezmény titkárságának, és a terület felkerül a montreux-i jegyzékre. A degradálódott, zavart és bolygatott ökoszisztémák feljavításának, helyreállításának egyik elterjedt módszere a rekonstrukció, amely során a korábbi ökológiai kapcsolatrendszereket, funkciókat megpróbálják mesterséges beavatkozások révén helyreállítani. Vizes élőhelyek esetén a vízpótlás mennyiségi és minőségi javítása központi kérdés. Az ökológiai jelleg fogalmát az egyezmény folyamatosan felülvizsgálta, értelmezte és finomította döntéshozó konferenciáin, és ez a folyamat jelenleg is tart. Az egyezmény IX.1. határozata alapján az ökológiai jelleg:

„a vizes élőhelyet egy adott időpontban jellemző ökoszisztéma-komponensek, folyamatok és hasznok vagy szolgáltatások összessége. A vizes élőhely biológiai, kémiai, fizikai komponenseinek szerkezete és kapcsolatrendszere, melyek az ökoszisztéma egyedi folyamatai, funkciói és jellemzőiből erednek”

Az „*ökológiai jelleg megváltozása*” az ökoszisztéma komponensei, folyamatai és/vagy hasznai/szolgáltatásai valamelyikének kedvezőtlen irányú, ember által kiváltott megváltozása. Az aláíró országok számára előírás, hogy amennyiben a vizes élőhely ökológiai jellege kedvezőtlen irányban megváltozik, az egyezmény titkárságát értesíteni kell arról, részletesen bemutatva azokat a negatív tényezőket, amelyek a káros hatást kifejtették. A ramsari adatlapokban (RAMSAR INFORMATION SHEETS, 2006) leggyakrabban megjelölt veszélyeztető tényezők a mezőgazdasági tevékenységhez kapcsolódnak, szennyezések, vizek szabályozása, továbbá urbanizáció, beépítettség. A legkevesebb alkalommal a turizmusból eredő veszélyeztetést jelölték meg a ramsari területeinek adatlapjain. A megváltozott ökológiai jellegű vizes élőhelyek az ún. **montreux-i jegyzék**re kerülnek. Ez azon veszélyeztetett ramsari területek jegyzéke, melyek ökológiai jellege kedvezőtlen irányban változott.

A ramsari területek ökológiai jellegének célzott kutatását **Ausztráliában** kezdték el legkorábban (AUSTRALIAN HERITAGE COMMISSION, 2002, LAMBERT & ELIX, 2006). Az ökológiai jelleg megváltozására nemzeti módszertani útmutatót dolgoztak ki, és alkalmazzák (DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, WATER, HERITAGE & ARTS 2009). Az előre nem jósolható ökológiai jellegváltozás esetén az alábbi módszert alkalmazzák: valamennyi biofizikai jellemzőt együttesen elemzik tájléptékű megközelítéssel (DAVIS & BROCK, 2004). Az alkalmazott modellben az ökoszisztémát működtető és gátló erők meghatározzák a külső veszélyeztető tényezőket, amelyek felelősek az ökológiai állapotot negatívan befolyásoló hatásokat. Európában **Dánia** és **Hollandia** jár élen az ökológiai jellegváltozás kutatásában. A dán vizes élőhelyekre országos biomonitorozási rendszert dolgoztak ki (SVENDSEN *et al.* 2005), amelynek része a vizes élőhelyek ökológiai jellegének nyomon követése. A vízfolyások faunaváltozásait 250 mérőhelyen, állóvizek esetében pedig 467 helyen vizsgálják évente, lehetőséget nyújtva ezzel az EU természetvédelmi (HD) és vizekkel foglalkozó (VKI) jogszabályaiban rögzített jelentési kötelezettség teljesítésére is. Dániának jelenleg egy vizes élőhelye szerepel a montreux-i jegyzéken, az 1977-ben bejelentett *Ringkøbing Fjord* (NATIONAL REPORT, 2009). A holland vizes élőhelyek esetében a Programma Beheer és a Waterschappen szervezetek és programok értékelik a természeti területek (köztük a ramsari területek) minőségét, hasonló intenzitással a dán monitorozáshoz. Hollandia a 900 hektár kiterjedésű *Groote Peel* ramsari területet jelentette be a montreux-i jegyzékre 1980-ban, majd 1993-ban onnan törölték azt a kedvező ökológiai jellegváltozás megindulása miatt (NATIONAL REPORTS, 2009). **Németország** legfrissebb nemzeti jelentése alapján, melyet részes felek konferenciájára állítottak össze (COP10 - Changwon, Korea) a mezőgazdaság, turizmus, hajózás, fejlesztési projektek vannak hatással a vizes élőhelyek ökológiai jellegére, ezek hatásait a negatív hatások jelentősége függvényében monitorozzák. Jelenleg 2 vizes élőhelyük található a montreux-i jegyzéken (*Wattenmeer, Ostfriesisches Wattenmeer* és *Dollart* 1976 óta, valamint a *Niedersachsen* 1990 óta) és az *Unterer Niederrhein* 25000 hektáros vizes élőhelyük került le a jegyzékről a jelölés után 10 évvel (NATIONAL REPORTS, 2009). Németországnak komoly szerepe van a ramsari egyezmény végrehajtásában és a vízimadár-védelemben. Ezt főként a vonulási útvonalak (flyway) jelenléte igazolja és a 32 német ramsari terület mellett további területek kijelölése lenne indokolt a nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek közé (SUDFELDT & WAHL, 2007). **Spanyolországban** egyezményhez való csatlakozást követően nőtt meg a biomonitorozásba vont területek száma, összesen 2658 területről rendelkeznek vízimadár számlálási adatokkal az 1965-2001 közötti időszakból (MARTÍ & MORALES, 2002). A vízimadár állományok az egyik legfontosabb indikátorok a spanyol nemzeti természetvédelmi politikában (NATIONAL REPORTS, 2009). A montreux-i jegyzékre 1990-ben a *Doñana* mocsárvidéket (50 720 ha) és a *Las Tablas de Daimielt* jelölték (RAMSAR INFORMATION SHEET, 2006). **Szlovákia** és **Szlovénia** nemzeti jelentései szerint nem történt ramsari területeiken ökológiai jellegváltozás (NATIONAL REPORTS, 2009). Az egyezmény európai regionális találkozóján Szlovénia esetében 3 ramsari területen bekövetkező lehetséges ökológiai változásokat jelezték (*Cerknic-tó, Skocjani-barlangrendszer* és *Secovlje szikes tavak*). **Ausztriában** két ramsari területet jelentettek be a montreux-i jegyzékre 1990-ban, a *Donau-March-Auen* és *Untere Lobau* vizes élőhelyeket. Mindkettőt a Duna-Oder-Elba csatorna és más tervezett víziutak veszélyeztetik (NATIONAL REPORTS, 2009). **Románia** a *Duna-delta* ökológiai jellegét veszélyeztető hatás miatt tett panaszt az ukrán Bastroe-csatorna építse kapcsán (NATIONAL REPORTS, 2009). **Bulgária** a *Belene* vizes élőhelyet, a *Srebarna* és *Durankulak-tavat* jelentette a montreux-i jegyzékre. A *Dragoman-mocsarak* esetében javult az ökológiai jelleg (NATIONAL REPORTS, 2009).

Az elmúlt évek magyarországi természetvédelmi szakmapolitikájában a vizes élőhelyek ökológiai helyzetének vizsgálata, a kedvezőtlen folyamatok megakadályozása vagy

legalább mérséklése, a degradált, funkciót vagy természeti értékét vesztett vizes élőhelyek rekonstrukciója, rehabilitációja vagy revitalizációja kiemelt szerepet kapott (NTA, NKP). A biológiai sokféleségről szóló egyezmény (CBD) előírásának megfelelően 1992-1998 között létrehozták a Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszert, amelynek célja országos léptékű ökológiai állapot-figyelés az élőhelyek tekintetében (DEMETER *et al.*, 2002). A vizes élőhelyek külön célprogramként szerepelnek a monitorozásban, a vízminőség-védelmi beruházás okán pedig a Kis-Balatont vizsgálják (DEMETER *et al*. 2002). Az ökológiai jelleg változásainak nyomon követésére az egyik legszélesebb körben használt módszer indikátorfajok vagy fajcsoportok állományainak tartamos monitorozásának indítása és működtetése. Hazánkban már az 1970-es évektől megkezdték bizonyos vízivad fajok (vadludak) tartamos vizsgálatát országos léptékben (STERBETZ, 1974; FARAGÓ *et al.* 1991), valamennyi vízivadfajra pedig 1996-tól (FARAGÓ, 1996, FARAGÓ & JÁNOSKA, 1996, FARAGÓ, 1998) a Nyugat-magyarországi Egyetem keretein belül. A vizes élőhelyek védelmében további kiemelkedő lépés az európai uniós csatlakozás volt. A természetvédelmi irányelvek alapján kötelezően kialakítandó Natura 2000 hálózatot úgy alakították ki, hogy a vizes élőhelyek elsőkként kerültek a különleges madárvédelmi területek és a különleges természetmegőrzési területek közé. Az összesen 522 hazai Natura 2000 terület közül 265 terület található vizes élőhelyen vagy foglal magába vizes élőhelyet (ÉRDINÉ *et al*., 2004).

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. Felmérések

A ramsari területek ökológiai jellegét általánosan egy taxon vagy taxoncsoport segítségével lehet jellemezni. Magát az egyezményt többek között a vízimadarak védelme céljából hozták létre, és mivel a madárállományok jelenléte megfelelően mutatja egy terület természetességét, ökológiai állapotát, célszerű a vízimadarak állományváltozását alapul venni a vizes élőhelyek ökológiájának jellemzése érdekében. A Magyar Vízivad Információs Rendszert 1995-ben hozták létre (FARAGÓ, 1995; 1996, FARAGÓ & JÁNOSKA, 1996, FARAGÓ, 1998) azzal a céllal, hogy az ország egész területére nézve a vizes élőhelyek tekintetében, így a nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyekre nézve is standardizált módszerrel hosszútávú adatokat szolgáltasson a vízimadarak populációira, azok térbeli dinamikájára nézve.

1. táblázat: **A Magyar Vízivad Monitoring területei és a kutatásba vont területek**
Table 1: Sites of Hungarian Waterfowl Monitoring and the study areas

A Magyar Vízivad Monitoring területei/ Sites of Hungarian Waterfowl Monitoring		**A vizsgálatba vont ramsari területek /** Study areas
01 Fertő (magyar rész)	16 Duna (Baja-országhatár)	1.Balaton
02 Duna (Gönyű-Szob)	17 Felső-Kiskun. szikes tavak	2.Béda-Karapancsa
03 Tatai Öreg-tó	18 Hortobágy I.	3.Biharugrai- és Begécsi-tavak
04 Velencei-tó	19 Hortobágy II.	4.Csaj-tó
05 Dinnyési Fertő	20 Hortobágy III.	5.Dinnyési Fertő és Velencei-tó
06 Soponyai-halastavak	21 Kardoskúti Fehértó	6. Fertő
07 Rétszilasi-halastavak	22 Biharugrai- és Begécsi-tavak	7. Gemenc
08 Pacsmagi-halastavak	23 Tömörkényi Csaj-tó	8.Hortobágy
09 Balaton, Keszthelyi-öböl	24 Szegedi Fehértó és Fertő	9.Kardoskúti Fehértó
10 Kis-Balaton		10.Kis-Balaton
11 Dráva (Barcs-Szentborbás)		11.Felső-Kiskunsági szikes tavak
12 Gyékényesi Kavicsbányató		12.Rétszilasi-halastavak
13 Sumonyi-halastavak		13.Szegedi Fehértó és Fertő
14 Pellérdi-halastavak		14.Tatai Öreg-tó
15 Dunakanyar		15.Tisza-tó

A Magyar Vízivad Monitoring területei 23 vizes élőhelyre terjednek ki Magyarországon (FARAGÓ *et al.* 1991), amelyekből **valamennyi ramsari terület esetében** a vízimadárfajok állománydinamikai vizsgálatát elvégeztük, akár a monitoring azok bizonyos részére, akár a vizes élőhely teljes egészére terjednek ki (**1. táblázat**).

A **Kardoskúti Fehértó** esetében a vízivad-monitoring rendszer keretében folyik adatgyűjtés, de archív adatok összegyűjtésével, azok adatbázis formában történő rögzítésével, értékelésével a vízivad-monitoring adatait jelentősen kiegészítettük, így a terület vízimadár állományának vizsgálata **teljessé vált** az 1978-2009 közötti időszakra. A feldolgozott adatok felvételezése nem egységes módszertan szerint, ugyanakkor szélesebb körben történt, mint az országos vízivad-monitoring, ezért olyan módon kellett a feldolgozást végezni, hogy azok összehasonlíthatóak, ezáltal a vízimadár-monitoringba beépíthetők legyenek. Ezért részletesebb módszertani ismertetést adunk a terület vizsgálatáról, az adatfeldolgozásról. A terület vízimadár-állományainak vizsgálata hosszú múltra tekint vissza (STERBETZ, 1974, NAGY, 1992), és a Körös-Maros Nemzeti Park megalakulása óta számos madárfaunisztikai vizsgálatot tartalmazó publikáció született a nemzeti parki területekről (GALLÉ, 1996, JUHÁSZ *et al*., 1997, KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003). Az utóbbi években átfogó elemzések készültek a terület természetvédelmi kezeléséről (TÓTHNÉ HANYECZ K., 2006, KALIVODA, 2007). A szikes tó vízimadár állományadatait 1978-2006 közötti időszakban SZÉLL ANTAL, TOKODI BÉLA, KOTYMÁN LÁSZLÓ, IFJ. FARKAS ISTVÁN, MOLNÁR GYULA és DR. STERBETZ ISTVÁN szolgáltatta. A vízimadarak alatt a területen előforduló *Gaviidae, Podicipidae, Phalacrocoracidae, Pelecanidae, Ardeidae, Ciconiidae, Threskiornithidae, Anatidae, Rallidae, Gruidae, Haematopodidae, Recurvirostridae, Burhinidae, Glareolidae, Charadriidae, Scolopacidae, Stercorariidae, Laridae, Sternidae* családokhoz tartozó és bizonyítottan előforduló egyedeket tekintettük. A számlálások során megfigyelt 67 faj közül annál a 14 fajnál, ahol a statisztikai elemzés lehetővé tette a nagy példányszámok miatt, statisztikailag értékeltük a megfigyelt trendeket. A statisztikai analízist az európai vízimadár-szinkron adatok kiértékelésére kifejlesztett TRIM 3 programcsomaggal végeztük (PANNEKOEK & STRIEN, 2001). Tárgyévi állományadatból populációs indexet számítottunk az állományváltozások relatív mértékének kifejezésére a vizsgálat kezdeti évét (1984) tekintve alapévnek az alábbi képlet szerint (DELANY *et al*., 1999):

$$\text{Populációs index} = \frac{\text{Maximum populációméret a vizsgált években}}{\text{Maximum populációméret az alap évben (1984)}}$$

A vizsgált fajokra populációs indexeket számítottunk az 1984-es bázisévre vonatkoztatva. A populációs indexek változásához a programcsomag adatfeldolgozási módszerei közül a lineáris trend modellt alkalmaztuk, mivel ez a modell közelítette a legjobban az adatok eloszlását. A megfelelő illeszkedésű trendgörbék időbeli szignifikáns változásait a program Wald-teszt alkalmazásával aszimptotikus chi-négyzet eloszlás alapján elemzi 0,01 szignifikancia szinten. A trendek statisztikai becslésének eredményét a megadott szignifikancia szinten akkor tekintettem szignifikánsnak, ha a faj populációs indexének változása a bázisévre vonatkoztatva a 23 év átlagában meghaladta a 20%-ot (PANNEKOEK & STRIEN, 2001).

A **Felső-Kiskunsági szikes tavak** esetében részletes vizsgálatok folytak (FORRÓ & BOROS, 1997, BOROS, 2003) a vízimadár-populációk dinamikáját tekintve, amely munkákban a hazai szikes tavaink állapotfelmérését is közreadták, különös tekintettel a vízimadár-állományokat befolyásoló környezeti tényezőkre. Az általuk közölt eredményeket beépítettük jelen vizsgálatba.

A többi 13 ramsari területre a Magyar Vízivad Monitoring megfigyelések adatait használtuk fel. Hazánk egyetlen, az egész országot lefedő tartamos madármonitoring rendszere az alábbi taxonokra terjed ki: búváralakúak (Gaviiformes), vöcsökalakúak (Podicipediformes), lúdalakúak (Anseriformes) minden fajára, továbbá a kárókatonára (*Phalacrocorax carbo*), a kis kárókatonára (*Phalacrocorax pygmeus*), a nagy kócsagra (*Egretta alba*), a szürke gémre (*Ardea cinerea*), a szárcsára (*Fulica atra*), a darura (*Grus grus*) és a rétisasra (*Haliaeetus albicilla*), összesen 51 fajra (FARAGÓ, 1996). A megfigyelési adatokat a jelentős számú felmérő szolgáltatta (DOMJÁN A., DR. FARAGÓ S., FALUDI CS., FEHÉR CS. E., FENYŐSI L., FENYVESI L., GYÜRE P., KALOCSA B., DR. KÁRPÁTI L., DR. KOVÁCS G., LELKES A., MADAS K., MEZEI E., MOGYORÓSI S., MUSICZ L., DR. NAGY L., ÓNODI M., PIGNICZKI CS., PELLINGER A., SELMECZI KOVÁCS Á., SPAKOVSZKY P., STAUDINGER I., SZÉLL A., SZILÁGYI A., TOKODY B., TŐGYE J. és VÉGVÁRI ZS.) Az adatbázisban szereplő valamennyi fajra vizsgáltuk az egyes fajok állománydinamikáját, valamint a vízimadár-közösségek változásait. A **Hortobágy** ramsari terület esetében a Magyar Vízivad Monitoring I-II-III. körzetének adatait együttesen értékeltük. E körzetek a Jusztus-Feketerét, Hortobágyi-halastó, Virágoskúti-halastó, Fényes-halastó, Csécsi-halastó és Parajos, Akadémia-tó és Kungyörgy-tava, zámi puszták és mocsarak, Kunkápolnási-mocsár, Angyalháza és Szelencés, Borsósi- és Malomházi-halastavak, Borsós, Ökörföld, Görbehát, Nyírő-lapos, Nyári-járás, Álomzug, Köselyszeg és Elepi-halastó részterületeket ölelik fel. A **Balaton** vizes élőhely egészére ugyan nincs tartamos, évek óta folytatott monitoring rendszer a vízimadár-állományok tekintetében, azonban a 1984-től kezdve a Magyar Vadlúd Monitoring keretében az adatbázisba a tó két, vízimadarak számára jelentős pontján (Nyugat- és Kelet-Balaton) folyamatosan kerülnek megfigyelési adatok a vadludak tekintetében. A Magyar Vízivad Információs Rendszer keretében pedig 1996/1997-től a Keszthelyi-öbölben végzik a vízimadár-monitoring felvételezést.

Az adatbázisból a Magyar Vadlúd Monitoring megfigyeléseit 1984/85-től (FARAGÓ *et al.*, 1991; FARAGÓ, 1995), továbbá a Magyar Vízivad Monitoring adatait (FARAGÓ, 1996, FARAGÓ & JÁNOSKA, 1996, FARAGÓ, 1998; FARAGÓ, 1999; FARAGÓ, 2001; FARAGÓ, 2002a; FARAGÓ, 2002b; FARAGÓ & GOSZTONYI, 2003; FARAGÓ, 2005; FARAGÓ, 2006; FARAGÓ, 2007a; FARAGÓ, 2007b, FARAGÓ, 2007c, FARAGÓ, 2007d FARAGÓ, 2008a FARAGÓ, 2008b FARAGÓ, 2010a, FARAGÓ, 2010b FARAGÓ, 2010c FARAGÓ, 2010d) az 1996/1997-es kezdő idénytől felvett adatokat elemeztük a 2008/2009-es szezon adataival záródóan. Az októbertől márciusig, összesen 6 hónapban megfigyelt adatokból szezononkénti maximum értékeket vizsgáltuk. **Jelzőfajnak** tekintettünk minden olyan fajt, melynek állománya legalább egyszer elérte vagy meghaladta az 50 pld-t a számlálás időszakában. A jelzőfajok mindegyikére trendanalízist végeztünk. A trendek statisztikai vizsgálatát Pearson-korrelációval végeztem, a szignifikancia szintet $p<0,05$ és $p<0,01$ valószínűségi szinteken határoztuk meg. A vízimadár-monitoring adatbázisban szereplő fajokat az EURING (európai madárgyűrűzési központok szövetsége) által kidolgozott és alkalmazott hatbetűs kódokkal jelöltem a könnyebb áttekinthetőség kedvéért. Az EURING az egységes kódrendszert a madárgyűrűzési adatok könnyebb, áttekinthető használata érdekében dolgozta ki (BRITISH TRUST FOR ORNITHOLOGY, 1981). A vizsgálatban 34 faj szerepel.

2.2. Feldolgozás

Értékelési szempontrendszert dolgoztunk ki a magyarországi nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek természetvédelmi helyzetének, természetességének vizsgálatára, és ennek használatával valamennyi ramsari területet rangsoroltam olyan módon, hogy a főbb élőhelytípusoknak megfelelően nem ramsari státuszú „kontrol” vizes élőhelyet is a

rangsorolásba vontam. Megvizsgáltam a ramsari területek jelölő kritériumai és a természetvédelmi rangsor közötti összefüggést.

Az utóbbi években egyre inkább növekedik az az igény, hogy természetvédelmi, ökológiai szempontból pontosan értékelhetők, összehasonlíthatóak legyenek bizonyos védett területek, természetmegőrzési objektumok (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003). Hazai viszonylatban egyes élőhelytípusok természetességének felmérése elkészült (pl. erdők esetében), a vizes élőhelyek összehasonlító elemzésére azonban eddig nem tettek kísérletet. Az értékelés módszertana alapján sokféle lehet és természetvédelmi, biodiverzitás-megőrzési szakmapolitikák többféle szempontrendszer alapján készítik el azt.

Jogszabály (törvény, rendelet, egyéb jogérvényességgel rendelkező szabályzó) útján helyi, regionális vagy országos jelentőséget lehet megállapítani védett természeti terület, nemzetközi jelentőségű terület esetén. Ezeknek az értékeléseknek az alapját azonban többnyire azok a biotikai és/vagy környezetgazdálkodási változók adják, amelyek az élőhelyek természetességén, biológiai sokféleségén, az élőhely termelékenységén alapulnak.

A környezetgazdálkodási szempontok a helyi, regionális vagy nemzeti közösség, lakosság által történő hasznosítást helyezik középpontba, amely alapján a hasznosítás sokféle formája előfordul az aktív, intenzív hasznosítási formáktól mentes magterületektől (pl. „szentély típusú holtmeder") az emberi hasznosítás nélkül önállóan nem is működő zárt rendszerekig (akvakultúrák, ivadéknevelők, stb.) A ramsari egyezmény már aláírásakor azt mondta ki, hogy bizonyos fokú hasznosítás mellett a vizes élőhelyek fennmaradása biztosított lehet, viszont a hasznosítási formákat olyan formában kell alkalmazni, hogy az természeti értékek ne károsodjanak (DAVIS, 1994).

Vadon élő gerinces fajokra (főként halakra, madarakra és denevérekre) dolgoztak ki a nyolcvanas évek végén az Egyesült Amerikai Államokban értékelési rendszert (MILLSAP, 1990). Élőhelyek értékelését többek között Új-Zélandon végezték el. Az élőhelyek relatív fontosságát értékelték az őshonos fauna szempontjából. Négy szerző által meghatározott kritériumrendszer szerint 25 élőhelyet vizsgáltak. Először az élőhelyeket értékelték (PARK & WALLS, 1978), majd kiegészítették a növényegyüttesek nagy részére (PARK, 1979). Az élőhelyek jellemzőit, közösségek jellemzőit és a fajok tulajdonságait vetették össze más szerzők élőhely-értékelési rendszerével. Az értékelési rendszerek közötti különbség nem volt szignifikáns. Ezeknek a rendszereknek nagy előnye, hogy nemzetközi szinten széles körben alkalmazzák, az alkalmazott kritériumok segítségével az adott biogeográfiai régióra kaphatunk jellemzést, amely a hosszútávú természetmegőrzési célok meghatározásánál is nagyon fontos. Az értékelt élőhelyek lehetővé teszik, hogy fenntartható hasznosítást folytassanak az élőhelyeken. Ugyanakkor a kritériumok súlyozása jobban mutatja relatív fontosságukat. Fontos kiemelni a jellemzők időfüggését. Bizonyos tényezők továbbá nem teljesen függetlenek, ezért egymást erősítő hatásuk jelentkezik.

Ahelyett, hogy az élőhelyet úgy kezelnénk, hogy önmagában a fajdiverzitást fenntartsa, a kezelést úgyis lehet végezni, hogy bizonyos fajok megőrzése legyen a cél. Még az olyan kezelési gyakorlat esetén is, amely egy kitüntetett faj megőrzésére alapozza a kezelési munkákat (KUSHLAN, 1979). A szerzők által vizsgált jellemzők az élőhely minősége, például őshonos fajok diverzitása, növényegyüttesek szerkezete, integritása, emberi behatások jelentősége. Gyakoriság: fajok és életközösségek ritkasága, regionális szinten. Közösség diverzitása, növényközösségek száma. Méret és pufferterületek, reprezentativitás, tájképi kategória. Eredményeik alapján a nagyobb kiterjedésű területek kevésbé veszélyeztetettek, jobban ellenállnak a zavaró hatásokra és jobban képesek a diverzitást fenntartani.

Közép-Európában az erdők természetességére többféle módszert dolgoztak ki. Az egyik megközelítés az emberi behatások mértékére alapul (hemeróbia-koncepció). Ezzel

szemben a teljesen emberi hatásoktól mentes élőhelyhez történő hasonlítás a másik nagy módszercsoport (BARTHA *et al.*, 1998).

A magyarországi vízterek rendszerezését, összehasonlítását ökológiai minősítés rendszerében először az 1970-es években dolgozták ki (FELFÖLDY 1974, 1987). A halobitáson, trofitáson és szaprobitáson alapuló rendszeréhez képest a jelentős előrelépés volt az ökológiai mutatók alapján történő minősítési rendszer bevezetése (DÉVAI *et al.*, 1999), mely sokkal informatívabb a természetmegőrzés szempontjából. Ez az ökológiai összehasonlítás elsősorban a holtágakra készült, azonban valamennyi vizes élőhelyre vonatkoztatva, más, nemcsak hidrobiológai jellemzőkre figyelemmel lévő összehasonlítási rendszer nem készült. Kifejezetten természetvédelmi értékelő a magyarországi szárazföldi gerincesek természetvédelmi szempontú értékelése (BÁLDI *et al*., 1995).

Az értékelési szempontok meghatározásában alapvető cél, hogy a legfontosabb ökológiai minőségi jellemzők, valamint a terület hazai helyzetének jellemzői alakítsák ki a minősítési rendszert. Ennek megfelelően az ökológiai jellemzők, a terület hazai jellemzői, valamint a védelem-kutatottság fő szempontcsoportokat alakítottuk ki. Ezen belül azokat a jellemzőket vettük alapul, amelyek egyrészt a ramsari egyezmény szellemiségével összhangban vannak (madárfajok száma és populációmérete, a vizes élőhely degradációjának foka), másrészt mérhetők. Az egyes, speciális típusba tartozó (felszín alatti vizes élőhelyek) Baradla-barlang és annak felszíni vetülete ramsari terület esetében kivételt kellett tenni az egyes szempontoknál. További cél volt az, hogy információtartalom lehetőség szerint ne duplikálódjon, azaz a redundancia minimális legyen. Nem kerültek be az értékelési szempontok közé hidrobiológiai jellemzők (szaprobitás, trofitás, halobitás stb.), mert azok nem feltétlenül függnek össze a gyakorlati védelmi szempontokkal (NAGY, 2008).

A 235 000 hektár kiterjedésű, hivatalosan 28 hazai ramsari terület összesen 35 kisebb részegységből áll, amelyek több esetben fölrajzilag is elkülönülnek egymástól. A 35 részegységet főbb élőhelytípusokba (folyómenti árterek, szikes tavak és puszták, tavak és mocsarak, mesterséges halastavak) csoportosítottam. Minden élőhelytípus esetén egy olyan vizes élőhelyet is értékeltünk (**2. táblázat**), amelyek nem minősülnek nemzetközi jelentőségű vizes élőhelynek.

2. táblázat: Az értékelésbe vont nem ramsari kontrol területek

Table 2: Control sites that are not Ramsar sites

Élőhelytípus Habitat type	**Nem ramsari kontrol terület** Non-Ramsar sites	**Kiterjedés (ha)** Area (hectares)
Folyómenti árterek/Floodplains	Szigetköz	17177,6
Szikes tavak és puszták/Saline pools and grasslands	Dél-Bihari szikesek	7012
Mesterséges halastavak/Man-made water bodies	Miklósfai-Mórichelyi halastavak	450
Tavak és mocsarak/Marshes and ponds	Baláta-tó	105,5

A **Szigetköz** folyómenti ártereink egyik fontos területe, természetvédelmi oltalom alá 1987-ben került. Nagy kiterjedésű (Szigetközi Tájvédelmi Körzet: 9682 hektár), a Duna 1992-es elterelése ellenére még mindig jelentős természeti értékekkel rendelkezik (BÁLDI *et al.*, 2000). A **Dél-Bihari szikesek** a Körös-vidéken húzódó korábbi ártéri terület, amely másodlagos szikesedésen ment keresztül (TÓTHNÉ HANYECZ, 2006). Kiterjedése 6522 hektár. A 649 hektáros kiterjedésű **Miklósfai-Mórichelyi halastavak** a Nyugat-Dunántúl egyik fontos madárvonulási állomása (MEGYER, pers. comm.) A **Baláta-tó** kis kiterjedésű (105 hektár) erdősült mocsár a Dél-Dunántúlon, madártani jelentősége csekély (MORSCHHAUSER, 2005).

A változók három csoportját alakítottam ki. Az **ökológiai jellemzők** elsősorban a magasabb rendű növények és állatfajok jelenlétén, tömegességén, diverzitásán alapulnak. A

területeken előforduló fajok közül az alábbi csoportok kerültek meghatározásra: Kárpát-medencére nézve endemikus fajok, védett növényfajok, összes madárfaj, fészkelő madárfajok, kétéltűek, halak, denevérek, összes edényes növény és özönnövények. Mivel a fellelhető biotikai adatok és adatforrások térben és időben nehezen összeegyeztethető módon, metodikával és rendszerességgel kerültek felvételezésre, majd azt követően publikálásra, ezért a tudományos alaposság kritériumát kielégítő Natura 2000 hálózat megalapozását lehetővé tevő adatbázist használtuk fel az értékelés során. A Natura 2000 területek jelölő fajai és élőhelyei felvételezése, térképezése során egységes módszertan alapján történt az adatok rögzítése (DEMETER *et al*., 2002), majd az Európai Bizottság biogeográfiai szemináriumai révén elfogadásra. A Natura 2000 adatbázisból az alábbi változók kerültek az értékelésbe: közösségi jelentőségű élőhelyek és közösségi jelentőségű jelölő fajok (növények, gerinctelenek, halak, kétéltűek-hüllők, madarak, emlősök). A statisztikai értékelésbe csak az egységesen felvett Natura 2000 jelölő fajok és élőhelyek kerültek be az ökológiai jellemzők csoportban.

A **terület hazai jellemzői** a ramsari vizes élőhelyek közötti helyzetre ad információt. A terület nagysága, kiterjedése megfelelően jellemzi egy terület természetességét, mivel a terület-fajszám vagy terület-diverzitás összefüggés jól ismert tény a természetvédelmi biológiában. Ezzel párhuzamosan az izoláltság jellemzi az egyes vizes élőhely foltok egymáshoz vagy más természeti területhez való kapcsoltságát, vagy azoktól való elkülönülését is. A Natura 2000 adatfelvételezés során az egyes területek élőhelyborításának vizsgálatát is elvégezték, így azok is az értékelés részét képezik. A **védelem-kutatottság** csoportban a természetvédelmi kezeléssel, tudományos ismeretekkel kapcsolatban kapunk áttekintést, nevezetesen a feltártság, a védelmi szint, a kezelés és rekonstrukció tényező révén.

Három főcsoportba tartozó összesen 15 tényező értékelését végeztük el. Az egyes kategóriákban adható pontszámok lehetőség szerint tükrözik a többféle szempont szerinti súlyozást. A pontszámok értéke 0-10 között oszlik meg. Egyes változóknál, melyek alkérdéseket tartalmaznak, csak a maximum pontszámok összege éri el a 10-et. Az egyes területek diverzitási adatainak vonatkozásában a ramsari egyezmény titkárságára (Gland, Svájc) megküldött hivatalos adatlapok (Ramsar Information Sheet), hazai megjelent publikációk (TARDY, 2006) valamint a természetvédelmi kezelési tervek szolgáltatták az adatokat. Egyes taxonok estén a területek specilistájától származnak adatok (pl. halak – SALLAI Z. PERS. COMM).

Az ökológiai jellemzők csoportban 8 tényezőt vizsgáltam. A terület diverzitását leíró tényezők a fajgazdagság kimutatásával jelzik az egyes területek természetességének fokát. A vizsgált területek fajösszetételt, fajgazdagságot jelző paraméterét összesítettem, amellyel az élőhely sokféleségét lehet jellemezni. A jelölő növényfajok jelenléte vagy hiánya, a halfajok, kétéltűek-hüllők, a madárfajok és végül az emlősök száma adnak információt az élőhelyek természetességéről. A biológiai sokféleséget összesen 6 tényező jellemzi. A terület degradáltságának fokát 2 tényező vizsgálatával jellemeztük (nyomvonalas létesítmények jelenléte, településtől való távolság). A degradációt több tényező együttes hatása alakítja ki. Az élőhelypusztulás, az élőhelyek fragmentációja, az élőhelyek leromlása (beleértve a könyezetszennyezést), egyes fajok túlzott mértékű hasznosítása, idegenhonos fajok betelepítése és terjedése, valamint fertőző betegségek terjedése (STANDOVÁR & PRIMACK, 2001). Az élőhely-fragmentáció a degradáció kezdeti, jelentős eleme. A kerület-terület arány megváltozásával, a szegélyhatás felerősödésével az egymástól elszigetelt fragmentumoknak folyamatosan csökken a fajösszetétele, megszűnik ökológiai kapcsolatrendszerük és funkcióik. Az egyes tényezők közötti összefüggés értékelését rangkorrelációval (Kendall-tau) végeztem STATISTICA for Windows programcsomag használatával.

Meghatároztam a magyarországi nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyeken és az azt körülvevő övezetben a **tulajdonviszonyokat,** valamint a **földhasználat változását** az egyes területek jelölésekor és jelenleg. Megbecsültem veszélyeztető tényezőiket és azok jelentőségét a területek jelölésekor és jelenleg**.** Ehhez Magyarország által hivatalosan a ramsar egyezmény titkárságának megküldött ramsari adatlap archív és friss adatait, meglévő természetvédelmi kezelési terveket, vagy azok előkészítő dokumentációját, a rendelkezésre álló tudományos publikációk adatait tekintettem át. 1981-ben az IWRB (International Waterbird Research Bureau) Debrecenben tartotta konferenciáját, mely alkalmából a magyarországi nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyekről összefoglaló tanulmány készült (STERBETZ, 1981), amely ugyancsak alapot jelentett a vizsgálatban. A veszélyeztető tényezők értékelését az egyes területek esetében értékeltem.

3. EREDMÉNYEK

3.1. Vizes élőhelyek vízimadár-állományainak változásai térben és időben

A vízimadár-állományváltozásokat az egyes területek esetében külön-külön értékeltem, de terjedelmi okok miatt azok ismertetésétől eltekintünk. Megjelöltem a jelzőfajok körét, amelyek esetében trendanalízist végeztünk, a szignifikáns változásokat, a teljes fajszám és a jelzőfajok számának változását, valamint a teljes vízmadár-állomány idősoros változását. A vízimadarak összmennyiségből való %-os részesedés alapján következtetéseket vontam le az egyes fajok dominanciájának változására, amelyek alapján a vízimadár-közösségek jellemezhetőek.

3.2. Ramsari területeink természetvédelmi helyzete, természetessége

A magyarországi ramsari területek jelentős részét országos jelentőségű védett természeti területeken jelölték ki, három terület esetében pedig az országos védettség csak a területek kisebb hányadára terjed ki, egy terület pedig helyi jelentőségű védett természeti területen található (**3. táblázat**). A védettségi kategóriák közé tartozik még az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős területek (Natura 2000 területek) hálózata, de mivel valamennyi ramsari terület egyben Natura 2000 terület is (TARDY, 2006), ebből a szempontból a Natura 2000 státusznak jelentősége nincsen.

A 3 fő kategória (országos védett, helyi védett, illetve nem védett) az értékelési szempontrendszerben hangsúlyosan szerepel, hiszen alapvető különbség van az egyes kategóriákban a területen folytatható tevékenységeket illetően. Az értékelés során összesen 140 pontot lehetett elérni, 70 pontot az ökológiai helyzetre, 30 pontot a hazai helyzetre, 40 pontot pedig a védelemi helyzetre.

3. táblázat: Ramsari területek védettség szerinti megoszlása
Table 3: Conservation status of Ramsar Site sin Hungary

Országos jelentőségű védett természeti terület / nature reserves at national level			**Helyi jelentőségű védett természeti terület** / nature reserves at local level
Angyalháza, Zám, Pentezug-puszták	Dinnyési-Fertő és Velencei Madárrezervátum	Kunkápolnási-mocsár Labodár	
Baksi-puszta	Egyek-Pusztakócsi mocsarak	Mártély	
Baradla-barlangrendszer	Felső-Kiskunsági szikes puszták	Montág-puszta	
Béda-Karapancsa	Felső-Kiskunsági szikes tavak	Nyirkai-Hany	
Biharugrai-halastavak	Fertő	Ócsai turjánvidék	Tatai-tavak
Bodrog-zug	Gemenc	Pacsmagi-tavak	
Borsodi Mezőség	Hortobágyi Halastó	Rétszilasi tavak TT	
Büdös-szék	Ipoly	Szegedi Fehér-tó	
Csaj-tó	Izsáki Kolon-tó	Sasér	
Csongrád-Bokrosi sóstavak	Kardoskúti Fehértó	Szaporca	
	Kis-Balaton	Tisza-tó	
A ramsari terület csak egy része védett /only part (in %)of Ramsar site is protected Felső-Tisza (16%), Rába-völgy (11%), Balaton (<1%)			**Natura 2000 hálózat** /Natura 2000 sites valamennyi ramsari terület /all Ramsar sites

Az értékelési rendszerben a legmagasabb pontszámot Gemenc, Kunkápolási-mocsár, Kis-Balaton, izsáki Kolon-tó és a hortobágyi szikes puszták (Angyalháza-, Zám- és Pentezug) kapták **(4. táblázat)**. Az első 10 helyen végzett vizes élőhely között 5 szikes tó és szikes puszta (Egyek-Pusztakócsi mocsarak, izsáki Kolon-tó, Kunkápolnási-mocsár, hortobágyi szikes puszták, Felső-Kiskunsági szikes puszták), 3 folyómenti ártér (Gemenc, Béda-Karapancsa és Szigetköz), természetes tavak és mocsarak (Kis-Balaton) és a Baradla ramsari terület található.

A legkevesebb pontot kapott 10 vizes élőhely között 5 szikes puszta és mocsár (Fertő, Dinnyési Fertő és Velencei-madárrezervátum, Borsodi Mezőség, Csongrád-bokrosi Sós-tó), 3 mesterséges halastó (Rétszilas, Pacsmag, Tatai-tavak), természetes tavak és mocsarak (Balátató) és folyómenti ártéri területek (Labodár, Sasér) találhatók. A nem ramsari kontrolterületként vizsgált 4 vizes élőhely a 10. (Szigetköz), a 29. (Kesznyéten), a 30. (Balátató), valamint a 38. helyet (Miklósfai-Mórichelyi halastavak) kapta a rangsorban **(4. táblázat)**.

A területek rangsorát a 4 fő élőhelytípusra (folyómenti árterek, szikes tavak és puszták, halastavak, valamint természetes tavak és mocsarak) is csoportosítottuk.

4. táblázat: Ramsari területeink természetvédelmi szempontú értékelése

Table 4: Evaluation of Ramsar sites by conservation status

Hely	Terület/Site	**ÖKOLÓGIAI HELYZET** Ecological state	**HAZAI HELYZET** State as National level	**VÉDELMI HELYZET** Conservation state	**ÖSSZES PONT** Total scores
1.	Gemenc	56	25	30	111
2.	Kunkápolnási-mocsár	48	20	35	103
3.	Kis-Balaton	48	30	25	103
4.	Izsáki Kolon-tó	33	25	40	98
5.	Angyalháza, Zám, Pentezug	38	20	40	98
6.	Baradla	37	25	35	97
7.	Béda-Karapancsa	48	20	25	93
8.	Egyek-Pusztakócsi mocsarak	43	20	30	93
9.	Felső-Kiskunsági szikes puszták	42	15	35	92
10.	*Szigetköz*	44	25	20	89
11.	Mártély	40	20	25	85
12.	Felső-Kiskunsági szikes tavak	42	15	25	82
13.	Nyirkai-Hany	47	15	20	82
14.	Tisza-tó	36	20	25	81
15.	Balaton	31	25	25	81
16.	Rába-völgy	30	30	20	80
17.	Felső-Tisza	34	25	20	79
18.	Bodrog-zug	38	20	20	78
19.	Hortobágyi Halastó	33	15	30	78
20.	Kardoskúti Fehértó	31	10	35	76
21.	Ócsai TK	33	20	20	73
22.	Montág-puszta	31	10	30	71
23.	Csaj-tó	36	15	20	71
24.	Szaporcai Ó-Drávai-meder	30	15	25	70
25.	Büdös-szék, Baksi-puszta	40	15	15	70
26.	Ipoly-völgy	27	20	20	67
27.	Biharugrai-halastavak	26	15	25	66
28.	*Dél-Bihari szikesek*	24	20	20	66
29.	Szegedi Fehér-tó	25	15	25	65
30.	*Baláta-tó*	29	15	20	64
31.	Dinnyési-Fertő és V.Madárrezervátum	28	5	30	63
32.	Fertő	31	10	20	61
33.	Rétszilasi-tavak	21	15	25	61
34.	Pacsmagi-tavak	19	15	25	59
35.	Borsodi Mezőség	37	20	0	57
36.	Csongrád-Bokrosi sóstavak	26	10	20	56
37.	Tatai-tavak	12	20	20	52
38.	*Miklósfai Mórichelyi halastavak*	20	10	20	50
39.	Labodár, Sasér	25	10	10	45

A folyómenti árterek élőhelytípusban Gemenc, Béda-Karapancsa és Szigetköz kapta a legmagasabb értékeket, míg a legalacsonyabb pontszámot a Szaporcai Ó-Dráva meder, Ipoly-völgy és Labodár, Sasér kapták. Átlagosan 79,7 pontot kaptak, a szórás értéke 17,4 **(5. táblázat)**.

5. táblázat: Folyóárterek élőhelytípusban a természetesség pontszámai
Table 5: Evaluation of conservation state in floodplain habitat group

Terület	**ÖKOL**	**HAZAI**	**VÉD**	**ÖSSZ**
Gemenc	56	25	30	111
Béda-Karapancsa	48	20	25	93
Szigetköz	44	25	20	89
Mártély	40	20	25	85
Rába-völgy	30	30	20	80
Felső-Tisza	34	25	20	79
Bodrog-zug	38	20	20	78
Szaporcai Ó-Drávai-meder	30	15	25	70
Ipoly-völgy	27	20	20	67
Labodár, Sasér	25	10	10	45
Átlag				***79,7***
SD				***17,4***

A nem ramsari kontrol terület (Szigetköz) a harmadik helyet kapta. Nagyfokú természetessége miatt a Duna elterelését megelőzően felmerült ramsari területté jelölése.

A szikes tavak, puszták élőhelytípusban a Kunkápolnási-mocsár, az izsáki Kolon-tó és a hortobágyi szikes puszták kapták a legmagasabb értékeket, míg a Fertő, a Borsodi Mezőség és a Csongrád-Bokrosi Sós-tó a legalacsonyabbakat. Átlagosan 77,4 pontot kaptak, a szórás 16,7 **(6. táblázat)**.

6. táblázat: Szikes tavak és puszták természetességének pontszámai
Table 6: Evaluation of conservation state in saline pools and grasslands habitat group

Terület	ÖKOL	HAZAI	VÉD	ÖSSZ
Kunkápolnási-mocsár	48	20	35	103
Angyalháza, Zám, Pentezug	38	20	40	98
Egyek-Pusztakócsi mocsarak	43	20	30	93
Felső-Kiskunsági szikes puszták	42	15	35	92
Felső-Kiskunsági szikes tavak	42	15	25	82
Kardoskúti Fehér-tó	31	10	35	76
Montág-puszta	31	10	30	71
Büdös-szék, Baksi-puszta	40	15	15	70
Dél-Bihari szikesek	31	20	15	66
Dinnyési-Fertő és Velencei Madárrezervátum	28	5	30	63
Fertő	31	10	20	61
Borsodi Mezőség	37	20	0	57
Csongrád-Bokrosi sóstavak	26	10	20	56
Átlag				***77,4***
SD				***16,7***

A Dél-Bihari szikesek az alacsonyabb pontszámú területek között végzett, amelynek oka lehet a természetvédelmi kezelés hiánya, valamint a magántulajdon jelentős aránya.

A mesterségesen létrehozott vizes élőhelyek közé tartozó halastavak közül a Hortobágyi Halastó, Csaj-tó és a Biharugrai-halastavak természetessége a legmagasabb, a legalacsonyabb a Pacsmagi-, a Tatai- és a Miklósfai-Mórichelyi halastavaké. A nem ramsari kontrol terület utolsó helyezése hátterében a bizonytalan tulajdonviszonyokból eredő kockázat és az aktív természetvédelmi kezelés hiánya (VÁTI, 2009) állnak. A vizes élőhelyek átlagosan 62,8 pontot kaptak, a szórás értéke 9,35 **(7. táblázat)**.

7. táblázat: Halastavak természetességének pontszámai
Table 7. Evaluation of conservation state in fishponds habitat group

Terület	ÖKOL	HAZAI	VÉD	ÖSSZ
Hortobágyi Halastó	33	15	30	78
Csaj-tó	36	15	20	71
Biharugrai-halastavak	26	15	25	66
Szegedi Fehértó	25	15	25	65
Rétszilasi-tavak	21	15	25	61
Pacsmag	19	15	25	59
Tatai-tavak (Öreg-, Réti- és Ferencmajori-tavak)	12	20	20	52
Miklósfai Mórichelyi- halastavak	20	10	20	50
Átlag				***62,8***
SD				***9,35***

Természetes tavak és mocsarak csoportban Kis-Balaton, Baradla és Nyirkai-Hany kapták a legnagyobb értékeket, míg Balaton, Ócsai turjánvidék és Baláta-tó pedig a legalacsonyabb értékeket **(8. táblázat)**. Átlagosan 83 pontot kaptak, a szórás értéke 12,3. A Baláta-tó esetében az utóbbi években jelentkező vízminőségi és vízmennyiség problémák következtében folgyorsuló szukcessziós folyamatok (KÖRMENDI, 2006) vezethettek az alacsony pontszámhoz.

8. táblázat: Természetes tavak, mocsarak természetességének pontszámai
Table 8. Evaluation of conservation state in marhes and ponds habitat group

Terület	ÖKOL	HAZAI	VÉD	ÖSSZ
Kis-Balaton	48	30	25	103
Izsáki Kolon-tó	33	25	40	98
Baradla	37	25	35	97
Nyirkai-Hany	47	15	20	82
Tisza-tó	36	20	25	81
Balaton	31	25	25	81
Ócsai TK	33	20	20	73
Baláta-tó	29	15	20	64
Átlag				***83***
SD				***12,3***

A rangkorrelációs statisztikai vizsgálatok erősen szignifikáns kapcsolatot mutattak ki az egyes értékelési szempontok között.

A természetesség értékelése során az ökológiai tényezők, mint a diverzitás fokát megjelenítő faktor szerepelnek. Vizes élőhelyeken élő növények közül összesen élő 14 növényfaj található a különleges természetmegőrzési Natura 2000 területeken, ezekből ramsari vizes élőhelyeinken maximum 2 faj fordul elő. Átlagosan 0,67 jelölő növényfaj van ramsari területeinken és a kontrol területeken. Gerinctelenek közül 23 szerepel jelölőfajként a Natura 2000 területeken. Legtöbb gerinctelen jelölőfaj a Rába-völgyben található (7 faj), a legkevesebb (0 faj) halastavainkon, illetve Labodár, Sasér ramsari területen. Átlagos számuk a ramsari és kontrol területen 2,15. Halfajaink közül 15 jelölőfaj fordul elő valamennyi vizes élőhelyt magába foglaló Natura 2000 területünkön. Legtöbb (9 faj) a Felső-Tisza ramsari területen, legkevesebb (0 faj) halastavainkon, továbbá szikes pusztáinkon található (átlag: 2,54 faj). Hüllők-kétéltűek csoportjában 5 jelölőfaj szerepel a vizes élőhelyeket magába foglaló Natura 2000 területeken, ramsari vizes élőhelyeinken ezek közül minimálisan 0, maximum 3 faj él (átlagos számuk 1,87). A magyarországi vizes élőhelyeken 47 madárfaj (döntően vízimadarak, de vizes élőhelyekhez kötődő énekesmadár- vagy egyéb fajok is)

szerepel, mint jelölőfajok a Natura 2000 (különleges madárvédelmi területek) adatbázisában, ezek közül a ramsari területeken a legkevesebb 0 faj (Mártély, Labodár, Rába-völgy területeken), a legtöbb 43 faj (Felső-Kiskunsági szikes tavak és szegedi Fehér-tó esetében), átlagosan 18,95 területenként. Emlősök közül a 10 Natura 2000 területen élő jelölő emlősfaj közül legkevesebb 0 faj, legtöbb 5 faj (Gemenc), átlagos számuk 1,36.

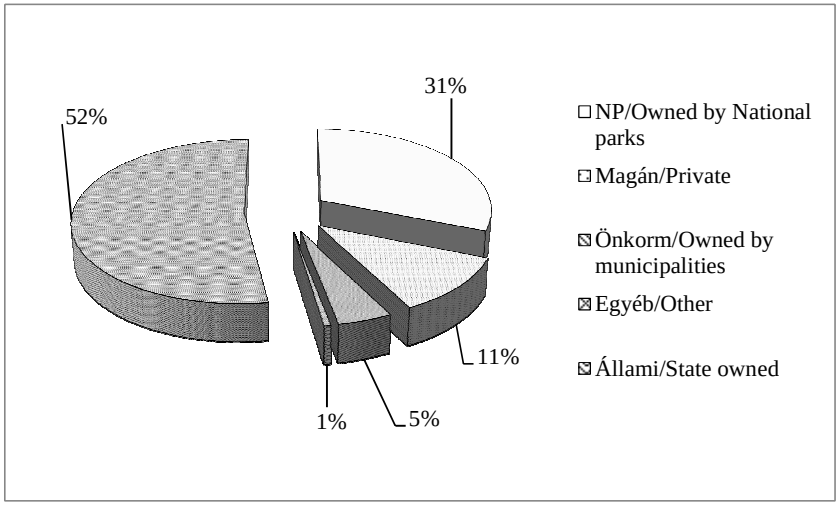
Valamennyi taxoncsoportot figyelembe véve az átlagos jelölőfaj szám ramsari és kontrol területeken 27,54 faj, a legtöbb fajjal a Felső-Kiskunsági szikes tavak (51 faj) rendelkezik, a legkevesebbel Labodár, Sasér (3 faj). A vizes élőhelyen keresztül vezető út, nyomvonalas létesítményt tekintve 0 és 10 között változnak az értékek, ez utóbbi terület a Rába-völgy. A nyomvonalas létesítmények (utak, vasútvonalak és vezetékek) kialakítása, használata jelentősen károsítja az ökológiai rendszerek működését. A közvetlen hatások (az élőhelyfoglalással és –vesztéssel járó műszaki beavatkozás, ütközés általi mortalitás) valamint a közvetett hatások (pl. állatfajok viselkedésének, életmenetének, szabad mozgásának megváltozása) együttesen felerősítik a terület állapotának romlását (TROMBULAK & FRISSELL, 2000). Különösen az utóbbi 15 évben végzett nagyarányú közút és gyorsforgalmi út fejlesztések felgyorsították a természetes élőhelyek és azon belül a vizes élőhelyek izolációját, az élőhelyfoltok koherenciájának csökkenését. Átlagosan 1,33 db út, nyomvonalas létesítmény található ramsari és a kontroll vizes élőhelyeinken. A települések számos zavaró hatást fejtenek ki a környező élőhelyekre, természetes ökoszisztémákra. Minél távolabb van egy terület egy településtől annál inkább kisebb a rá kifejtett (negatív) hatás. Ezek a negatív hatások közé tartoznak a (környezet) szennyezés, zavarás, egyes fajok hasznosítása. A települést akkor értékeltük ramsari vizes élőhely közelében lévőnek, ha az a terület 1000 méteres közelségében található. A vizes élőhely legközelebbi településtől való távolságát tekintve az értékek 0 és 8500 méter között változtak, 0 méter a Tatai-tavak, Kis-Balaton, Balaton esetében, 8500 méter maximális távolság pedig a Borsodi Mezőségben fordul elő. Az ökológiai szempontok csoportban maximálisan elérhető pontszám 70 volt, melyből 56-ot ért el Gemenc (80%).

A vizes élőhely hazai helyzeténél a területnagyság tekintetében az átlagos pontszám 5,13 volt. Ramsari területeink átlagosan 8408 hektár kiterjedésűek, a legnagyobbak (leszámítva a Balatont) a Borsodi Mezőség és Gemenc (15 000 ha kiterjedés felett), míg a legkisebbek Labodár, Sasér valamint a Szaporcai Ó-Dráva meder (500 hektár alatt). Az élőhely ökológiai hálózathoz való kapcsolata esetén az átlagpontszám 9,23 volt. A természetes ökoszisztéma működésének alapfeltétele, hogy az élőhely kapcsolatban legyen az ökológiai hálózattal (TARDY, 2002). Nagyobb vizes élőhely részeként kijelölt ramsari terület veszélyeztetettebb helyzetben van, mint az önálló, teljes egészében ramsari területnek jelölt vizes élőhely. Egy folyószakasz vagy tórészlet jobban kitett az emberi behatásoknak (szennyezés, zavarás, stb.) mint egy önálló területi egység. Átlagosan 4,13 élőhelytípus fordul elő ramsari területeinken, minimális érték 2 (halastavak esetén), míg a maximum 10 (Baradla) volt. Ennél a szempontnál maximálisan kapható 30 pontból a legtöbbet a Rába-völgy és a Kis-Balaton kapták, míg a legkevesebb pontot a Dinnyés-Fertő és Velencei Madárrezervátum (5 pont) szerezte **(4. táblázat)**.

A védelmi helyzet értékelésében a feltártság, a védelmi szint, a természetvédelmi kezelés és a rekonstrukciók szerepelnek. A maximálisan elérhető 40 pontot az izsáki Kolontó, valamint a hortobágyi szikes puszták (Angyalháza, Zám, Pentezug) érte el, a legkevesebb (0) pontot a Borsodi-Mezőség kapta, az átlag 24,7 pont lett. Az átlagos pontértékek az egyes tényező esetén 8,59 (feltártság), 9 (védelmi szint), 4,61 (védelmi célú kezelés) és 2,6 (rekonstrukció) lett **(4. táblázat)**.

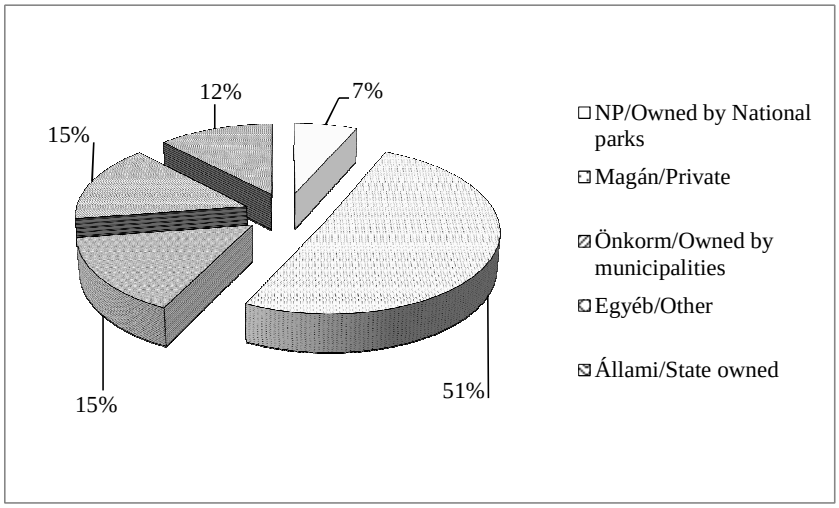
3.3. Tulajdonviszonyok és hasznosítási módok alkalmazása hazai ramsari területeinken, valamint a veszélyeztető tényezők élőhelytípusok szerint

A hazai ramsari területeink tulajdoni megoszlását állami, nemzeti parki, magán, önkormányzati és egyéb csoportokra lehet osztani. A ramsari területek közvetlen közelében (<1000 m) jellemző tulajdonszerkezet %-os (jórészt becslésen alapuló) arányait ugyanazokba a típusokba sorolhatjuk. Ramsari területeink állami tulajdona domináns **(1. ábra)**, ezen felül a tulajdon további harmada természetvédelmi vagyonkezelésben van. A magántulajdon aránya 11%, míg önkormányzati 5%.



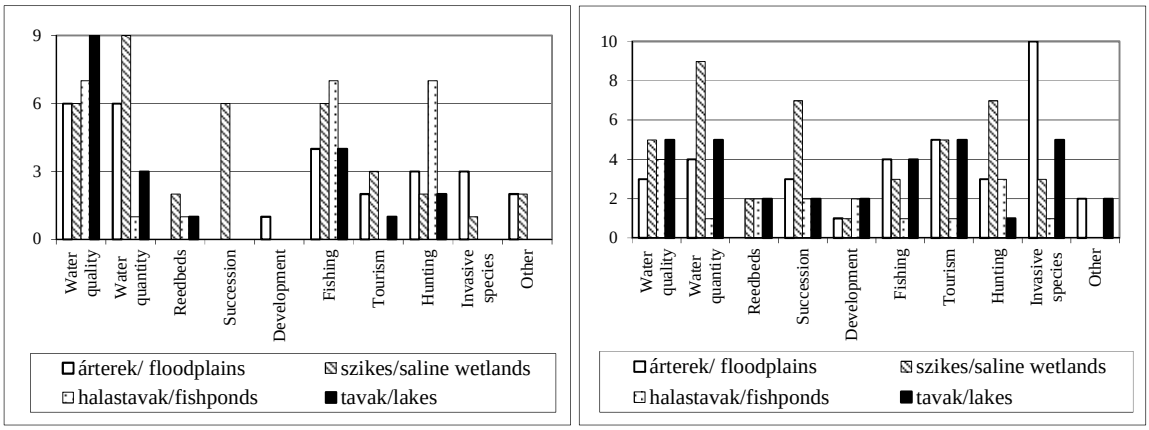
1. ábra: Összesített tulajdonszerkezet-megoszlás magyarországi ramsari területeken
Figure 1: Land ownership in Hungarian Ramsar sites

A jelentős állami (de nem természetvédelmi) tulajdon elsősorban vízügyi és erdészeti vagyonkezelést jelent. A vizes élőhelyek ökológiai állapota nagyban függ a területet övező régió területhasználatától, tulajdonviszonyától. A ramsari területekkel közvetlen határos régió becsült tulajdoni arányánál nem az állami tulajdon a jelentős, hanem a magántulajdon **(2. ábra)**. Eszerint a környező területeken magántulajdon dominál (51%), önkormányzati 15%, állami 12%, természetvédelmi vagyonkezelésű.



2. ábra: Tulajdonszerkezet ramsari terület körüli régiókban átlagosan
Figure 2: Land ownership in surroundings of Hungarian Ramsar sites

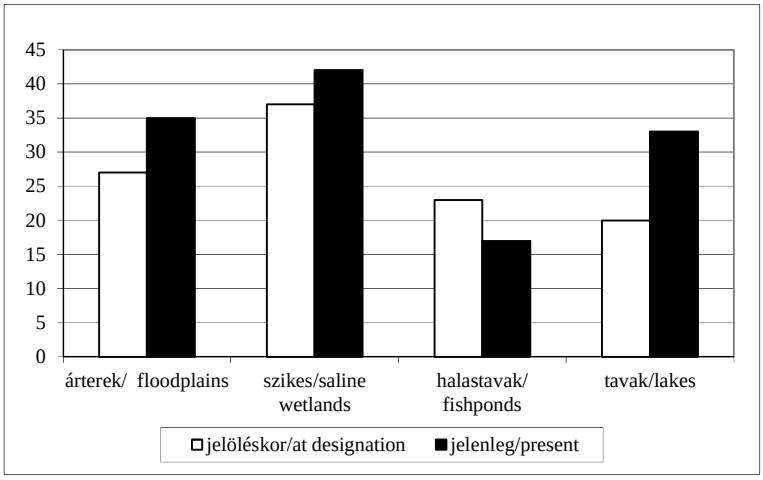
A ramsari vizes élőhelyek veszélyeztető tényezőinek összesített jelentőségében jelentős változások történtek a ramsari jegyzékre való jelöléskori és jelenlegi helyzet között **(3. ábra)**.



3. ábra: Ramsari területeken ható összesített veszélyeztető tényezők a jelöléskor és jelenleg

Figure 3: Threats influencing Hungarian Ramsar sites at time of designation and at present

A ramsari jegyzékre való jelöléskor a vízminőségi, vízellátási problémák, továbbá a horgászat-halászat és a vadállomány (vízivad-vadászat) voltak a legfontosabb veszélyeztető tényezők. A nádgazdálkodás és a vízpart beépítése voltak a legkevésbé jelentős tényezők. Az egyes élőhelytípusok közül a legtöbb veszélyeztető tényezőt a szikes tavak és puszták, valamint a folyóárterek esetében találtuk. A legkevesebb veszélyeztető tényező természetes tavaikon volt megfigyelhető. Jelenleg az alábbi fő veszélyeztető tényezők vannak a ramsari területeken: vízmennyiségi problémák, szukcesszió, turizmus és invazív fajok. Összességében a veszélyeztető tényezők jelentősége nőtt az árterek, a szikes tavak, mocsarak és puszták, valamint a természetes tavak esetében (4**. ábra**). Egyedül a halastavak esetében figyelhetjük meg a veszélyeztető tényezők abszolútértékének csökkenését.



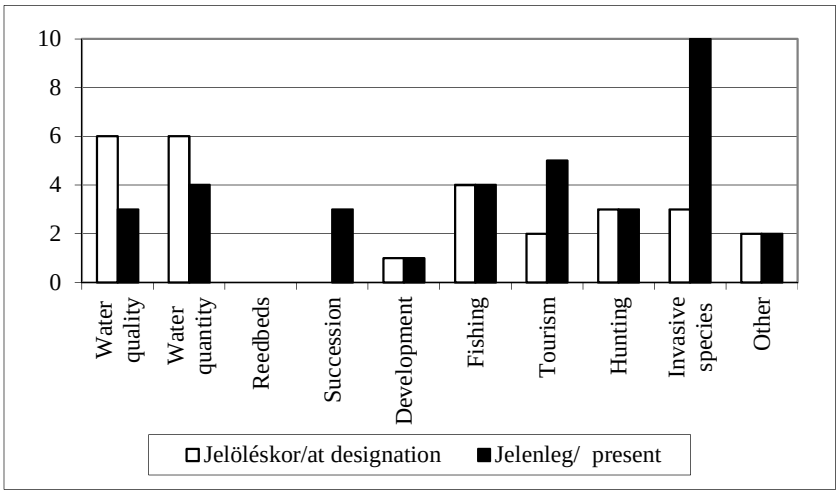
4. ábra: Ramsari területeken ható veszélyeztető tényezők a jelöléskor és jelenleg élőhelyek szerint

Figure 4: Threats influencing Hungarian Ramsar sites by habitat types

Az egyes élőhelytípusok szerinti az alábbi tendenciákat lehet megfigyelni a veszélyeztető tényezők jelentőségében a jelölés időpontja óta eltelt időszakban.

3.2.1. Folyómenti árterek

A vízminőségi és a vízellátási problémák javultak, amelynek az oka minden bizonnyal a vízgyűjtő területeken végrehajtott szennyvíztisztítási projektek (BŐHM, 1999). Országos léptékben mindenképpen jelentős hatással volt erre a rendszerváltozás óta a mezőgazdasági átalakulás, a korábbi intenzív vegyszerezés csökkenése is (LÁNG, 2003). A szukcesszió felerősödött, a vízpart beépítése-átalakítása és a vadállománnyal kapcsolatos problémák jelentősége nem változott **(5. ábra)**. Jelentősen nőtt az invazív növényfajok terjedése az élőhelyeken, melynek magyarázata az, hogy a folyók mentén történő terjedés rendkívül könnyen bekövetkezik.
Csökkentek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Béda-Karapancsa, Ipoly-völgy, Mártély.
Nem változott a veszélyeztető tényezők jelentősége: Szaporcai Ó-Dráva-meder.
Nőttek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Gemenc, Felső-Tisza, Bodrog-zug.



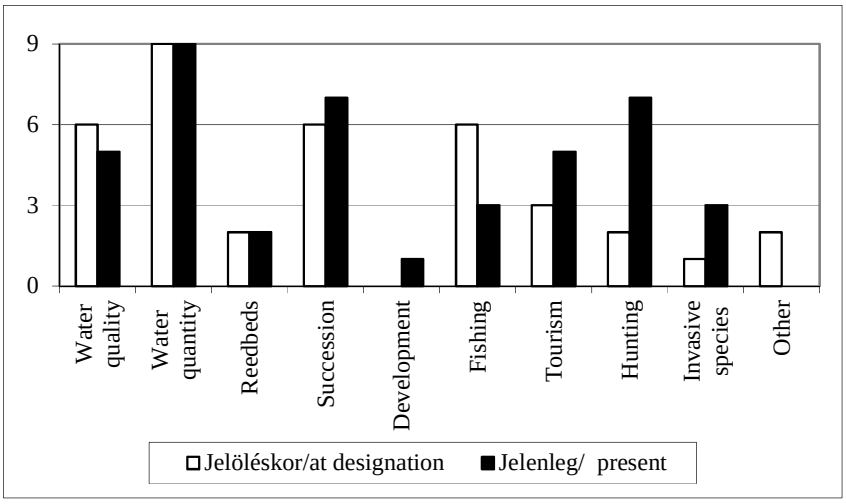
5. ábra: A folyómenti árterekre ható veszélyeztető tényezők a jelöléskor és jelenleg
Figure 5: Threats influencing floodplain Ramsar sites at time of designation and at present

3.2.2. Szikes tavak, mocsarak

A vízminőségi veszélyeztető tényező kissé csökkent, a vízellátás azonban továbbra is probléma a szikes területeken. Ennek magyarázata az, hogy asztatikus víztestekként a szikes vizek könnyen kiszáradnak. Normális évi csapadékeloszlás esetén természetes, hogy ezek a sekély víztestek nyár végén kiszáradnak, azonban hosszú száraz időszakok esetén már komolyan veszélyezteti az ott előforduló természeti értékeket a tavaszi vízhiány. Csökkent a horgászati-halászati hasznosításból származó veszélyeztető tényezők jelentősége. Nőtt a vadállományhoz köthető (elsősorban a róka) veszélyeztető tényezők jelentősége, amit az országos megfigyelések is alátámasztanak (HELTAI, 2002). A nagy kiterjedésű nyílt, fátlan szikes élőhelyeken a természeti értékek jó része a talajon él, szaporodik, ezért a kétszeresére nőtt rókapopuláció erősebb predátornyomást fejt ki ezekre a vizes élőhelyekre **(6. ábra)**. Nőtt a turizmus által kifejtett negatív hatás a szikes élőhelyeken, és ugyanez elmondható az invazív növényfajok esetében is.

Csökkentek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Fertő, Felső-Kiskunsági szikes tavak, Hortobágy.

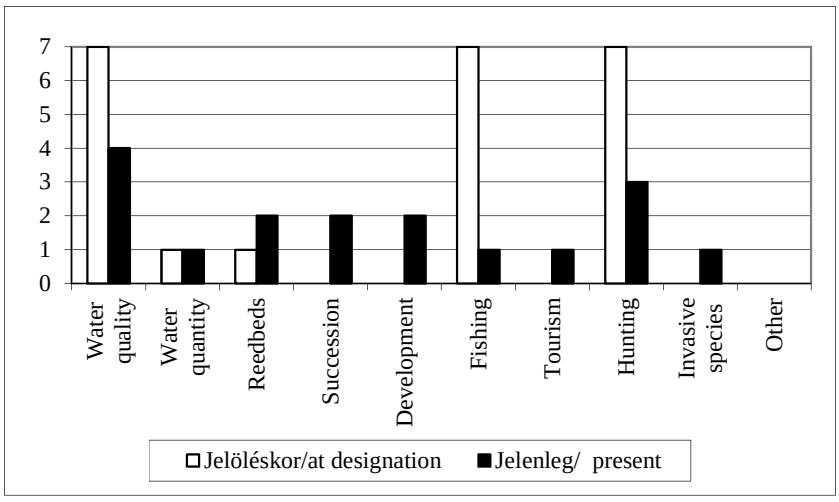
Nem változott a veszélyeztető tényezők jelentősége: Kardoskúti Fehértó, Csongrád-Bokrosi Sós-tó.
Nőttek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Velencei Madárrezervátum és Dinnyési-Fertő, Pusztaszer.



6. ábra: A szikes élőhelyekre ható veszélyeztető tényezők a jelöléskor és jelenleg
Figure 6: Threats influencing saline pool and grassland Ramsar sites at time of designation and at present

3.2.3. Mesterséges vizes élőhelyek

Korábban jelentős probléma volt a rossz vízminőség, amelynek jelentősége csökkent, a vízellátási tényező jelentősége viszont nem változott. A nádasokhoz köthető veszélyeztető tényezők (nádpusztulás, nádasodás, nádvágás) növekedtek, a szukcesszió korábban nem jelentkezett, most azonban megfigyelhető **(7. ábra)**.



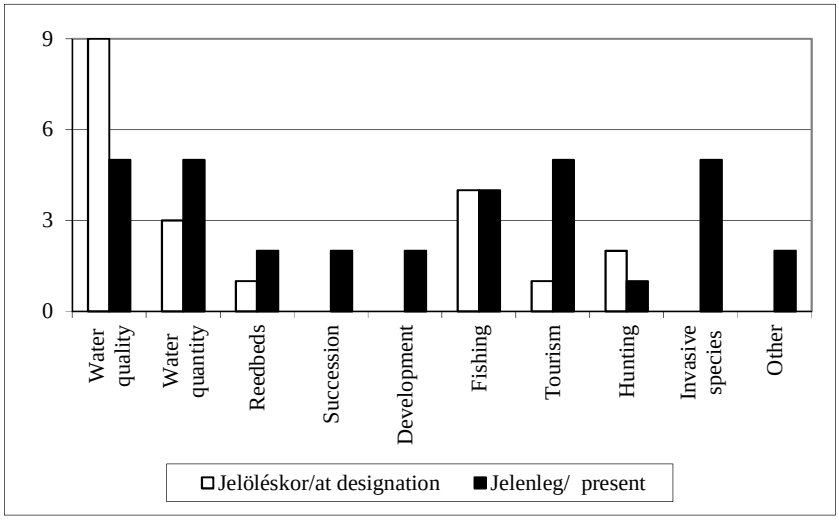
7. ábra: A mesterséges vizes élőhelyekre ható veszélyeztető tényezők a jelöléskor és jelenleg
Figure 7: Threats influencing artificial Ramsar sites at time of designation and at present

A vízpart beépítése ugyancsak új elem a veszélyeztető tényezők között. A horgászati-halászati problémák jelentősen javultak, amelynek oka az lehet, hogy sok területen természetvédelmi

vagyonkezelésbe került a halászati jog (pl. hortobágyi halastavak), vagy a gazdálkodó változtatta meg korábbi (veszélyeztető) tevékenységét (pl. Rétszilasi-halastavak).
Csökkentek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Tatai-tavak, Pacsmagi-tavak.
Nőttek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Biharugrai-halastavak.

3.2.4. Tavak, mocsarak

Jelentősen csökkent a vízminőségi probléma, amelynek oka ugyanaz, mint a folyóárterek élőhelytípus esetében. A vízellátási veszélyeztető tényező nőtt, oka az elmúlt száraz évtized csökkenő csapadékmennyisége (KOVÁCS-LÁNG *et al*., 2008). A nádas pusztulása, illetve elterjedése jelentősebb veszélyeztető tényezővé vált **(8. ábra)**. A szukcesszió szintén felerősödött, a vízpart kiépítése pedig összefügg a jelentősen fokozódó turisztikai hasznosítással. A horgászati-halászati gondok jelentősége nem változott, azonban csökkent a vadállományhoz köthető probléma. Korábban nem volt jelentkezett, most azonban az invazív fajok erőteljes veszélyeztető tényezővé vált.



8: ábra. A természetes tavak, mocsarak élőhelytípusra ható veszélyeztető tényezők a jelöléskor és jelenleg
Figure 8: Threats influencing marshland and lakes Ramsar sites at time of designation and at present

Csökkentek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Kis-Balaton.
Nőttek a veszélyeztető tényezők az alábbi területeken: Ócsai turjánvidék, Kolon-tó, Balaton, Baradla felszín alatti vizes élőhely.

4. KÖVETKEZTETÉSEK

Az eredményeket a vizsgálatok esetében az egyes fajok, területek, valamint az egyes élőhelytípusok esetén összefoglalóan értelmeztük.

4.1. VÍZIMADÁRFAJOK POPULÁCIÓS VÁLTOZÁSAI

Magyarország nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyein 23 vízimadárfaj populációnál összesen 58 szignifikáns változás következett be a vizsgálati időszakban (**9. táblázat**).

9. táblázat: Ramsari területeken bekövetkezett vízimadár fajok populációs változásainak összefoglalása (- = csökkenő populációs trend, + = növekedő populációs trend, 0 = stagnáló állomány, [-] [+] = szignifikáns p<0,05 szinten)

Table 9: Population changes of waterbirds in Ramsar sites (- = declinig population trend, + = increasing population trend, 0 = stagnant, [-] [+] = significant at p<0,05 level)

	Területek és fajok Sites and species	**PODCRI**	**PODNIG**	**TACRUF**	**ARDCIN**	**EGRALB**	**PHACAR**	**PHAPYG**	**CYGOLO**	**ANSANS**	**ANSALB**	**ANSFAB**	**ANSERY**
Dunántúl	Balaton		+				+		-	-	-	-	
	Béda-Karapancsa				-	-	0		-	+	-	-	
	Dinnyési Fertő/Velencei-tó	-		0	0	+	-		0	+	+	-	
	Fertő						+			+	+	-	
	Gemenc									+	+	-	
	Kis-Balaton						0	+		+	+	0	
	Rétszilasi-tavak	+		0	+	-	+			+	+	+	
	Tatai Öreg-tó				+		+			+	+	-	
Duna-T.köze	Csaj-tó	0					-	+		0	+	-	
	Kiskunsági szikes tavak	0		0		+	0		+	+	0	0	
	Szegedi. Fehér-tó	+			-		0	+		+	-	-	
Tiszántúl	Biharugrai-, Begécsi-tavak			0	+	-		+		+	+	+	
	Hortobágy	-	-		-		-	+		+	+	-	-
	Kardoskúti Fehértó									0	+	+	
	Tisza-tó									+	+	+	
	Összes csökkenés/növekedés Total increas/decline	2/2	1/1	0/0	3/3	3/2	3/4	0/5	1/1	1/12	3/11	9/4	1/0

A vöcsökfajok a számlálás időszakában a ramsari területeken 3 vizes élőhelyen csökkenő, míg 3 vizes élőhelyen növekvő trendet mutattak, az egyedüli szignifikáns változást (populációnövekedést) a búbos vöcsöknél (*Podiceps cristatus*) tapasztaltunk a Szegedi Fehértó területen. E faj európai állománya az utóbbi időszakban jelentős csökkenést mutatott, mely azonban megállt (WETLANDS INTERNATIONAL, 2006). Hazai országos észlelési adatai az európaihoz hasonlóan csökkenő tendenciát mutatnak (FARAGÓ, 2010d). A Szegedi Fehértó halastavi hasznosításának intenzitása 1998 és 2009 között stagnált a Halászati Adattár (HAKI, 2011) adatai alapján. A területre ható zavarás, emberi jelenlét sem változott, mert a haltermelésben okozott károk elkerülése érdekében a természetvédelmi hatóság már a természetvédelmi törvény[3] hatályba lépése (1997. január 1.) óta minden évben engedélyt ad kárókatona és más fajok riasztására (LOVÁSZI, pers. comm.). Következésképpen valószínűleg kedvezőbb táplálék-kínálat vezethetett a faj lokális állománynövekedéshez.

A szürke gém (*Ardea cinerea*) 3 területen növekvő, 2 területen csökkenő tendenciát mutat, a szignifikáns állománynövekedés a Tatai Öreg-tavon és a Biharugrai-tavakon következett be. Ezzel megegyeznek az európai adatok (WETLANDS INTERNATIONAL, 2006), viszont országos állománya csökkenő tendenciával jellemezhető (FARAGÓ, 2010d).

[3] 1996. évi LIII. Törvény a természet védelméről

A nagy kócsag (*Egretta alba*) állományai 2-2 területen csökkentek és növekedtek, a szignifikáns változások (1-1 növekvés és csökkenés) egymást kiegyenlítik.

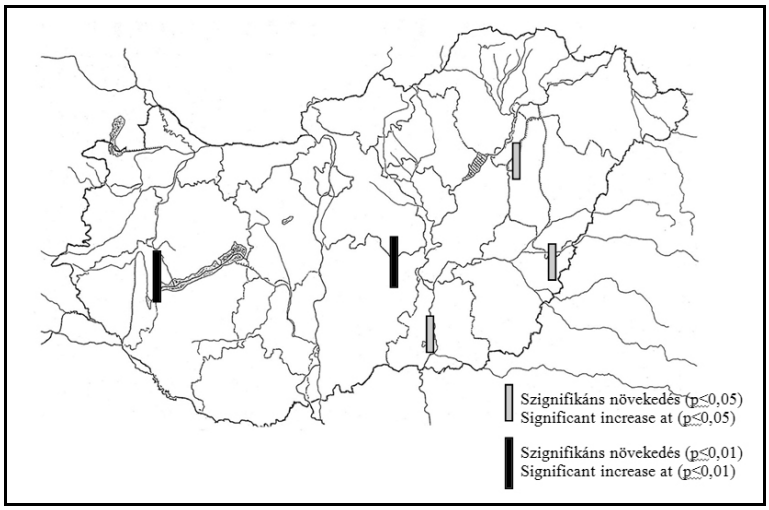
A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) a vizsgálatba vont területek közül 4 esetében növekvő állományban van jelen, a dunántúli tavakon. A Balatonon volt szignifikáns egyedüli állománynövekedése. A megfigyelt növekedés egybevág az európai tendenciákkal (FARAGÓ, 2009), amely nemcsak komoly természetvédelmi, hanem gazdasági vonatkozásokat is felvet.

9. táblázat (folytatás): Ramsari területeken bekövetkezett vízimadár fajok populációs változásainak összefoglalása (- =csökkenő populációs trend, + = növekedő populációs trend, 0 = stagnáló állomány, [-] [+] = szignifikáns p<0,05 szinten).

Table 9: (continued) Population changes of waterbirds in Ramsar sites (- = declinig population trend, + = increasing population trend, 0 = stagnant, [-] [+] = significant at p<0,05 level)

	Területek és fajok Sites and species	**ANAPEN**	**ANASTR**	**ANAPLA**	**ANAACU**	**ANAQUE**	**ANACRE**	**ANACLY**	**AYTFER**	**AYTNYR**	**AYTFUL**	**NETRUF**	**BUCCLA**	**MERALB**	**MERMER**	**FULATR**	**Csökk./növ** Total increas/decline	**Összmennyiség** Total number	**Fajszám** /Species
Dunántúl	Balaton			-					-		-		+			-	8/3	-	+
	Béda-Karapancsa	+		+			0		-		-		-	-	0	+	2/1	-	+
	Dinnyési Fertő/Velencei-tó	-	-	-	-	-		+	-	+		+					9/6	-	+
	Fertő	-		0		-	-		+								4/4	-	+
	Gemenc																1/2		
	Kis-Balaton	-	-	-	-	-	-		-			+				-	8/4	-	+
	Rétszilasi-tavak	-		0		-	+	+	+	+	-	+				+	4/12	+	+
	Tatai Öreg-tó			+			-		-				-				4/5	+	+
Duna-T.köze	Csaj-tó	+	+	-		+	-	+	-	-				-		-	8/6	-	+
	Felső-Kiskunsági szikes tavak	+	0	0	+	+	0	+		0	0						0/7	+	
	Szegedi Fehér-tó	0		-	0	-	-		+	+			-	-	-	+	9/6	-	+
Tiszántúl	Biharugrai-, Begécsi-tavak	+	+	-	+		+	+	-	-	-		-	-		+	7/10	0	+
	Hortobágy	+	+	-	+	-	-		+	+	+			-		-	11/9	-	+
	Kardoskúti Fehértó	+		+			+	+									0/6	-	+
	Tisza-tó																0/3		
	Összes csökkenés/növekedés Total increas/decline	4/6	2/3	7/3	2/3	6/2	6/3	0/6	7/4	2/4	4/1	0/3	4/1	5/0	1/0	3/4		9/3	0/12

A kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*) globálisan veszélyeztetett faj, állománya a vizsgált területeken a 2000/2001-es számlálási idényben vált jelentőssé. Mind az 5 vizes élőhelyen, ahol jelen van a faj, szignifikáns állománynövekedését tapasztaltam. A faj elsősorban a Tiszántúlon és a Duna-Tisza közén mutat nagyarányú expanziót (**9. ábra**), olyannyira, hogy a természetvédelmi hatóságoknak az okszerű halgazdálkodásban okozott kár megelőzése érdekében riasztásra kellett engedélyt kiadniuk, melyre korábban nem volt példa. A faj állományának jelentős gyarapodását több tényező eredményezhette, az európai védelmi akciótervben foglalt tevékenységeket Dél-Kelet Európában végrehajtották (CRIVELLI *et al*. 2000), megszüntetve a veszélyeztető tényezők jelentős részét. A telelőterületeken folytatott élőhely-vesztés ennek ellenére még fennálló probléma (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2011).

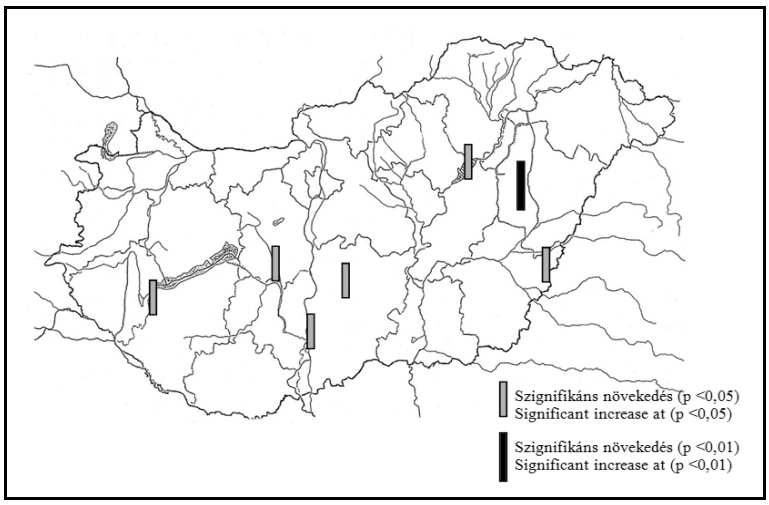


9: ábra. A kis kárókatona állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 9: Population changes of Pygmy Cormorant

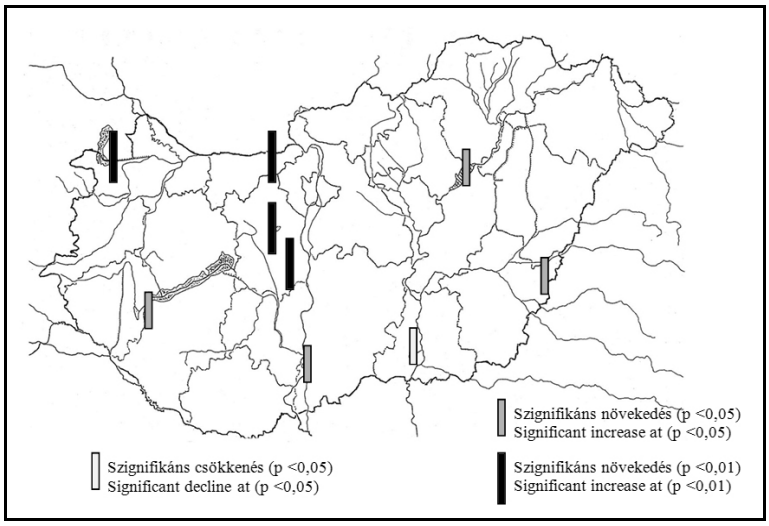
A bütykös hattyúnál (*Cygnus olor*) egy növekedést, egy csökkenést és egy stagnáló lokális állományt tapasztaltunk. A faj hazai állománya az 1970-es évektől terjeszkedik, jelenleg a Tiszántúl vizes élőhelyeit kolonizálja sikeresen.

A vadlúdfajok közül a nyári lúd (*Anser anser*) a Balaton kivételével mindenütt növekedik, nem számítva a csaj-tavai és a kardoskúti stagnáló állományt (**10. ábra**). Ez összhangban van a faj közép-európai állományának megerősödésével (DICK *et al*., 1990), amely miatt a vadászati hasznosítás lehetőségét is felvetették (FARAGÓ, 2000). A faj a nagy lilikkel együtt bizonyos területeken időszakosan károsító hatást fejthet ki a gabonavetésre, és szervesanyag-terhelésük a vizes élőhelyeken jelentős lehet (GYÜRE, 2006).

A nagy lilik (*Anser albifrons*) állománya egyértelműen növekedik, főként a Dunántúlon, a Duna-Tisza köze déli részén csökkenő, míg a Tisza-tavon növekvő populációval (**11. ábra**). A faj pannon telelő állományára inkább a csökkenés volt korábban jellemző. Ez a folyamat megállt és lassú emelkedés alakult ki a telelőterületek váltása miatt (FARAGÓ & PELLINGER, 2009).

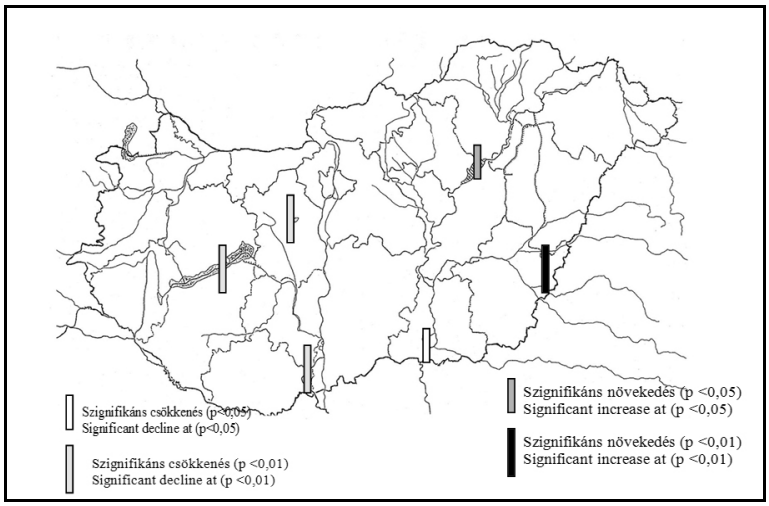


10. ábra: A nyári lúd állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 10. Population changes of Greylag Goose



11. ábra: A nagy lilik állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 11. Population changes of Greater Whitefront

A vetési lúd (*Anser fabalis*) egyértelműen csökkenő állománydinamikával jellemezhető, 9 vizes élőhelyen csökkenő, és mindössze 4 területen emelkedő állománnyal. A Dunántúlon és a Duna-Tisza közén csökkent állományuk, míg a Tiszántúlon (Tisza-tó és Biharugrai-tavak) emelkedett szignifikánsan mennyiségük (**12. ábra**). A faj európai állománya évek óta csökkenő tendenciát mutat (WETLANDS INTERNATIONAL, 2006), amelynek elsősorban az élőhely-degradáció, a fészkelő- és táplálkozóterületek beszűkülése az oka. A pannon állományra bizonytalanság és válságos mértékű csökkenés jellemző, amely azonnali védelmi intézkedések megtételét sürgeti (FARAGÓ, 2010c).



12. ábra: A vetési lúd állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 12: Population changes of Bean Goose

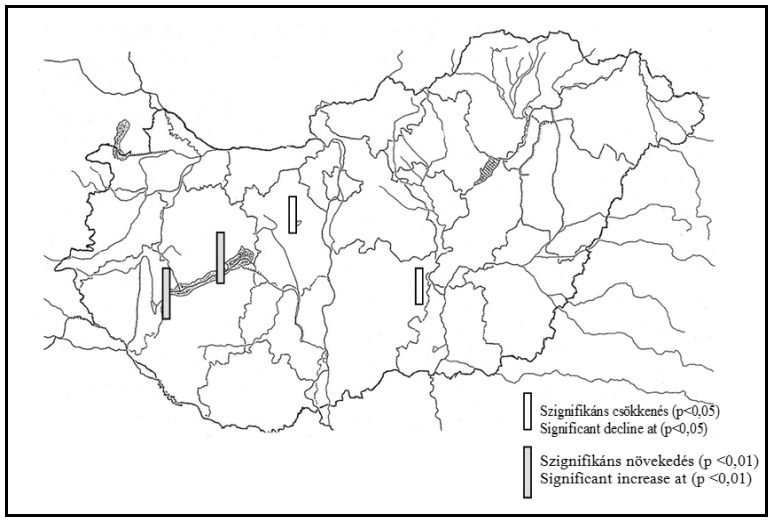
A kis lilik (*Anser erythropus*) nagy ingadozásokkal, de ezres létszámban vonult át a Tiszántúlon a 20. század első felében, de az 1940-es évektől bekövetkező drasztikus állománycsökkenése miatt alig 40-50 példányra olvadt az átvonuló példányok mennyisége. A Hortobágyon a vizsgálati időszak kezdeti évében mintegy 1000 példányt figyeltek meg, 2004/2005-ben pedig egy példányt sem találtak.

Az úszóréce fajokra meglepően általános kép jellemző: többségük csökkenő állománydinamikát mutat a Dunántúlon (6 szignifikáns változás 6 fajnál), míg a Duna-Tisza

köze stagnáló-emelkedő /kivétel: szignifikánsan csökkenő tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) állomány a Csaj-tavon/, a Tiszántúlon pedig növekvő állományokat (4 szignifikáns növekedés 3 fajnál) tapasztaltam. A Dunántúl csökkenő úszóréce állományaitól egyedüli a Rétszilasi-halastavak úszóréce populációi térnek el, ahol a csörgő (*Anas crecca*) és a kanalas réce (*Anas clypeata*) állományai szignifikánsan emelkedtek.

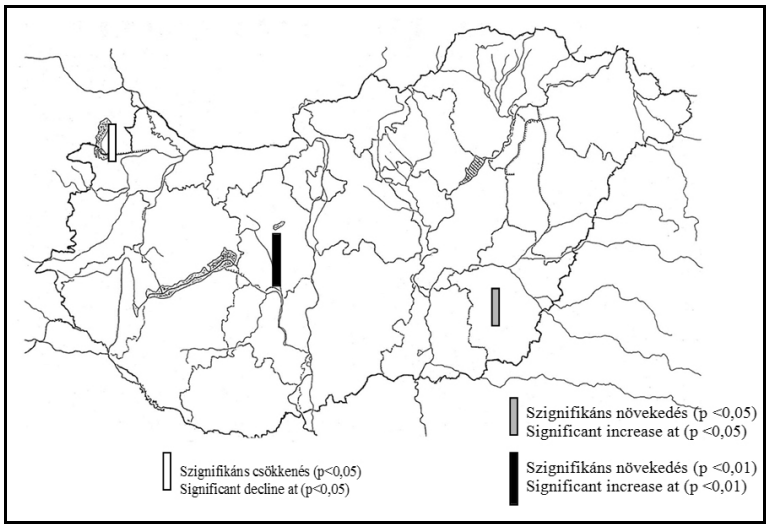
A szignifikáns változások alapján a fütyülő réce (*Anas penelope*) állománya csökkent a Kis-Balatonon, amely egybevág az országos adatokkal (MOGYORÓSI & FARAGÓ, 2009). Európai állományára ugyancsak a csökkenés jellemző, fő veszélyeztető tényezőként az élőhelyek átalakítását, valamint a faj alacsony zavarás-toleranciáját jelölik meg (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2011).

Ugyanez mondható el a tőkés récéről, amelynek állománya főként a Dunántúlon esett vissza (**13. ábra**). Míg a faj észak-amerikai állománya mintegy 40%-kal növekedett, európai állománya 1980-tól stagnál (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2011), pannon populációja azonban csökkenő tendenciájú (FARAGÓ, 2009).

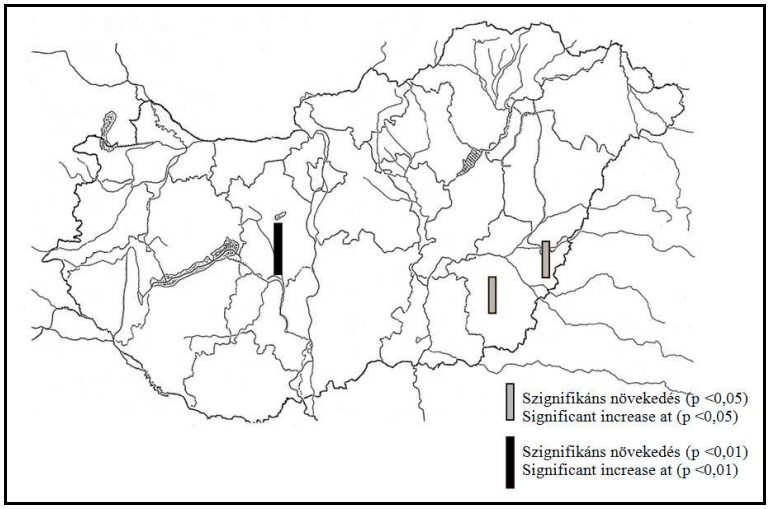


13. ábra: A tőkés réce állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 13. Population changes of Mallard

A nyílfarkú réce (*Anas acuta*) állománya a Kis-Balatonon csökkent, míg a Felső-Kiskunsági szikes tavakon növekedett. Európai állománya a huszadik század második felétől csökken (HADARICS & FARAGÓ, 2009) ezért a kiskunsági állomány-növekedésnek az oka az lehet, hogy a térségben egyre csökkenő vizes élőhelyek miatt a védelem alatt álló ramsari területeken koncentrálónak egyes vízimadár-állományok (BOROS, 2007). Ugyanez az ok lehet a böjti réce (*Anas querquedula*) kiskunsági, a csörgő réce kardoskúti és rétszilasi (**14. ábra**) és a kanalas réce kardoskúti, rétszilasi és biharugrai állománynövekedésének hátterében (**15. ábra**).

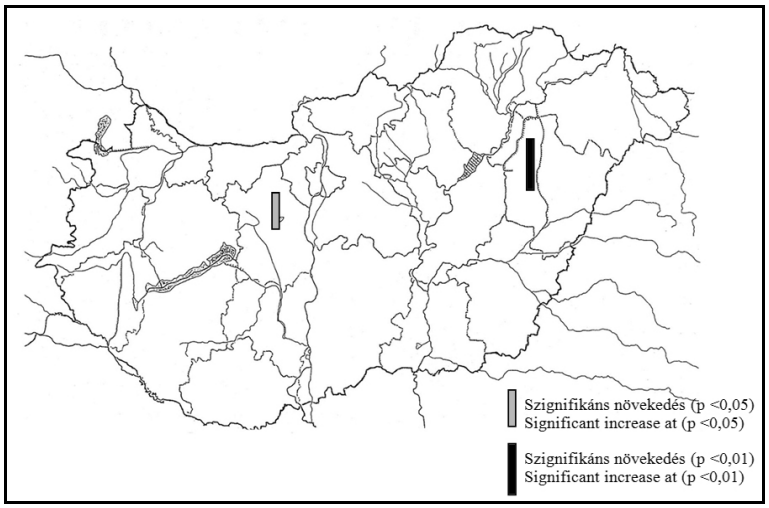


14. ábra: A csörgő réce állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 14: Population changes of Teal



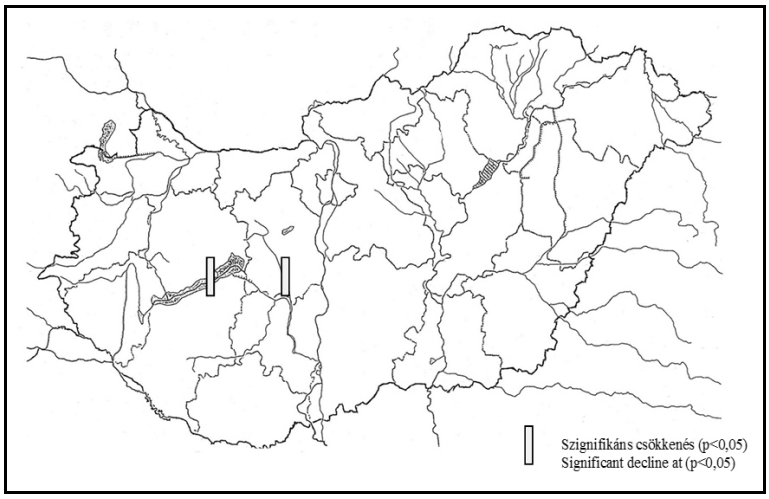
15. ábra: A kanalas réce állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 15: Population changes of Shoveler

A bukóréce fajoknál nem ennyire egységes a fajok populációváltozása. A barátréce (*Aythya ferina*) állománya 6 esetben csökkent (a Kis-Balatonon szignifikánsan), míg 4 területen növekedett, amely változás megegyezik az európai csökkenő populációs trenddel (FARAGÓ, 2009). A globálisan veszélyeztetett cigányréce (*Aythya nyroca*) esetében növekedés figyelhető meg, és nemcsak a korábban publikált Hortobágyon (HADARICS & FARAGÓ, 2009), hanem a Dinnyés-Fertő és Velencei-tó vizes élőhelyen is (**16. ábra)**. Bár jelentősen fluktuál világállománya, mindenütt erős csökkenés jellemzi a faj állományait (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2011)



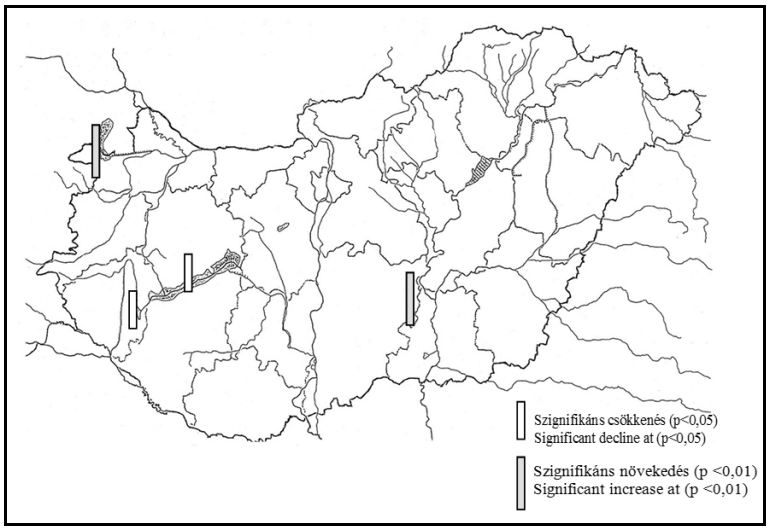
16. ábra: A cigányréce állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 16: Population changes of Ferrugineous Duck

A kontyos réce (*Aythya fuligula*) állománya szignifikáns csökkenést mutat egyik jelentős telelőhelyén, a Balatonon (**17. ábra**), a bukók (*Mergus albellus* és *M. merganser*) pedig csökkenő populációs trendet mutatnak a szegedi Fehér-tavon és Fertőn. A szárcsa (*Fulica atra*) – bár szignifikáns állományváltozást nem tapasztaltunk – 3 vizes élőhelyen csökkenő, 4 helyen növekvő állománnyal jellemezhető.

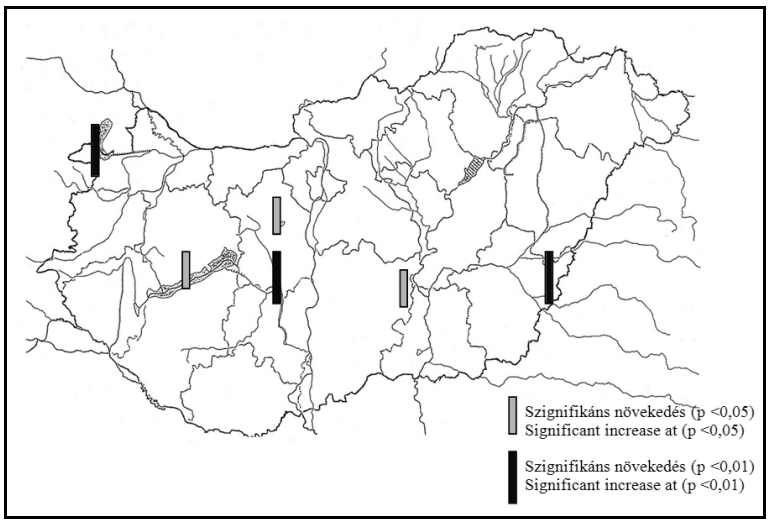


17. ábra: A kontyos réce állományváltozása a vizsgált időszakban
Figure 17: Population changes of Tufted Duck

A vízimadarak összmennyisége 7 vizes élőhelyen csökkent (4 esetben szignifikánsan) és 3 vizes élőhelyen emelkedett (**18. ábra)**. A területeken megfigyelt összes fajszám minden területen emelkedett, 6 vizes élőhelyen szignifikánsan (**18. ábra)**, aminek a magyarázata lehet az, hogy a védelem alatt álló vizes élőhelyek kedvezőbb táplálkozó- és pihenő feltételeket biztosítanak a vízimadaraknak, ezért azok a környező területekről a védett vizekre vándorolnak (BOROS, 2007).



18. ábra: A vízimadarak összmennyiségének változása a vizsgált időszakban
Figure 18: Changes of total number of waterbirds



19. ábra: A megfigyelt vízimadarak fajszámának változása a vizsgált időszakban
Figure 19: Changes of number of waterbirds species

4.2. Ramsari területek szerinti értékelés

A szignifikáns vízimadár trendek, a veszélyeztető tényezők és a földhasználat változásai, valamint a természetességi értékelési rangsorban elért helyezéssel együttesen kerülnek ismertetésre az egyes területek vonatkozásában.

4.2.1. Balaton

Bár a vízimadár-monitoring csak a tó két, a vízimadarak számára fontos öblére terjed ki, a vízimadárfajok közül 3 faj szignifikáns csökkenést mutatott, az egyedüli növekvő állományú faj a kárókatona. A vízimadarak fajszáma nőtt, az összmennyiségük viszont csökkent a számlálás időszakában. A tó 20 éve rendelkezik ramsari státusszal, és bár teljes egészében állami tulajdonban van, a veszélyeztető tényezők jelentősége csaknem megkétszereződött

1989 és 2009 között. Eredetileg csupán „időszakos" ramsari státuszt kapott (okt. 1 – ápr. 30. között) a hazai kijelölő joganyagban (tatai tavakkal együtt), ezzel nemzetközi szinten egyedülálló volt. Később azonban bebizonyosodott, hogy az időszakos kijelölés teljességgel értelmetlen és Magyarország nemzetközi szinten nem is használja azt. A tó valamennyi ramsari területtel együtt Natura 2000 státuszt kapott 2004-ben, ettől kezdve a ramsari időszakos kijelölés okafogyottá vált. A vizes élőhelyet gazdasági potenciálja miatt „nemzeti kincsként" kezelik kormányzati szinten, a természetvédelmi jogi helyzet erősítése azonban indokolt, ugyanis a gazdasági célú hasznosítás fokozása a természeti értékek kárára következik be. A természetvédelmi értékelési rendszerben a Balaton a 15. helyet kapta, mely a nagyfokú és összetett hasznosítás fényében meglepő. Az élőhelytípus szerinti csoportosításban már reálisabb tó utolsók közötti helye. Összességében a tó ökológiai állapota **nem változott,** nem következtek be olyan jelentőségű folyamatok, amelyek kedvezőtlen hatásokat eredményezték volna. A tó vízminősége javult, a vízháztartása helyreállt, nőtt a megfigyelt vízimadarak száma. Intő jel viszont a veszélyeztető tényezők jelentőségének növekedése, a vizes élőhely adottságainak döntően gazdasági célú fokozódó hasznosítása-kihasználása. A természetvédelmi kezelés hiányában a ramsari státusz kiváló eszköz arra, hogy a nemzeti jogszabályokat erősítve a túlzó mértékű hasznosításoknak gátat szabjanak. A tó parti részének beépítésével a természetes folyamatok jelentős részét megszüntették, a mocsaras, lápos mélyfekvésű öblözetek (berkek) kapcsolata megszűnt a tóval. Természetvédelmi szempontból kívánatos lenne ezek visszakapcsolása a tómederhez, mely jelentősen javítaná az alapvető ökológiai folyamatokat.

4.2.2. Béda-Karapancsa

A vízimadár állományok adatai alapján mind az egyes fajok esetében, mind pedig az összes egyedszám tekintetében csökkenés jellemző, bár szignifikánsan a fajszám növekedett. A vetési lúd állománya drasztikusan visszaesett a területen, ugyancsak szignifikánsan csökkent a kontyos réce megfigyelt állománya. A terület 16 éve kapott ramsari státuszt, a veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent a területen. A természetességi ranglistán a 7. helyet kapta, míg az élőhely szerint értékelésnél a 2. helyet. A terület jelentős része állami tulajdonban van, de kis arányú a természetvédelmi vagyonkezelés, ami a védelem, a természeti értékek megőrzése terén kockázatot jelent. Gemenccel együtt nemzetközi projekt támogatásával tájléptékű rekonstrukciós tevékenység kezdődött. Összességében a vizes élőhely ökológiai jellege **javult**. Kezelési javaslatok: az egyik legnagyobb probléma az erdőterületek nem természetvédelmi szempontú kezelése, amely megváltozásával jelentősen erősödne a természetmegőrzés helyzete. Ezt megerősítené a jelenlegi hasznosítási formák (erdő- és vadgazdálkodás) más, jövedelmezőbb hasznosításokra (pl. ökoturisztika) váltása.

4.2.3. Biharugrai-halastavak

A vizes élőhelyen a vízimadár-állományt vizsgálva csak növekedést tapasztaltunk, összesen 6 faj esetében, továbbá az összfajszám is emelkedett a vízimadár-mennyiség stagnálása mellett. A tavakat 12 éve jelölték a ramsari területek közé, a veszélyeztető tényezők jelentősége nem változott a jelölés óta. A terület túlnyomóan állami tulajdonban van, és az egyik legnagyobb természetvédelmi civil szervezet kezelési mintaterülete, amely szavatolja a védelmi tevékenységek fenntartását. A természetességi ranglistán a 27. helyet kapta, az élőhely szerinti értékelésnél a 3. helyet. A természetvédelmi szempontok szerinti gazdálkodás lehet többek között a növekedő vízimadár-mennyiségek hátterében. Összességében a halastavak ökológiai jellege **javult.** Kezelési javaslatok: a tavak, a halgazdálkodási funkciót fenntartó

műtárgyak elöregedtek, felújításra szorulnak. Ez veszélyeztetheti a természetvédelmi szempontok érvényesülését. Az élőhely mozaikosságának növelése, extenzív kezelési módok alkalmazása javítanák a terület diverzitását.

4.2.4. Dinnyés-Fertő és Velencei Madárrezervátum

A vízimadár trendanalízis alapján 3 állománynövekedés mellett 2 állománycsökkenés volt megfigyelhető, és az összfajszám pedig emelkedett. A vízimadarak összmennyisége csökkenő tendenciát mutat. A vizes élőhely 30 éves ramsari státusza alatt a veszélyeztető tényezők jelentősége nőtt, elsősorban a turizmus fokozódásából következő beépítések, fejlesztések miatt. A természetességi rangsorban 31. helyet kapta, a szikes élőhelycsoportban a 10. helyet a 13 terület közül. A vizes élőhely túlnyomórészt állami tulajdonban és természetvédelmi kezelésben van, megőrzése, fejlesztése érdekében a nemzetipark-igazgatóság jelentős vizes élőhely-rekonstrukciót hajtott végre 300 hektáron (TARDY, 2007). Összességében a tó ökológiai jellege **nem romlott,** ami elsősorban a természetvédelmi jogi státusznak és a természetvédelmi beavatkozásoknak, kezelésnek köszönhető. A nagyfokú gazdasági potenciál (turisztikai, illetve ipari) a természetvédelmi kezelés és a nemzetközi jelentőségű vizes élőhely státusz hiányában feltételezhetően már komolyabb negatív hatással lett volna a vizes élőhely ökoszisztémájára. A veszélyeztető tényezők fokozódása miatt indokolt a vizes élőhely nemzetközi jelentőségű státuszának ismertebbé tétele, megismertetése a helyi és országos döntéshozókkal. Kezelési javaslatok: a Dinnyési-Fertő gyepeinek, nádasainak természetközeli kezelését (pl. legelő állatállomány használatával) fokozni kell, amely a diverzitást növeli, kedvező táplálkozóhelyeket hoz létre a vonuló vízimadaraknak, illetve más élőlénycsoportoknak.

4.2.5. Fertő

A vízimadár-monitoring adatai alapján 1 faj állománynövekedését, 1 faj állománycsökkenését tapasztaltuk, az összes fajszám emelkedésével és a vízimadárfajok összmennyiségének csökkenésével. A vizes élőhely ramsari kijelölése 20 éve áll fenn, a jelöléskor tapasztalt veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent 2009-re. Ez vélhetően a nemzeti parki törzsterület státusznak és a perifériás elhelyezkedésnek köszönhető. A vizes élőhely majdnem teljesen állami tulajdonban van, természetvédelmi vagyonkezeléssel. Ennek ellenére a természetességi rangsorban csak a 32. helyet kapta, a szikes élőhelycsoportban a 11. helyet a 13 szikes vizes élőhely közül. Ennek magyarázata lehet az élőhely viszonylagos homogenitása, a nádas domináns szerepe. Összességében a szikes tó ökológiai jellege **javult,** ami elsősorban az aktív természetvédelmi kezelésnek, a végrehajtott vizesélőhely-rekonstrukcióknak köszönhetően. Ebben szerepe volt annak is, hogy a halászati jog a nemzeti parkhoz került, így teljesen a természetvédelmi érdekek érvényesülhetnek. Kezelési javaslatok: az invazív fajok (pl. keskenylevelű ezüstfa) terjedésének visszaszorítása és a vizes élőhely mozaikosabbá tétele fokozná a terület természetességét.

4.2.6. Felső-Kiskunsági szikes tavak

A terület vízimadár-állományainak hosszú távú vizsgálata alapján a nőttek a vízimadárfajok állományai, bár ennek oka inkább arra vezethető vissza, hogy a térség eltűnő vizeiről a megmaradt refúgiumokba koncentrálónak a vonuló vízimadarak. A 20 éve ramsari terület tulajdonosi szerkezetére a nemzetiparki tulajdon magasabb aránya (54%) jellemző. A veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent a jelölés óta, a természetességi rangsorban a 12.

helyet kapta, és az élőhelycsoportban pedig a 4. helyet. Összességében a vizes élőhely ökológiai jellege **javult**, különös tekintettel a több helyen végrehajtott vizes élőhely-rekonstrukciókra, és az aktív természetvédelmi kezelésre. Kezelési javaslatok: a vízutánpótlás minőségi és mennyiségi biztosítása alapvető kérdés a területen. Hasonlóan az extenzív állattartás fenntartása nagyon fontos a természeti értékek megőrzése érdekében.

4.2.7. Gemenc

A vadlúd-monitoring adatai alapján két vadlúdfaj állománya is növekedett a területen. A 12 éve ramsari terület veszélyeztető tényezőinek jelentősége nőtt a jelölés óta eltelt időszakban. A túlnyomórészt állami tulajdonú vizes élőhely természetvédelmi kezelése csak részben természetvédelmi célú, az erdészeti vagyonkezelővel elfogadtatni a természetvédelmi elvárásokat sajnálatos módon nem könnyű. A terület a teljes rangsorban első helyen végzett, amire magyarázat a nagy kiterjedésű összefüggő és még jórészt zavartalan élőhely-együttes, amely ritka és veszélyeztetett fajok jelentős állományainak nyújt élőhelyet. Összességében a vizes élőhely ökológiai jellege **nem változott**, különös tekintettel a táji léptékű vizes élőhely-rekonstrukcióra, és az aktív természetvédelmi kezelésre. Jelentősebb javulást az ökológiai jellegben azzal lehetne elérni, ha az erdészeti gazdálkodó profit-termelési kényszerét megszüntetve az erdőket valódi erdei ökoszisztémaként hasznosítanák. Ezt a homogén, gazdasági célú erdők kialakítása helyett vegyes, őshonos fajokból, változatos kor- és fajösszetételű erdők létrehozásával lehetne elérni, amely a diverzitást is fokozná. A revitalizációs törekvések örvendetesek, azonban a főmeder bevágódása olyan mértékű, hogy lényeges hatást nagyobb, tájléptékű beavatkozással lehetne elérni. A jövőben ezekre a problémákra kell megoldást találni a vizes élőhely megőrzése érdekében.

4.2.8. Hortobágy

A monitorozás adatai alapján, a vizes élőhelyen 4 fajnál növekedést, 1 fajnál pedig csökkenést tapasztaltunk. 30 éve ramsari terület, a veszélyeztető tényezők jelentősen, a felére csökkentek. A vizes élőhely túlnyomórészt állami tulajdonban van, a nemzetipark vagyonkezelésében. A természetvédelmi vagyonkezelés előtérbe kerülésével, a végrehajtott vizes élőhely-rekonstrukciókkal a vízimadár-állományok számára kedvező feltételeket teremtettek. A természetesség rangsorában a Kunkápolnási-mocsár a 2. helyet kapta, élőhelytípusának csoportjában pedig az 1. helyezést érte el. A nehezen megközelíthető, fokozottan védett terület természetessége kiemelkedő, és jelentős számú kiemelten fontos faj élőhelye. A hortobágyi szikes puszták az 5. helyen végeztek, az élőhelytípus alapján történő csoportosításban pedig a 2. helyen. A magas fokú védelem hosszú hagyománya eredményezte a hasonlóan kedvező értékeket. Egyek-pusztakócsi mocsarak 8. és 3. helyet kapták, itt érvényesült a vizes élőhely közelsége egy főútvonalhoz, és az abból eredő kedvezőtlen hatások miatt. A Hortobágyi Halastó a 19. helyen végzett, a mesterséges vizes élőhelyek között azonban az 1. helyezést érte el. A tórendszer kezelését összehangolni a természetvédelem kívánalmaival hosszú időszak alatt lehetett, különálló, ellenérdekelt állami intézmények megléte miatt. Jelenleg az összevonások miatt a természetmegőrzés céljai érvényesülhetnek. Összességében a vizes élőhely ökológiai jellege **javult**, melyben a ramsari státusz erősítette a nemzeti park területén a természetvédelmi szempontok érvényesülését. Kezelési javaslatok: a természetes vízutánpótlást gátló emberi létesítmények (lecsapoló csatornák, árkok) megszüntetésével a tavaszi vizek hosszabb ideig a mélyebb fekvésű részeken tarthatók, ami a kedvező hatás fejt ki a pusztai ökoszisztémára.

4.2.9. Kardoskúti Fehértó

Két faj esetében tapasztaltunk növekedő állományt. A fajok többségénél megfigyelhető állománynövekedés összevág a Duna-Tisza közi szikes vizes élőhelyeken végzett hasonló vizsgálatokkal (BOROS, 2003), továbbá a kelet-közép-európai állománytrendekkel. Egyes vízimadárfajok állományánál megfigyelhető, egész Európára érvényes állománynövekedésen túl valószínűleg lokális hatások játszottak szerepet a kanalas réce és a csörgő réce szignifikáns állománynövekedésében. 1994 és 2001 között a tavaszi csapadék mennyisége a korábbi időszakhoz képest jelentősebb volt (MERSICH *et al.*, 2001), amely főleg a récefajok megjelenésére hatott kedvezően. Ehhez kapcsolódóan néhány partimadárfaj állománya szintén növekedett (nagy póling, gulipán, piroslábú cankó). A 30 éve ramsari terület jelenleg döntően nemzetiparki vagyonkezelésben van, a veszélyeztető tényezők jelentősége a jelöléskori állapothoz képest nem változott, ami abból a szempontból nagy eredmény, hogy a természetes élőhelyekre kifejtett emberi hatás viszont erősödött. Meglepő, hogy a természetességi rangsorban mindössze a 20. helyet kapta, a saját élőhelycsoportjában pedig az 5. helyet. Ennek hátterében az is állhat, hogy a szikes tó vízellátottsága a melegebbé és szárazabbá váló klíma miatt romlott. Összességében a vizes élőhely ökológiai jellege a jelölés óta **javult**, melyben nagy szerepe van a természetvédelmi kezelés célkitűzésének a természetes vízháztartás visszaállítására, illetve fenntartására. Kezelési javaslatok: a vízellátás folyamatos biztosítása biztosítja a természeti értékek fennmaradását.

4.2.10. Kis-Balaton

A vízimadár trendanalízis alapján 3 növekedést és 4 csökkenést, valamint a vízimadárfajok összmennyiségének csökkenését tapasztaltuk. A jelölés óta eltelt 30 év alatt a veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent, amely több tényező együttes hatására alakult ki. A természetességi rangsorban a 3. helyet kapta a terület, az élőhelytípus csoportban pedig az első helyet. A természetvédelmi kezelés a vízügyi kezeléssel szemben mindig alárendelt helyzetben volt, azonban az elmúlt 10 évben egyre hangsúlyosabb vált és ez jelentősen javította a természeti értékek helyzetét. 1992-től kezdve a Zala foszforterhelése miatt a nádas drasztikus pusztulása indult meg (SZABÓ, 1997), amely komolyan veszélyeztette a tó ökológiai állapotát, így a montreux-i jegyzékre való jelölés is indokolt lett volna. Valószínűsíthetően a vízminőségvédelmi beruházás folytatása és befejezése további kockázatokat jelent majd a természetes élőhelyekre és fajokra. A terület ökológiai jellegének **változása jelenleg inkább pozitív irányú, azonban egyelőre nem értékelhető**, mert ugyan a vizes élőhely természetessége még mindig kedvező helyzetben van, a vízügyi beavatkozások élőhelyek megváltozását fogják eredményezni. A félig elkészült rendszer szerepe a vízminőség javításában erősen megkérdőjelezhető, ezért a természeti értékek védelmének kellene nagyobb prioritást kapniuk. Kezelési javaslatok: a terület jövője nagymértékben a vízminőségvédelmi beruházás befejezésétől függ, kiemelt feladat a vízinövényzet pusztulásának megállítása, a mozaikos élőhely-struktúra fenntartása.

4.2.11. Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet területei

A halastavakon végzett vízimadár-monitoring adatai alapján 6 madárfajnál csökkenést, 3 fajnál növekedést tapasztaltunk, az összes fajszám növekedett, a vízimadarak összmennyisége viszont csökkent. A többségében magántulajdonban lévő vizes élőhely 30 éve ramsari terület. A veszélyeztető tényezők jelentősége nőtt a vizes élőhelyen, elsősorban a halastavakon. A halastavi területrészek a 23. és 28. helyet kapták a természetességi rangsorban (élőhelytípuson

belül a 2. és 4. hely). A szikes puszta rész 25. lett (élőhelycsoporton belül a 8.), míg az ártéri területegység mind a teljes rangsorban (39.), mind az élőhelycsoportban (10.) az utolsó helyet kapta. A terület vízimadár-állománya diverzebb, ugyanakkor kisebb lett, magas a csökkenő egyedszámú fajok száma. Összességében a szikes tó ökológiai jellege **romlott.** Ennek okai közé tartozik elsősorban az, hogy a halgazdálkodást folytató cégekkel, tulajdonosokkal nem sikerült partneri kapcsolatot kialakítania a természetvédelmi kezelőnek. A halgazdálkodást folytató cégek nem ismerték fel a halastavak többcélú hasznosításában rejlő lehetőségeket. Kezelési javaslatok: a sokfunkciós tógazdálkodás vélhetően javítana a természeti értékek helyzetén és több bevételt jelentene a tulajdonosok számára is.

4.2.12. Rétszilasi-tavak

A vízimadár-monitoring adatai alapján 2 faj állománycsökkenését és 5 faj növekedését tapasztaltuk, az összes fajszám emelkedése mellett. Bár a tórendszer mesterségesen kialakított, sokféle módon hasznosított, döntően magántulajdonban álló vizes élőhely, a természetvédelmi szempontok érvényesülhetnek. A nemzetközi jelentőség státusza 20 éve érvényes a vizes élőhelyre, ez alatt a veszélyeztető tényezők jelentősége nem csökkent. A tavak tulajdonosa felismerte, hogy a halászati hasznosítás mellett a természeti értékek bemutatásának, különböző formájú hasznosításának is komoly jelentősége lehet. A halgazdálkodási tevékenységet bizonyos esetekben nem tudják összeegyeztetni a természetvédelmi érdekekkel (pl. vízszint az egyes tóegységekben), ami konfliktusforrás. A természetességi rangsorban a 33. helyet kapta, a halastavak között az 5. helyet. Összességében a mesterséges vizes élőhely ökológiai jellege **javult.** Kezelési javaslatok: természetes vizes élőhelyekhez hasonló élőhelymozaikok (pl. árasztások) létrehozása, azok feltöltése gazdaságilag kevésbé értékes halakkal fokozná a terület összességének értékét, és egyúttal a gazdaságilag hasznosított tóegységeken csökkentené a madarak által okozott halfogyasztást.

4.2.13. Tatai-tavak

A monitoring adatbázis alapján 2 vízimadár faj állományának a növekedést tapasztaltuk. A helyileg védett, országos védelem alatt nem álló vizes élőhely több szempontból különleges helyzetben van. A város majdnem teljesen körüléri a tavat, a tó szerteágazó humán hasznosításának igénye erősödik (SZŐGYI & BŐHM, 2002). Ezzel együtt a tó, és annak természeti értékeinek megőrzése a helyi közösség és a város vezetése részéről biztosítottnak tűnik. A terület túlnyomórészt magántulajdonban van, a ramsari státusz 20 éve alatt a veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent. A természetességi rangsorban legutolsó előtti, 37. helyet kapta, a halastavak között az 5. helyet. Ennek hátterében a tavak lakott területekhez való közelsége áll. Összességében a mesterséges tavak ökológiai jellege **javult.** Kezelési javaslatok: a partrekonstrukciós projekt kiterjesztése, a horgászati-halászati tevékenység kedvezőtlen hatásainak megszüntetése segítheti elő a természeti értékek megőrzését. A közvélemény tudatformálása, a természeti értékek, és a jelenlétükből eredő hasznok ismertségének növelése kiemelt feladat.

A következő területeken a tartamos monitoring vizsgálatok hiánya okán a vizes élőhely ökológiai jellegének változása **nem értelmezhető**, azt akkor lehetne értelmezni, ha vízimadarakra vagy más, indikátor jellegű taxonra folytatnának ilyen vizsgálatot. Erre megoldást jelenthet a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül megkezdett vizsgálatok.

4.2.14. Baradla-barlang és felszíni védőterülete

Különleges – felszín alatti – vizes élőhelyként 8 éve ramsari terület. A veszélyeztető tényezők jelentősége nőtt, viszont a természetvédelmi vagyonkezelésű területek magas aránya, az aktív kezelés vélhetően szavatolni fogja a terület értékeinek védelmét. A természetességi rangsorban magas, 6. helyet kapta a terület, amelynek hátterében a biodiverzitás magas szintje állhat. A területet perifériás elhelyezkedése okán nem fenyegeti komoly, nagy léptékű fejlesztés vagy beruházás (infrastruktúra, ipar, stb.), amely hosszú távon kedvező a természeti értékeknek. Várhatóan a turisztikai hasznosítás növekedni fog, de a természetvédelmi kezelő szerv ezt tudja.

4.2.15. Bodrog-zug

A terület 20 éve került a ramsari terület közé. A tulajdonszerkezet alapján magas a természetvédelmi vagyonkezelés aránya, a veszélyeztető tényezők jelentősége nőtt a jelölés kezdete óta. A természetességi rangsorban a 18., az élőhelycsoporton belül a 7. helyet kapta. A veszélyeztető tényezők közül azok jelentősége növekedett, amelyek az élőhely kezelésére irányulnak (pl. állatállomány csökkenése) vagy nagy zavarással járnak (víziturizmus) és ez komolyan károsíthatja az élőhely ökológiai jellegét. A természetvédelmi kezelésben ennek a problémának a megoldását kiemelten kell kezelni.

4.2.16. Borsodi Mezőség

A vizes élőhely 3 éve ramsari terület. A terület elsősorban gyepek és szántók mozaikja, szerencsére magas a nemzeti parki vagyonkezelés aránya. A természetességi rangsorban a 35. helyre került, a szikes élőhelyek között is az utolsók között végzett. A tervekben szereplő holtmeder- és mocsárrekonstrukciók mielőbbi végrehajtása, a kezelésben hasznosítható állatállomány (birka, szürkemarha) növelése áttörést eredményezhetne a terület ökológiai jellegének javításában.

4.2.17. Csongrád-Bokrosi Sós-tó

A ramsari státusz megszerzése óta 6 év telt el, a terület teljes egészében magántulajdonban van, a veszélyeztető tényezők jelentősége nem változott a jelölés óta. A természetességi rangsorban a 36. helyet kapta hasonlón az élőhelytípus szerinti értékeléshez. A gyepek és a szántók magas aránya fokozza a terület érzékenységét a kedvezőtlen hatásokra. A természetes vízháztartás visszaállítása kiemelten fontos lenne az ökológiai állapot javítása érdekében.

4.2.18. Felső-Kiskunsági szikes puszták

A három éve ramsari terület nemzeti parki (61%) és magántulajdonban van, a veszélyeztető tényezők több típusa is jelen van. A természetességi rangsorban a 9. helyre került, az élőhelytípusok szerinti csoportosítás alapján a 4. helyen végzett. Komoly tényező a természeti értékek megőrzésében egyes magángazdálkodók kedvező, proaktív hozzáállása a természetmegőrzéshez. Erre jó példa a végrehajtott saját elárasztások, szántók visszagyepesítése több száz hektár kiterjedésben, de kezdeményezték már vízivad-vadászati kíméleti terület kialakítását is. A lakossággal, és a gazdálkodókkal szorosabb együttműködést kell kialakítania a természetvédelmi kezelőnek.

4.2.19. Felső-Tisza

A vízfolyás 6 éve került a ramsari területek közé, a szlovák kis kiterjedésű szakasz ramsari területté válásával kétoldalú nemzetközi vizes élőhely lett. Az ukrán és a román szakasz jelölése előkészítés alatt áll, ami jelzi a folyót övező nemzetközi figyelmet. Tulajdonszerkezetét tekintve a természeti értékek megőrzése kedvezőtlen helyzetben van, magas a magántulajdon aránya, természetvédelmi vagyonkezelés nincs. A veszélyeztető tényezők jelentősége nőtt a jelölés óta, a természetességi rangsorban 17., az élőhelycsoportban a 6. helyet kapta. A vízfolyás ökológiai jellegének megőrzése a természetvédelem számára a legfontosabb cél, azon javítani az adottságok miatt kevésbé reális célkitűzés. Nemzetközi szintű (vízgyűjtő-terület alapú) beavatkozást és támogatást igénylő folyó.

4.2.20. Ipoly-völgy

A vízfolyás magyarországi szakasza 10 éve ramsari terület. Az értékelési rendszerben a 26. helyet, a folyómenti árterek között az utolsó előtti helyet kapta. Ennek hátterében az állhat, hogy 13 duzzasztómű szabályozza a vízfolyást. Magas a természetvédelmi vagyonkezelési területek aránya, az aktív természetvédelmi beavatkozások biztosítják a természeti értékek megőrzését. A veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent a jelölés óta, határon átnyúló része ugyancsak ramsari terület (Poiplie). A természetvédelmi vagyonkezelés kiterjesztése, a szlovák ramsari terület kezelésével történő összehangolása jelentősen javíthatja az ökológiai állapotot.

4.2.21. Kolon-tó

A vizes élőhely 12 éve ramsari terület. A nemzeti park tulajdonú területek mellett az egyéb területek aránya csekély. A veszélyeztető tényezők növekedtek a jelölés óta, az aktív természetvédelmi kezelés hatására viszont új élőhelyek (nyílt vízfelületek) alakultak ki. A természetességi listán az összes vizes élőhely közül az elsők között (4.) található (élőhelytípus szerint a 2. hely). A természetesség magas foka, a természetvédelmi vagyonkezelés és a végrehajtott rekonstrukciók miatt összességében az ökológiai jelleg szintjének fenntartása biztosított. A nádas uralkodó szerepének csökkentése, az élőhely egységességének megbontása a természetvédelmi kezelés egyik legfontosabb jövőbeli feladata kell, hogy legyen.

4.2.22. Mártély

A vizes élőhely az elsők között került a ramsari területek közé, 30 évvel ezelőtt. A terület jelentős részben állami tulajdonú, de a természetvédelmi vagyonkezelés csak a terület harmadára terjed ki. A veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent a jelölés óta, a természetességi rangsorban a vizes élőhely viszonylag magas értékeket kapott, a 11., az élőhelytípus szerinti csoportban 4. helyet kapta. A holtágszakaszon sokféle hasznosítás érvényesül, a klasszikus ramsari célkitűzéseknek megfelelően, viszont további aktív kezelés, rekonstrukciós beavatkozások fokozása szükséges a természeti értékek fenntartásához.

4.2.23. Montág-puszta

Mindössze három év telt el a jelölés óta. Örvendetes a nemzeti parki vagyonkezelés nagy aránya. A természetességi rangsorban 22., az élőhelycsoportban 7. helyet kapta a terület. A vizes élőhely természetes vízháztartásának helyreállításával, különböző vízvisszatartó művek létesítésével a szikes puszta ökológiai jellege jelentősen javítható.

4.2.24. Nyirkai-Hany

A 3 éve ramsari terület teljes egészében állami, nemzeti parki vagyonkezelésben van. A természetességi rangsorban a 13. helyet kapta, az élőhelytípusok között a 4. helyet. Mint rekonstruált vizes élőhely, a megőrzés biztosított, de folyamatos kezelést igényel. Amennyiben a térségben további hasonló elárasztásokat hajtanak végre (ahogy a tervekben szerepel), úgy a korábbi Hanság vízivilága ismét életre kelhet. Ehhez a vízügyi és erdészeti kezelő támogatását is meg kell nyerni.

4.2.25. Ócsai Turjánvidék

A 22 éve ramsari terület jelentős része állami, nemzetiparki vagyonkezelésben van. A természetességi rangsorban a 21. helyet kapta, az élőhelytípusok között az utolsó előtti helyet. Erre magyarázat lehet az élőhely szárazodása a környező térség kavicsbányászata miatti talajvízháztartás-változás. A veszélyeztető tényezők jelentősége nőtt, nem történtek átfogó természetvédelmi rekonstrukciós munkák a vizes élőhelyen.

4.2.26. Szaporcai Ó-Dráva meder

Egyike a legrégebbi ramsari területeinknek, 32 éve jelölték a nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek közé. Jelentős része állami, nemzetiparki vagyonkezelésben van. A természetességi rangsorban a 24. helyet kapta, az élőhelytípusok között az utolsók közötti helyet. A holtmeder kapcsolata megszűnt az élő folyóval, ezért a természeti értékek egy része is elvándorolt, kipusztult a területről. A veszélyeztető tényezők jelentősége nem változott. Csak komplex természetvédelmi rekonstrukciós projektek megvalósításával lehet a jelöléskori állapotot visszaállítani.

4.2.27. Pacsmagi-tavak

A 12 évvel ezelőtt ramsari területnek jelölt vizes élőhely főleg állami tulajdonú, de a magántulajdon aránya is magas (40%), mely kedvezőtlen lehet a természetvédelmi szempontok érvényesítésében. A veszélyeztető tényezők jelentősége csökkent a területen, azonban a természetességi rangsorban csak a 34. helyet kapta, az élőhely-csoportban pedig szintén az utolsók között végzett. Az elöregedett tórendszer egyes elemeinek felújítása, új élőhelytípusok (pl. árasztások) létrehozása jelentősen javíthatja a terület ökológiai jellegét.

4.2.28. Rába-völgy

Az egyik legfiatalabb ramsari területünk, 3 éve került a nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek jegyzékére. A terület több mint fele állami tulajdonban van, de magas a magántulajdon aránya, ugyanakkor nemzeti parki vagyonkezelés nincs a területen. Ennek megfelelően nagyon nehéz a természetvédelmi szempontok érvényesítése. Bár a Rába talán a

leginkább természetes állapotában megmaradt vízfolyásunk, a természetességi rangsorban csak a 16. helyet, az élőhelycsoporton belül az 5. helyet kapta. Ennek magyarázata lehet a sokféle hasznosítási forma, a zavarás magas foka. Ennek csökkentése érdekében szükséges lenne a természetvédelmi kezelés érvényesítésére (pl. hagyományos gazdálkodási formák elősegítése) a vízfolyás ökológiai jellegének javítása érdekében. A folyó vízminőségi problémája az utóbbi években nemzetközi üggyé vált.

4.3. A természetvédelmi rangsor elemzése

A területek részletes ökológiai felmérése alapvető információforrást jelent a védelmi, megőrzési munkák tervezéséhez. Több ramsari terület kutatottsága évtizedes múltra tekint vissza (TARDY, 2007), azonban még mindig vannak jórészt feltáratlan, tudományos értelemben „fehér foltnak" számító területek. Történeti távlatban nagyrészt csak bizonyos taxonok és leginkább a madarak esetén lehet valamilyen szintű kutatottságot találni, elenyésző az évtizedekkel korábban folytatott részletes felmérések száma. A feltártság esetében az ökológiai alapállapot-felmérés jelenti az első szintet, amelyre a természetvédelmi kezelési tervezést lehet alapítani. Amennyiben ezt monitorozás kiegészíti, az a következő szint, amely lehetőséget ad a kapott eredmények alapján visszacsatolásra, a kezelési tevékenység módosítására, javítására.

A ramsari területek értékelése során kapott eredmények alátámasztják a MÉTA adatbázis eredményeit, miszerint a vizes élőhelyek természetessége a többi élőhely között magas arányú, a legtermészetesebb formában fennmaradt élőhelyeink többsége vizes élőhely. Összesen 6 darab, a fajok sokféleségét (Natura 2000 jelölőfajok száma) és 2 darab, a degradáltságot jelző tényezőt vizsgáltuk az **ökológiai tényezők** csoportban.

A folyómenti árterek és a szikes tavak, puszták csoportba tartozó élőhelyek kaptak magas pontszámot, míg a legalacsonyabb értékeket halastavak esetében születtek. A **vizes élőhely hazai jellemzői** csoportban 3 tényezőt vizsgáltunk, ahol hasonló eredményt kaptunk. A **védelmi helyzet** tekintetében a szikes tavak kapták a legmagasabb értékeket.

A kapott eredmények szerint a folyómenti árterek a legtermészetesebb vizes élőhelyek, bár a kapott pontszámok legmagasabb szórás értéke itt volt megfigyelhető. Ide tartoznak olyan élőhelyek, ahol a nagyléptékű emberi hatások (pl. folyószabályozás) alig jelentkeznek (Rába-völgye és Felső-Tisza), de olyan területek is, ahol a szabályozások miatt jelentős zavarás vagy degradáció is megfigyelhető (Gemenc), és ahol a negatív folyamatok leállítására, megszüntetésére nagyszabású rekonstrukciós programokat dolgoztak ki és hajtanak végre. Szigetköz magas pontszámot kapott, ami utal arra, hogy a viszonylag nem olyan régen bekövetkezett drasztikus élőhelyromlás hatásai még nem jelentkezett faji szinten (BÁLDI *et al.*, 2000). A második legtermészetesebb élőhelytípus a természetes tavak, mocsarak csoportja. Ezt követi a szikes tavak, mocsarak és puszták típus, amely egységesebb csoport, a pontok szórásértéke is alacsonyabb volt. A legkevesebb pontszámot a mesterséges halastavak kapták. Ez egyúttal a legegységesebb csoport is, amelynek magyarázata lehet a többé-kevésbé hasonló módszerrel, időszakban és helyen történő kialakítás, és ebből következő struktúra és működés.

A természetesség, mint fogalom nehezen kvantifikálható, ezért a teljes élőhelyet tekintve az élőhely minőségének megítélése nem könnyű feladat. Több helyen dolgoztak ki növényzeti mutatók alapján terepi adatokra épített természetesség-becslési rendszereket (DIERSCHKE, 1984, NÉMETH & SEREGÉLYES, 1989, PARKES *et al.*, 2003, MOLNÁR *et al.*, 2009). A természetvédelmi kezelést megalapozza annak meghatározása, hogy a vegetáció állapota és természetessége milyen fokú, de ennek ellenére kevés az olyan kutatás, mely kistérségre, régiókra, netán országos szintre határozná meg a természetesség szintjét. Közép-európai

országokban egyes élőhely típusokra, főleg erdőkre dolgoztak ki természetesség-vizsgálatokat. A hemeróbia kutatások az emberi hatások mélységét, míg az egyéb kutatások a természetes állapottól való eltérést kutatják.

Hazánkban a MÉTA adatbázis kialakításának hasonló a célja (MOLNÁR *et al.*, 2009). A természetesség értékelésére olyan rendszert dolgoztak ki (NÉMETH & SEREGÉLYES 1989, MOLNÁR *et al.*, 2009), ahol a teljesen degradált élőhely és a teljesen természetes élőhely 1-5 közötti skálán változik. Ez európai rendszerekkel kompatibilis (DIERSCHKE, 1984, BASTIAN 1996, RUŽIČKOVÁ *et al.*, 1996, GRABHERR *et al.*, 1998). A rendszer magába foglalja a strukturális és faji változókat, az emberi hatás nagyságát, az elméleti természetes állapottól való távolságot, domináns fajcsoportokat (gyomok, aránya, domináns fajok, stb.), vegetáció szerkezetét stb. A TERMERD projektben 56 indikátort csoportosítottak (fajkompozíció, cserje- és lágyszárú réteg, holtfa anyag, vadfajok hatása, degradáció). A leginkább természetes élőhelyek a MÉTA adatbázis alapján a hínárvegetációkhoz és mocsári vegetációtípusok. Hasonlóan jó állapotban találták a nedves réteket. A vizes élőhelyek természetességének magas foka nem meglepő, hiszen zavaró hatás bekövetkezését követően rendkívül gyorsan képesek regenerálódni (SEREGÉLYES *et al.*, 2008). A szikes élőhelyek kedvező természetességét az magyarázza, hogy mezőgazdasági hasznosíthatóságuk korlátozott.

Fontos azonban megjegyezni, hogy a természetvédelmi értékesség és az ökológiai állapot nem feltétlenül függenek össze (NAGY, 2008), ezért célszerű a vízimadár-állományok mellett más taxonokat is figyelembe venni, természetvédelmi helyzetük alapján rangsorolni, és a természetvédelmi kezelési prioritásokat annak megfelelően újragondolni, módosítani.

IRODALOMJEGYZÉK

AUSTRALIAN HERITAGE COMMISSION (2002): Australian Natural Heritage Charter for conservation of places of natural heritage significance. 2nd ed. Australian Heritage Commission, Canberra.

BÁLDI, A., MOSKÁT, C., ZÁGON, A. (2000): Relationship between the distribution of four bird species and the water regime changes in the Szigetköz floodplain area of River Danube. *In*: GALLÉ, L., KÖRMÖCZI, L. (eds): Ecology of River Valleys. Dept. Ecol., Univ. Szeged, Szeged, Hungary, p. 17-21.

BÁLDI, A., CSORBA, G., KORSÓS, Z. (1995) Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 59.

BARTHA, D., SZMORAD F., TÍMÁR, G. (1998): A magyarországi erdők természetességének erdőrészlet szintű értékelési lehetősége. - *Erdészeti Lapok* 133:74-77.

BÁRTOL, I., BOROS, E. (2007): Csongrád-Bokrosi Sós-tó *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2011): IUCN Red List for birds. Downloaded from http://www.birdlife.org.

BÍRÓ, I. (2007): Biharugrai-halastavak *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

BODNÁR, M. (2007): Borsodi Mezőség *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

BODNÁR, M., MERCSÁK L. (2007): Bodrog-zug *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

BOROS, E. (2003): Vízimadár populációváltozások és környezeti okai a Kiskunsági Nemzeti Park szikes tavain és mocsarain (KNP II. sz. területének térségében) *Természetvédelmi Közlemények* 10: 289-312 Magyar Biológiai Társaság, Budapest.

BOROS, E. (2007): Felső-Kiskunsági Szikes Puszták *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó Pécs.

BOROS, E. (2007): Kiskunsági Szikes Tavak *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó Pécs.

BOROS, E., VÖRÖS, L. (2010): A magyarországi szikes tavak sótartalma és ionösszetétele. *Acta Biologica Debrecina – Supplementum Oecologica Hungarica* 22: pp. 37-51.

BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. szerk. (2006): Biológiai inváziók Magyarországon - Özönnövények II. Budapest: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, p. 412.

BOWMAN, M. (2002): 'The Ramsar Convention on Wetlands: Has it Made a Difference?' In: STOKKE, O. S., THOMMESSEN, B., (eds.): Yearbook of International Co-operation on Environment and Development 2002/2003 London: Earthscan Publications, p. 61-68.

BŐHM, A. (1997). Draft Management Plan of the Northern Hanság Nature Reserve. International Course on Wetland Management, Lelystad, the Netherlands (manuscript)

BŐHM, A. (1999): A nemzetközi jelentőségű vizes területek hasznosítási módjai és veszélyeztető tényezőik. XLI Georgikon Napok, PATE 1999.szept.23-24, Keszthely, p.566-570.

BŐHM A. & MUSICZ L. (2003): Lake Öreg: where nature and life coexist *World Conservation Bulletin* 2003 (1): 27. p.

BŐHM, A. (2004): Különleges vizes élőhelyeink *Természet Világa* 135/9: 418-419 p.

BRITISH TRUST FOR ORNITHOLOGY (1981): Code Manual: New EURING. British Trust for Ornithology, Beech Groove, Tring, England.

BUZETZKY, GY., KALOTÁS ZS., ZÁVOCZKY SZ. (2007): Gemenc *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

CSERKÉSZ, T. & GUBÁNYI A. (2008): New record of Southern birch mouse, *Sicista subtilis trizona* in Hungary. *Folia Zoologica* 57(3): 308-312 p.

CSIHAR, L. (2007): Dinnyési-Fertő Természetvédelmi Terület és a Velencei-tavi Madárrezervátum. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs..

CRIVELLI, A. J., NAZIRIDES, T. & JERRENTRUP, H. (2000): Action plan for the Pygmy Cormorant (*Phalacrocorax pygmeus*). Pp. 41-52. In: HEREDIA, B., ROSE, L. & PAINTER, M., eds.: Globally threatened birds in Europe: action plans. Strasbourg: Council of Europe, and BirdLife International.

DAVIS, J. & BROCK, M. (2004): Detecting unacceptable change in the ecological character of Ramsar wetlands *Ecological Management & Restoration* 9. p 26 – 32.

DAVIS, T. (1994): Ramsar Convention Manual. Ramsar Convention Bureau, Gland.

DELANY, S. REYES, C., HUBERT E., PIHL, S., REES, E., HAANSTRA, L., VAN STRIEN, A. (1999): Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia, 1995 and 1996. Wetlands International Publication No. 54. Wageningen, the Netherlands p. 178.

DEMETER A., TÖRÖK, K., FODOR L., BATÁRY P. (2002): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 1998-2001. KöM-TvH, Budapest.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, WATER, HERITAGE & ARTS (2009): National Guidelines for Notifying Change in Ecological Character of Australian Ramsar Sites (Article 3.2). Module 3 of the National Guidelines for Ramsar Wetlands - Implementing the Ramsar Convention in Australia. Australian Government DEWHA, Canberra.

DICK, G., BACCETTI, N., BOUKHALFA, D., DAROLOVA, A., FARAGÓ, S., HUDEC, K., LEITO, A., MARKKOLA, J. & WITKOWSKI, J. (1999): Greylag Goose – *Anser anser:* Central Europe/North Africa. *In*: MADSEN, J., CRACKNELL, G. & FOX, A.D. (Eds.): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publication No. 48., Wetlands International Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Rönde, Denmark p. 202-213.

ÉRDINÉ DR. SZEKERES, R., KISNÉ DR. FODOR L., CSÖRGITS G., VARGA I., BŐSZE SZ., & PATAKI ZS. (2004): Útmutató az EU Víz Keretirányelv rendelkezései szerint kijelölendő, természetvédelmi szempontból fontos területek kiválasztásához. Kézirat KvVM, Természetmegőrzési Főosztály, Budapest.

FARAGÓ, S. (1996): A Duna Gönyű-Szob közti szakasza (1791-1708 fkm) vízimadár állományának 10 éves (1982-1992) vizsgálata *Magyar Vízivad Közlemények* 1: 1-461.

FARAGÓ, S. & GOSZTONYI, L. (2002): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 8: 45-256.

FARAGÓ, S. & GOSZTONYI, L. (2003a): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 11: 3-50.

FARAGÓ, S. & GOSZTONYI, L. (2003b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 11: 51-252.

FARAGÓ, S. & GOSZTONYI, L. (2009): Population trend, phenology and dispersion of common waterfowl species in Hungary based on a ten year long time series of the Hungarian Waterfowl Monitoring. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 83-107.

FARAGÓ, S. & JÁNOSKA, F. (1996): A Vadlúd Monitoring Eredményei az 1995/1996-os idényben Magyarországon - Results of geese monitoring in Hungary in the season 1995/1996. *Magyar Vízivad Közlemények* 2: 169-211

FARAGÓ, S. & JÁNOSKA, F. (1996): A Vadlúd Monitoring Eredményei az 1995/1996-os idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 2: 169-211

FARAGÓ, S. & PELLINGER, A. (2009): Nagy lilik. *In:* CSÖRGŐ, T., ET. AL.(2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.

FARAGÓ, S. & ZOMERDIJK, P. (1997): Garganey – *Anas querquedula*., Shoveler – *Anas clypeata*. *In:* HAGEMEIJER, E J. M. & BLAIR, M. J. (EDS.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & A. D. Poyser, London: 96-97, 98-99.

FARAGÓ, S. (1995): Geese in Hungary 1986-1991. Numbers, Migration and Hunting Bags. *IWRB Publication* 36. 97 + IX pp. Slimbridge, UK.

FARAGÓ, S. (1996): A Magyar Vadlúd Adatbázis 1984-1995: Egy tartamos monitoring - Data base of geese in Hungary 1984-1995: A long-term monitoring. *Magyar Vízivad Közlemények* 2: 3-168.

FARAGÓ, S. (1998): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 4: 61-263.

FARAGÓ, S. (1998): A vadlúd monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben. Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 4: 17-59

FARAGÓ, S. (1999): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 5: 63-328.

FARAGÓ, S. (1999): A vadlúd monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 5: 3-62.

FARAGÓ, S. (2001): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **7**: 41-212.

FARAGÓ, S. (2001a): A Vadlúd Monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 7: 3-40.

FARAGÓ, S. (2002b): A Vadlúd Monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 8: 3-43.
FARAGÓ, S. (2002c): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 9: 3-45.
FARAGÓ, S. (2002d): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 9: 47-249.
FARAGÓ, S. (2005a): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2002/2003-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 12: 3-42.
FARAGÓ, S. (2005b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2002/2003-as idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 12: 43-224.
FARAGÓ, S. (2006a): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 13: 3-39.
FARAGÓ, S. (2006b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 13: 41-214.
FARAGÓ, S. (2007a): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2004/2005-ös idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 14: 3-40.
FARAGÓ, S. (2007b): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2005/2006-os idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 15: 3-45.
FARAGÓ, S. (2007c): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2004/2005-ös idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 14: 41-209.
FARAGÓ, S. (2007d): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2005/2006-os idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 15: 47-220.
FARAGÓ, S. (2008a): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2006/2007-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 17: 3-42.
FARAGÓ, S. (2008b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2006/2007-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 17: 43-214.
FARAGÓ, S. (2009a): Barátréce *In:* CSÖRGŐ, T., ET. AL.(2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.
FARAGÓ, S. (2009b): Kárókatona. *In:* CSÖRGŐ, T., ET. AL.(2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.
FARAGÓ, S. (2009c): Nyári lúd. *In:* CSÖRGŐ, T., ET. AL.(2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.
FARAGÓ, S. (2009d): Tőkés réce. *In:* CSÖRGŐ, T., ET. AL.(2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.
FARAGÓ, S. (2010a): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2007/2008-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 18: 3-42. (in press)
FARAGÓ, S. (2010b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2007/2008-as idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 18: 43-204. (in press)
FARAGÓ, S. (2010c): A Vadlúd Monitoring eredményei a 2008/2009-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 18: (in press)
FARAGÓ, S. (2010d): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2008/2009-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 18: (in press)
FARAGÓ, S., KOVÁCS, G. & STERBETZ, I. (1991): Goose populations staging and wintering in Hungary 1984-1988. *Ardea* 79 (2): 161-163.
FÜRI A. (2007): Ócsai Tájvédelmi Körzet. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.
FRAZIER, S. (1999): Ramsar Sites Overview. A Synopsis of the World's Wetlands of International Importance. Wetlands International, p. 58.

GONZALO C., KENNETH CH., & TIMOTHY S. T. (2002): The Ramsar Convention: Measuring its Effectiveness for Conserving Wetlands of International Importance Ramsar COP8 DOC. 37 Ramsar Convention Bureau, Gland.

GŐRI SZ. (2007): Egyek-pusztakócsi mocsarak. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

GRUBER Á., MESTERHÁZY A. (2007): Rába-völgy. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

GEF-GLOBAL ENVIRONMENT FACILITY (2002): Reduction of Nutrient Discharges Project DDNP Component GEF # TF 051 289 Environmental Status Report (Environmental Assessment).

GYÜRE, P. (2006): A vadlúdfajok állománya, élőhely- és mezőgazdasági területhasználata a Hortobágyon. Doktori disszertáció, Debreceni Egyetem, Állattenyésztési Doktori Iskola.

HADARICS, T. FARAGÓ, S. (2009): Cigányréce. *In:* CSÖRGŐ, T., ET. AL.(2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.

HADARICS, T.- FARAGÓ, S. (2009): Nyílfarkú réce. *In:* CSÖRGŐ, T., ET. AL.(2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.

HAKI-HALÁSZATI TUDOMÁNYOS KUTATÓINTÉZET (2011): Halászati Adattár (http://www.haki.hu/). Csongrád-megye

HAMAR, J. & SÁRKÁNY-KIS, A. eds.(1999): The Upper Tisa Valley. Preparatory proposal for Ramsar site designation and an ecological background. Hungarian, Romanian, Slovakian and Ukrainian co-operation. *Tiscia monograph series* Szeged, 502 p.

HEGYI, Z., SELMECZI-KOVÁCS, Á., TÓTH B. (2007): Ipoly-völgy *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

HELTAI, M. (2002): Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése. Doktori disszertáció. Szent István Egyetem, Gödöllő.

HERÓDEK, S. MEGYER, CS., FUTÓ, J., TARDY J.(2007): Balaton *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

HORVÁTH, R., EBESFALY S. (2007): Felső-Tisza. *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KALIVODA, B. (2007): A Kardoskúti Fehértó. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KALOTÁS, ZS.(2007): Rétszilasi-halastavak Természetvédelmi Terület. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KALOTÁS, ZS.(2007): Tájváltozások és természeti értékek Bédán és Karapancsán - veszélyeztetett wetlandek. *Természet Világa* 137 p. 7.

KOTYMÁN L. – MÉSZÁROS CS. (2003): Az 1999-2000 évi belvizek madártani vonatkozásai a Dél-Tiszántúlon. *A Puszta* 20 p.53-80.

KOTYMÁN, L, SALLAINÉ KAPOCSI J. (2007): Montág-puszta *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KOVÁCS, É., GALLÉ, L., DOMBOS, M., GYÖRFFY, GY., HORNUNG, E., KÖRMÖCZI, L., MARGÓCZI, K. & RUDNER, J. (1998): Ecological state assessment in Mártély Landscape Protection Area. *Tiscia* 31 p. 107-109.

KOVÁCS, G. (2007): Angyalháza-puszta *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KOVÁCS, G. (2007): Hortobágyi Halastó *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KOVÁCS, G. (2007): Pente-zug-puszta *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KOVÁCS, G. (2007): Zám-puszta *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

KOVÁCS, GY. (2007): Nagy területű vízimadár szinkronszámlálások a Balatonon. *In:* LAKATOS F. & VARGA D. (szerk.): Kari Tudományos Konferencia Kiadvány Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, NymE Kiadó, Sopron, p. 105.

KOVÁCS-LÁNG, E., KRÖEL-DULAY, GY.,-CZÚCZ, B. (2008): Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendőink a megőrzés és a kutatás terén. *Természetvédelmi Közlemények* 14 p.5-39.

KÖRMENDI, S. (2006): Somogy megyei lápok hidroökológiai vizsgálata *Natura Somogyiensis* 9: 131-140, Kaposvár.

KUSHLAN, J. A. (1979): Design and management of continental wildlife reserves: lessons from the Everglades. *Biological Conservation* 15 p. 281-90.

LAKOSNÉ, H.A. (1995): A ramsari egyezmény. *Természet Világa* 126/II p. 39-41.

LAMBERT J. & ELIX, J. (2006): Ecological Character of the Coorong, Lakes Alexandria and Albert Wetland of International Importance. South Australian Dept. for Environment and Heritage Adelaide.

LÁNG, I. (2003): Sustainable development – a new challenge for the countries in Central and Eastern Europe. *Environment, Development and Stability* 5 p. 167-178.

LOVÁSZI, P. szerk. (2002): Javasolt különleges madárvédelmi területek Magyarországon – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest

MARTÍ, R., J. C. DEL MORALES eds.(2002): La invernada de aves acuáticas en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

MERSICH I., PRÁGER, T. AMBRÓZY, P. HUNKÁR, M. DUNKEL, Z. (2001): Magyarország éghajlati atlasza. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003): Ecosystems and Human Being: wetlands and water World Resource Institute, Washington.

MILLSAP, B.A., GORE, J.A., RUNDE D.E., CERULEAN, S.I. (1990): Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species of Florida – *Wildlife Monographs* 111 p 1-57.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. An annotated list of the birds of Hungary. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. p. 278.

MOGYORÓSI, S.& FARAGÓ, S. (2009): Fütyülő réce. *In:* CSÖRGŐ T., *et. al.* (2009) : Magyar Madárvonulási Atlasz Kossuth Kiadó, Budapest.

MOLNÁR, GY., TAJTI L. (2007): Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

MOLNÁR, Z., FERENCZY M. (2007): Pacsmagi-tavak Természetvédelmi Terület *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

MOLNÁR ZS., BARTHA S. HORVÁTH F., BÖLÖNI J., BOTTA-DUKÁT Z., CZÚCZ B., TÖRÖK K. (2009): Növényzeti örökségünk állapota és várható jövője az MTA ÖBKI MÉTA adatbázisa alapján. *Magyar Tudomány* 170 p. 54-57.

MORSCHHAUSER, T., CSETE S., CSÍKI J. GARALY, L.,BORHIDI A (2005): Változások a Baláta-tó TT vegetációjában., *In*: LENGYEL, SZ. SÓLYMOS P., & KLEIN Á. (szerk.) A III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Program és Absztraktkötet. p. 171.

MUSICZ, L., CSONKA P.(2007): Tatai-tavak *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

NAGY, S. A. (2008): Összeegyeztethető-e a természetvédelmi értékesség és az ökológiai állapot megítélése (az oxigénháztartás példáján)? *Hidrológiai Közlöny* 88 (6) p. 144-146.

NATIONAL REPORTS OF CONTRACTING PARTIES TO RAMSAR CONVENTION OF WETLANDS (2009): Ramsar Bureau, Gland, Switzerland, www. ramsar.org.

NÉMETH, F. & SEREGÉLYES, T. (1989): Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.

PANNEKOEK, & STRIEN (2001): TRIM 3 Manual (Trends an Indices for monitoring data) – Statistics Netherlands. Research Paper No. 0102, p. 1-57.

PARK, G. N. & WALLS, G. Y. (1978): Inventory of tall forest stands on lowland plains and terraces in Nelson and Marlborough land districts, New Zealand. Report of Botany Division, DSIR. 127 pp. (Unpublished)

PARK, G. N. (1979): (Unpublished). Scoring ranks for evaluation of ecological quality, p. 4.

PARZ-GOLLNER, R. & FARAGÓ, S. (2000): Phenology, distribution and protection of migrating geese in the National Park area Lake Neusiedel/Lake Fertő. Magyar Vízivad Közlemények 6 p. 157-178.

PELLINGER, A., DINKA M., GUTI G. (2007): Fertő *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

PELLINGER, A. (2007): Nyirkai-Hany *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

PHILIPS, S. (1990): Where have all the frogs and toads gone? *BioScience*, 40 p. 422-424.

PICKETT S.T.A., PARKER V.T., FIEDLER P.L. (1992): The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level. In: Fiedler P.L.& Jain S.K. (eds.): Conservation Biology, the theory and practice of nature conservation, preservation and management. pp 65-88. Chapman and Hall, New York, London.

PUKY, M. (2000): A kétéltűek védelme Magyarországon. *In*: FARAGÓ, S. (szerk.): Gerinces állatfajok védelme. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, p.143-158.

RAMSAR INFORMATION SHEETS (2006) Ramsar Bureau, Gland, Switzerland, www. ramsar.org

PRITCHARD, D. (2010): The Ramsar Convention on Wetlands and its indicators of effectiveness. International Expert Workshop on the 2010 Biodiversity Indicators and Post-2010 Indicator Development http://www.cbd.int/doc/meetings/ind/emind-02/official/emind-02-08d-en.pdf.

SEREGÉLYES, T., MOLNÁR, ZS., CSOMÓS, Á. & BÖLÖNI, J. (2008): Regeneration potential of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.): 229-248.

SOMODI, I. (2007): Mártélyi Tájvédelmi Körzet *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

STANDOVÁR T. PRIMACK, R. B. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, p. 542

STERBETZ, I. (1974): A Kardoskúti Fehértó Természetvédelmi Terület madárvilága 1952-1973 időközében. *Aquila* 80-81, pp.1-57.

STERBETZ, I. (1981): Protected wetlands of international importance in Hungary - description of protected wetlands accepted to the Ramsar Convention, IWRB, Debrecen.

SUDFELDT, CH. WAHL, J. (2007): Die Ramsar-Konvention: Starthilfe und Impulsgeber für den Wasservogelschutz in Deutschland *In*: Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege - 82 , H. 11, p. 485-493

SVENDSEN, L.,M., BIJL, L., BOUTRUP, S. & NORUP, B. eds. (2005): NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description – Part 2. National Environmental Research Institute, Denmark. NERI Technical Report No. 537, p. 138.

SZABÓ, I. (1997): A természetvédelmi biomonitoringgal kapcsolatos 1997. évi eredményeinek szintetizálása, összefoglaló értékelése. A Kis-Balaton Védőrendszer természetvédelmi biomonitoringhoz szükséges tárgyévi szakértői tanulmány (kézirat). Keszthely p.20-21.

SZABÓ, I. FUTÓ, J. LELKES A. (2007): Kis-Balaton *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

SZÉKELY, K. SALAMON G., BOLDOGH S. HUBER A. GRUBER P., TOLNAY ZS. (2007): A Baradla-barlangrendszer és a felszíni védőövezete *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

SZŐGYI, L. – BŐHM, A. (2002): Szociológiai felmérés a tatai Öreg-tó ismertségéről. (Kézirat) MTA Politikatudományi Intézet, Budapest.

TARDY, J. (1995): Természetvédelem'94. KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.

TARDY, J. Ed. (2002): Progress report on the establishment of the National Ecological Network in Hungary (manuscript) KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.

TARDY, J. szerk. (2007): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

TROMBULAK, S.C. FRISSELL, C.A. (2000): Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities *Conservation Biology* 14 (1):p. 18-30.

TÓTHNÉ HANYECZ KATALIN (2006): Természetvédelmi kezelési elvek és módszerek. Kezelési javaslatok a Körös-Maros Nemzeti Park védett természeti területeire. Doktori Értekezés, Szent István Egyetem, Budapest.

VAJDA, Z. (2007): Izsáki Kolon-tó *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

VARGA, Z. (1995): Geographical patterns of biological diversity in the Palaearctic Region and the Carpathian Basin. *Acta Zoologica Hungarica* 41(2), p. 71–92.

VARGA, Z. (2003): A Kárpát-medence állatföldrajza. In: LÁNG, I., BEDŐ, Z., CSETE, L. (szerk.): Növény, állat, élőhely. Magyar Tudománytár III pp. 89-119.

ZÁVOCZKY, SZ (2007): Szaporcai Ó-Dráva meder *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó Pécs

ZÁVOCZKY, SZ.& DEME T. (2007): Béda-Karapancsa *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó Pécs

VÁTI MAGYAR REGIONÁLIS FEJLESZTÉSI ÉS URBANISZTIKAI NONPROFIT KFT (2009): A Miklósfai Mórichelyi-halastavak HUBF 10001 Natura 2000 terület fenntartási terve. Zárójelentés (kézirat)

WETLANDS INTERNATIONAL (2006): Waterbird Population Estimates – Fourth Edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

CHANGES IN ECOLOGICAL STATE OF WETLANDS OF INTERNATIONAL IMPORTANCE IN HUNGARY

Bőhm, A.

SUMMARY

The role of the Ramsar designations in the conservation of ecological character was analysed in wetlands of international importance. For this reason, changes in the ecology of sites was evaluated taking into account risk factors, ownership structure and land use. All Ramsar sites were ranked along with four similar wetlands not on the List of Ramsar sites according to naturalness and their state of conversation. Results are in line with other habitat studies, confirming that the naturalness of wetlands is still high among habitat types and that the majority of most natural areas are wetlands. Ecological factors include six related to the ecosystem (species and habitats of community importance of Natura 2000 sites) and two related to the degradation of habitats.

Floodplains, oxbows and alkaline ponds and grasslands were awarded high marks, while fishponds were ranked last. National characteristics involve three factors (e.g. size, isolation), and conservation factors include four related to conservation or reconstruction measures. According to the ranking system, the most natural wetlands in Hungary are those located in floodplains. This group includes wetlands which were unregulated and influenced the least by humans (Rába, Felső-Tisza), but also sites where human-induced degradation can already be detected (Gemenc). The Szigetköz wetland was given a high ranking, reflecting that the negative impact of the habitat's relatively recent degradation has not yet reached the species level. The second most natural habitat types are natural ponds and marshes, followed by alkaline pools and grasslands. The author has further evaluated the ecological state of wetlands with the results of the long term monitoring of waterbird populations.

Since the date of designation, the ecological state has improved at four alkaline pools and a grassland wetland (the Fertő, Kardoskúti Fehértó and Felső-Kiskunsági alkaline pools as well as Hortobágy), one wetland related to floodplains (the Béda-Karapancsa Ramsar site) and three man-made wetlands (lakes by Tata, fishponds at Rétszilasi and Biharugra). A negative change of ecological state was observed at one wetland, the Pusztaszer Ramsar site. Stagnant ecological states were detected at the Lake Balaton and Gemenc Ramsar sites. Changes of ecological state could not be interpreted at the following Ramsar sites: Kis-Balaton and Velence and Dinnyés Ramsar sites.

The complex evaluation of changes in ecological character is rather difficult. In this paper, migrating waterbird population changes were used to verify the changes of other factors. But other factors and changes (e.g. populations of breeding waterbirds, or other birds or indicator species) could refine the final conclusions. Wetlands of international importance in Hungary provide optimal feeding, resting and wintering sites for massive stocks of waterbirds. The total number and number of species clearly indicate the quality of a site and its naturalness and nature conservation value. Changes in wintering areas, or along migration routes, however, should also be taken into consideration when drawing conclusions for the Hungarian sites. Besides waterbirds, the long-term monitoring of other taxa could help in having a better judgment. Moreover, other external factors like climate change and industrial-infrastructural development should also be taken into account since these can have an overall influence on wetlands.

Results are in line with other international studies. In general, it can be said that the effectiveness of the Ramsar Convention in higher in countries in Africa or Asia, where no

solid conservation legislation or systems/traditions exist. Nevertheless, the Ramsar designation can help in conserving the values of a site even in countries with more developed conservation systems.

Out of the 14 Hungarian Ramsar sites where the data of long-term waterbird populations was sufficient, the author observed eight positive changes in ecological character, one negative change in ecological character and there were five sites where neither positive nor negative changes could be detected.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.03

A HAZAI RÉCEFAJOK FÉSZKELŐÁLLOMÁNYAINAK ELTERJEDÉSE

BREEDING DISTRIBUTION OF HUNGARIAN DUCK SPECIES

Barabás Lilla

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, University of West-Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology, H–9400 Sopron, Ady Endre u. 5. *E-mail: lllbrbs@gmail.com

1. BEVEZETÉS

A vízimadarak fészkelőállományainak és a szaporulat nagyságának alakulása, ezek elhelyezkedése, a költőhelyek állapota és mindezek változásai a legalapvetőbb információk e természeti erőforrások megőrzéséhez. A récefajok költőállományának felmérése ugyanakkor nem könnyű feladat, amelyet nehezít a jellemzően szoliter fészkelés, a szaporodási időszakban rejtőzködő életmód és a nem költő madarak esetlegesen nagy aránya (BARABÁS, 2008). Éppen ezért a hazai récék fészkelőállományairól meglehetősen kevés információval rendelkezünk. Ezen a problémán igyekeztem segíteni az általam fellelt réceköltéssel kapcsolatos adatok összegyűjtésével és térképi ábrázolásával.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az 1980-as évek elején megjelent *Magyarország fészkelő madarai* című könyv vitathatatlanul korának legnagyobb szabású hazai ornitológiai munkája volt, amely ismeretterjesztő jelleggel, de egyúttal mégis tudományos alapossággal ismertette hazai fészkelő madarainkat. A kötet szerzői elterjedési és állománynagysági adatokkal is szolgáltak (HARASZTHY, 1984).

Tizennégy évvel később, kibővítve és átdolgozva megjelent a *Magyarország madarai* című könyv, amely elődjéhez hasonlatosan – a fajok bemutatásán túl – vállalkozott arra is, hogy becsléseket adjon a költőállományok nagyságáról, illetőleg elterjedési térképeken ábrázolja a hazai fészkelőhelyeket (HARASZTHY, 1998). Ezek a becslések az 1985–1992 közötti időszakra vonatkoznak. A récefélék állománybecslése során nem alkalmaztak szisztematikus felméréseket, hanem szakértői becsléssel, a területet ismerő madarászok bevonásával becsülték meg az állományokat. Az állománynagyság-becsléseknél gyakran hivatkozom a 1998-ban (MAGYAR *et al*., 1998), majd 2008-ban megjelent madárnévjegyzékek által adott becsléseket is (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008a).

A kisebb-nagyobb területekre, tájegységek kiterjedő ornitológiai munkák közül terjedelmében és minőségében is kiemelkedik a 2004-ben napvilágot látott *A Hortobágy madárvilága* című könyv (ECSEDI, 2004), amely valamennyi Hortobágyon előforduló madárfajról – így az általam vizsgált összes récefajról is – közöl fészkelési adatokat, elsősorban az 1995–97 között zajlott terepi felmérések alapján. A nyugat-magyarországi régió fészkelő madarairól pedig 2012-ben jelenik meg egy átfogó elterjedési atlasz (FARAGÓ, 2012), amelyhez úgyszintén előzetes, szaprodási időszakban zajló, konzisztens állományfelmérés kapcsolódott.

A térinformatikai alkalmazások természetvédelmi célú hasznát természetesen az EURÓPAI UNIÓ is felismerte. 2004-ben EU-s támogatással hazánkban is megkezdődött a *Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR)* kialakítása, amely *„az állami természetvédelem intézményeinek munkáját kiszolgáló, komplex térinformatikai támogatással megvalósuló szakmai információs rendszer”* (www.termeszetvedelem.hu). A *TIR* jelenleg

elérhető tesztverziója tartalmazza néhány faj biotikai adatait, de ezek között madarak még nincsenek.

Az állami természetvédelmi szervek látják el adatokkal az EURÓPAI KÖRNYEZETVÉDELMI ÜGYNÖKSÉGet (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, EEA) és az azzal együttműködő EURÓPAI BIODIVERZITÁS TEMATIKUS KÖZPONTot (EUROPEAN TOPIC CENTRE ON BIOLOGICAL DIVERSITY, *ETC/BD*). Az adatokból felépített *EUNIS-adatbázis* (*European Nature Information System*) fajokra, élőhely-típusokra és területekre vonatkozóan rendszerezi az adatokat, amelyek és az interneten keresztül mindenki számára hozzáférhetőek. A récefajokra vonatkozó elterjedési térképeket egyelőre csak országonként adják meg, azaz ezekből csak az tudható meg, hogy az adott országban valamely faj fészkel-e vagy sem. Elérhetők innen továbbá a *Global Biodiversity Information Facility* (*GBIF*) adatgyűjtemények, amelyek megfigyelési adatokat jelenítenek meg az adott fajokról szerte a világon, azonban fészkelési adatokat nem tartalmaznak.

Az 1997-ben kiadott *The EBCC atlas of European breeding birds* című könyv természetesen céljául tűzte ki, hogy a fészkelésre vonatkozóan tartalmazzon elterjedési és abundanciatérképeket is (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997). 50x50 km-es felbontású térképeik könnyen hozzáférhetőek on-line is (http://s1.sovon.nl/ebcc/eoa/).

Látható tehát, hogy az utóbbi 15-20 év egyértelműen a térinformatikai alkalmazások használatának robbanásszerű elterjedését hozta az elterjedési adatok ábrázolásához, vizsgálatához. Nyilvánvaló az is, hogy ez a folyamat még mindig az elején jár, és igazi kiteljesedését az fogja jelenteni, ha valóban megvalósulnak az egységesített, könnyen hozzáférhető térinformatikai adatbázisok, és ezek folyamatosan minél megbízhatóbb, minél pontosabb adatokkal töltődnek fel.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

Jelen munkában az 1960–2010 közötti időszak fészkeléseire koncentráltam. A vizsgált fajok közé a 12 költő récefajunk mellett a bütykös ásóludat is bevontam.

3.1. Adatforrások

A térképen megjelenő fészkelési adatok egytől egyig visszakereshetőek, forráshivatkozással ellátottak. Arra törekedtem, hogy a vizsgálandó időszakról minél teljesebb körű adatgyűjtést végezzek, ezért egymástól teljesen eltérő jellegű, költést igazoló adatokat gyűjtöttem egybe. Az információk alapvetően öt különböző típusú forrásból származnak. Ezek a következők:

- hazai múzeumok tojásgyűjteményeinek adatai,
- irodalmi források,
- interneten fellelhető adatok,
- récefiókák gyűrűzési adatai,
- saját megfigyelések és ismerősök szóbeli közlései.

3.1.1. Múzeumi tojásgyűjtemények

A fellelt gyűjteménybeli récetojások gyűjtési éve 1919 és 1975 közé esik, de zömében az 50-es, 60-as évekből származnak. A gyűjtemények egy része az ország különböző múzeumaiban került elhelyezésre, de számos neves gyűjtő hagyatéka az örökösök birtokában, magánkézben van. Nagy segítséget jelentett, hogy a tojásgyűjteményi adatok egy jelentős részét PROF. DR. FARAGÓ SÁNDOR már korábban kigyűjtötte, és rendelkezésemre bocsátotta. Ehelyütt is köszönöm, hogy megkönnyítette a munkámat.

Összeségében az alábbi tojásgyűjtemények jutottak tudomásomra:

MAGYAR TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUM (BUDAPEST), MADÁRGYŰJTEMÉNY

RADETZKY-gyűjtemény
Az MAGYAR TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUMban található récetojások nagyrészt RADETZKY DEZSŐ gyűjteményéből származnak. RADETZKY DEZSŐ káprázatos tojásgyűjteménye hiányosan, erősen megrongálódott állapotban maradt fenn. Fia, Jenő sok évi munkával hozta rendbe maradványait, és adta át 1957-ben a TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUMnak. RADETZKY JENŐ tojásgyűjteménye viszont mindmáig magánkézben van, az örökösök tulajdonában, valószínűleg Székesfehérváron (FUISZ T. *pers. comm.*).

MÁTÉ-gyűjtemény
MÁTÉ LÁSZLÓ tojásgyűjteménye korábban a MADÁRTANI INTÉZET tulajdona volt, de 2010 nyarán a gyűjteményt átadták a MAGYAR TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUMnak (FUISZ T. *pers. comm.*). A gyűjtemény katalógusa megjelent az *Aquilá*ban (HARASZTHY, 2010).

CSERESNYÉS-gyűjtemény
CSERESNYÉS SZILÁRD gyűjteményének egy részét szintén a MAGYAR TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUM őrzi, míg későbbi, második gyűjteménye NÉMETH MÁRTON birtokába került.

JANISCH-gyűjtemény
DR. JANISCH MIKLÓS gyűjteménye halála után pár évvel, 2005-ben került a budapesti MAGYAR TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUM tulajdonába.

MÁTRA MÚZEUM (GYÖNGYÖS)

NÉMETH-gyűjtemény
A gyöngyösi MÁTRA MÚZEUM őrzi NÉMETH MÁRTON kb. 17 000 db-ra rúgó páratlan gyűjteményét. A gyűjtemény adatai közleményben is megjelentek (SOLTI, 2010)

BÉKÉS MEGYEI MÚZEUMOK IGAZGATÓSÁGA – MUNKÁCSY MIHÁLY MÚZEUM (BÉKÉSCSABA)

PALÁGYI-gyűjtemény
PALÁGYI LAJOS egykori békéscsabai gyűjtő 1952-ben a békéscsabai MUNKÁCSY MIHÁLY MÚZEUMnak ajándékozta madártojás-gyűjteményét. A gyűjtemény 95 madárfaj összesen 556 db preparált tojását tartalmazza. A tojásgyűjtemény az 1920–1952 közti időszak gyűjtését és bizonyító értékű adatait tartalmazza, a gyűjtemény adatai közleményben is publikálásra kerültek (RÉTHY, 1980).

BARANYA MEGYEI MÚZEUMOK IGAZGATÓSÁGA – JANUS PANNONIUS MÚZEUM (PÉCS)

VÁNDOR-, AGÁRDI- és HORVÁTH-gyűjtemény
A pécsi Janus Pannonius Múzeumban őrzött tojásgyűjtemény három forrásból származik: VÁNDOR TAMÁS és AGÁRDI EDE adományából, valamint HORVÁTH LAJOS hagyatékából. Az első két gyűjtemény feldolgozott, az adatok leltárkönyvben kereshetőek. A HORVÁTH-féle gyűjtemény azonban az általam végzett adatgyűjtés idején még rendezetlen volt, revideálásra várt. A VÁNDOR- és az AGÁRDI-féle gyűjteményben 786 fészekalj található, melyek 141 fajhoz tartoznak. A HORVÁTH-félegyűjteményben — a hagyatékához mellékelt lista alapján — 651 fészekalj található, amelyek körülbelül 180 fajhoz tartoznak (KISBENEDEK T. *pers. comm.*). Az előzőekből következően munkám során csak a VÁNDOR- és az AGÁRDI-féle gyűjtemények adatait tudtam felhasználni, igaz azóta a JANUS PANNONIUS MÚZEUMban őrzött tojásgyűjtemények teljes feldolgozása – a Horváth-féle gyűjteményt is beleértve – is megtörtént (HARASZTHY, 2012).

NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZET (SOPRON)

CZVALINGA-gyűjtemény
DR. CZVALINGA ISTVÁN magángyűjteménye a 2000-es évek elején került Pécsről a NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZETének tulajdonába. A gyűjtemény mintegy 90 madárfaj 1214 db tojását tartalmazza.

EGYÉB MÚZEUMI GYŰJTEMÉNYEK

A szegedi MÓRA FERENC MÚZEUM természettudományi gyűjteményének jelentős értéke a szegedi Fehér-tóról származó régi madár- és tojásgyűjtemény, amelyet BERETZK PÉTER gyűjtött (CSIZMAZIA & GASKÓ, 1986). A gyűjtemény récefióka-preparátumait szintén bizonyító adatként fogadtam el.

MAGÁNGYŰJTEMÉNYEK

POVÁZSAY-gyűjtemény
A POVÁZSAY-gyűjtemény magánkézben van, de katalógusát POVÁZSAY LÁSZLÓ 1986-ban megjelentette, így az itt őrzött tojások adatait fel tudtam használni (POVÁZSAY, 1986).

KIRÁLY-féle gyűjtemény
KIRÁLY IVÁN csornai tanár a Hanság madárvilágának lelkes kutatója volt. Több évtizedes megfigyelései szerint e területen 183 madárfaj fordult meg, s 120 faj költött. Állítólag nagy értékű fészek- és tojásgyűjteményt állított össze. Gyűjteménye később fiára szállt, majd utóbbi halálával jelenleg KIRÁLY IVÁN menyének tulajdonában van. A legutóbbi hírek szerint, miután a gyűjtemény értékesítéséről nem sikerült hazai múzeumokkal megegyeznie, nagy valószínűséggel magával vitte Bécsbe (TATAI S. *pers. comm.*).

3.1.2. A magyar madártani irodalom

A récefészkelésekkel kapcsolatos publikált irodalmi adatok fő forrásai három csoportba sorolhatók:

1. csoport: időszaki kiadványok, periódikumok

Jelen munkában ide tartoznak, kiemelten: *Aquila*, *Madártani Tájékoztató*, *Puszta*, *Túzok*, *Madártávlat*, *Bíbic*, *Parus Press*, *Anser*, *Partimadár*, *Füzike*, *Calandrella*, *Szélkiáltó*, *Cinege (Vasi Madártani Tájékoztató)*, *A Békés Megyei Múzeumok Közleményei*, *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei*, *A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve*, *A Hajdúsági Múzeum Évkönyve*.

2. csoport: országos felmérésen alapuló, önálló madártani kiadványok

Ebből a csoportból kiemelném a HARASZTHY (1984, 1998) szerkesztette átfogó szakkönyveket, amelyek nagyon sok élőhelyi adatot közölnek, főként az 1970-es évekre vonatkozóan. A cigányréce vonatkozásában pedig a LOVÁSZI (2002) szerkesztésében megjelent könyv tartalmaz számos, összegyűjtött információt a faj hazai költőterületeire vonatkozóan.

3. csoport: regionális felmérésen alapuló, önálló madártani kiadványok

Ide sorolom a kisebb területekről megjelent könyveket, szakdolgozatokat, egyéb kiadványokat, amelyekben általában a terület madárvilágának leírásakor tételesen vagy említés szintjén szóba kerülnek a jellemző fészkelő fajok. Ebből a csoportból mindenképp kiemelném az ECSEDI (2004) szerkesztette monográfiát, amely részletes és átfogó képet ad a Hortobágy madárfaunájának egészéről. A bizonyított és feltételezett költések adatait 2,5x2,5 km-es UTM-négyzetráccsal borított térképeken ábrázolja. Ez a felbontás részletesebb az általam használtnál, de az UTM-háló használata miatt könnyen integrálhattam ezeket az adatokat az általam készített térképekbe.

3.1.3. Internetes adatforrások

Az utóbbi két évtized madártani megfigyelései már természetesen leginkább az interneten érhetők el. A récefészkelésre vonatkozó internetes adatok egy része turisztikai, ökoturisztikai célú oldalakon található. Ezek szakmai biztonsága megkérdőjelezhető, ezért az adatok bizonyos kontrollját vezettem be. Azokat az adatokat vettem figyelembe, melyek valamelyest szakmai oldalról származnak (nemzeti parkok tájékoztatói, szakértő civil szervezetek oldalai).

Az információk nagy része a *www.birding.hu* portálról származik, ahol erős szakmai kontrollt gyakorol a felhasználó közösség, és az adatok szinte kizárólag szakértő madarászoktól származnak. Ezek az adatok, a portál jellegéből adódóan, főleg a ritkább hazai récefajok költésére vonatkoznak (bütykös ásólúd, kontyos réce). Az ilyetén érdekességeket rendszerint több különböző megfigyelő is megerősíti.

3.1.4. Récefióka-gyűrűzések adatai

A még röpképtelen kiskacsák gyűrűzési adatai egyértelmű bizonyítékkal szolgálnak arra vonatkozóan, hogy adott récefaj valahol a közelben fészkelt. Sajnálatos módon a vízimadarak gyűrűzési aktivitása hazánkban sosem volt túl intenzív. A MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET MADÁRGYŰRŰZÉSI KÖZPONTJÁtól kapott adatok alapján 1960-tól 2007-ig összesen hét récefajunk 145 egyede kapott fiókaként (*pullus)* gyűrűt 26 különböző helyszínen.

3.1.5. Saját megfigyelések és szóbeli közlések

Az adatok között szerepelnek természetesen a saját megfigyeléseim is. A terepmunka legintenzívebb részét 2004-ben végeztem doktoranduszként. Kutatási területeim az alábbiak voltak:

Balaton-felvidéki NP	Kis-Balaton
Duna–Dráva NP	Pacsmagi-tavak
Duna–Ipoly NP	Velencei-tó
	Dinnyési-Fertő
	Rétszilasi-halastavak
Fertő–Hanság NP	Mekszikópuszta (Fertőújlak)
Hortobágyi NP	Tisza-tó
	hortobágyi halastavak
Kiskunsági NP	szegedi Fehér-tó
	Csaj-tó, Péteri-tó
Körös–Maros NP	Biharugrai-halastavak, Begécsi-víztároló

A megfigyelésekről terepi jegyzőkönyvet vezettem. Számos szakértő terepi madarászt kértem arra, hogy récefészkelési adatokkal segítsék elő jelen munkát, részletesen a térképek alatt közölt adattáblákban nevesítem őket.

3.2. Az alaptérképek ismertetése

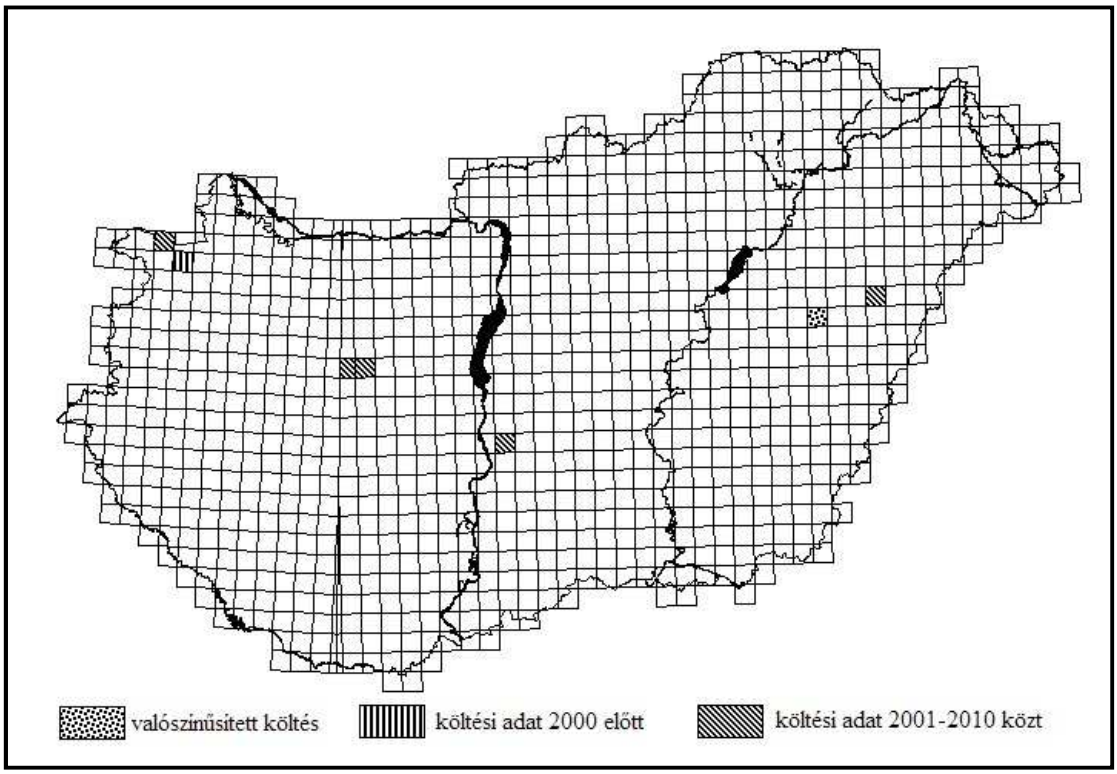
Az Univerzális Transzverzális Merkátor (UTM) egy speciális vetületi hálórendszer, amelyet kezdetben katonai térképezési célokra alkalmaztak. Igazodva a nemzetközi gyakorlathoz, a MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (MME) az 1990-es évek végén ennek az adatbázisnak a fejlesztésébe fogott, és mindmáig ez képezi a madártani monitoringprogramok térinformatikai alapját. Elsősegítendő a non-profit célú kutatásokat, az UTM adatbázis 2000-től ingyenesen hozzáférhető (SZÉP & NAGY, 2001). Célszerűnek látszott tehát, hogy eredményeimet a szokásos gyakorlatnak megfelelően az MME által rendelkezésemre bocsátott 10x10 km-es felbontású UTM kvadrátokban ábrázoljam.

A fészkelési térképek készítéséhez az *ArcView GIS 3.2* szoftvert használtam (http://www.esri.com).

4. EREDMÉNYEK

4.1. Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*)

A bütykös ásólúd fészkelése hazánkban elsőként Nyugat-Magyarországon bizonyosodott be. 1996-ban, majd 1997-ben is sikeresen költött Petőházánál (HADARICS, 1996; MOGYORÓSI, 1997), majd 1998-ban a közeli Agyagosszergény mellett sikertelenül (HADARICS, 1999a). A közelmúltban a petőházi cukorgyári ülepítőtavakat felszámolták, így ott további költése kizárt (PELLINGER A. *pers. comm.*). 2005-ben viszont a közeli Fertőújlak mellett hét családot sikerült megfigyelni (PELLINGER *et al.*, 2005), és itt 2007-ben is költött egy pár (PELLINGER A. – www.birding.hu). 2003-tól Mikepércsnél is megtelepedett egy (PÁSTI, 2003, 2005), majd később két pár is (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010a) Úgyszintén beigazolódott költése a Veszprém megyei Királyszentistvánnál 2006-ban (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010a), a rákövetkező években pedig itt is már két fészekalj nevelődött (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010b). 2010-ben azonban – vélhetően a terepmotorosok zavarása miatt – itt nem, de a közeli Pétfürdőn költött két pár ásólúd (SZELLE E. *pers. comm.*). 2008-ban a Böddi-széken is megtelepedett két pár (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2011).



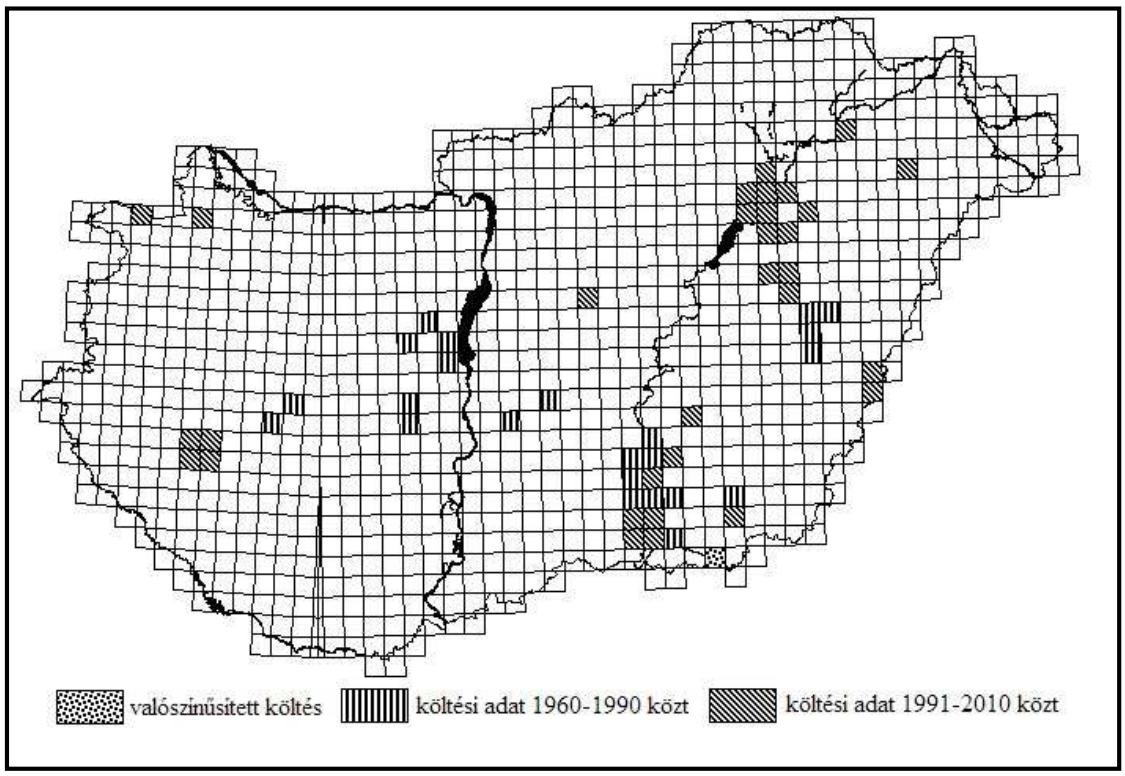
1. ábra: A bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 1.: Map of Common Shelduck's (*Tadorna tadorna*) nesting data in Hungary

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Agyagosszergény	XN47	1998	sikertelen költés	(HADARICS, 1999a)
Dunatetétlen	CS58	2008	2	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2011)
Fertőújlak	XN38	2005	7	(PELLINGER *et al.*, 2005)
Fertőújlak	XN38	2007	1	PELLINGER A. & TAMÁS Á. – www.birding.hu
Kaba	ET14	2000	±	(OLÁH & ECSEDI, 2004b)
Királyszentistván	BT72	2006	1	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010a)
Királyszentistván	BT72	2007–2009	2	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010b) SZELLE E. *pers. comm.*
Mikepércs	ET45	2003–2004	1	(PÁSTI, 2003, 2005)

Mikepércs	ET45	2006	2	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010a)
Petőháza	XN47	1996	1	(HADARICS, 1996)
Petőháza	XN47	1997	1	(MOGYORÓSI, 1997)
Pétfürdő	BT82	2010	2	SZELLE E. *pers. comm.*

Látható, hogy az 1990-es évek második felében mindössze egy pár hazai költéséről volt tudomásunk. Így érthető, hogy az MME MONITORING KÖZPONT 0-2 pár közöttire becsülte a fészkelőállomány nagyságát 1996–2002 időszakában, és új fészkelőként növekvő trendet párosított ehhez (http://mme-monitoring.hu/). A 2000-es évek adatai ezt a növekedést igazolni látszanak, bár hozzáteszem, hogy mindössze hét költőpárról volt tudomásunk ez idő alatt. Mivel a bütykös ásólúd nagyon feltűnő, összetéveszthetetlen madárfaj, és új fészkelő lévén kifejezett figyelem irányul a fészkelésgyanús egyedekre, így igen valószínűnek tartom, hogy a valós állomány ez esetben megegyezik a megfigyelt párok számával, de legfeljebb csak néhány párral lehet magasabb. Nagyon érdekes lesz a következő években megfigyelni, hogy vajon milyen ütemben és meddig növekszik a faj hazai költőállománya.

4.2. Kendermagos réce (*Anas strepera*)



2. ábra: A kendermagos réce (*Anas strepera*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 2.: Map of Gadwall's (*Anas strepera*) nesting data in Hungary

Az elmúlt húsz évben a korábbi fészeklőterületeknek csak kis hányadából találtam költésének újabb bizonyítékát. A korábbi szakirodalom alapján fontosabb költőterületeit a Fertő tó környéke, a Kis-Balaton és a Velencei-tó jelentették; a Kiskunságban, a Dél-Alföldön, a Hortobágyon és a Bihari-síkon kisszámú, alkalmi fészkelőnek tartották (BOD, 1998a). Ha figyelembe vesszük, hogy a térképen a szegedi Fehér-tó foltja csak alkalmi költőpárokat, illetve a Biharugrai-halastó és a Begécs-víztároló területe is csak néhány páros állományt takar, már árnyaltabb a kép, és nyilvánvalóvá válik, hogy a Dunától keletre csak a Hortobágyon találjuk meg rendszeres fészkelőként, mivel a Kiskunságból gyakorlatilag

hiányzik (egyetlen pár adata szerepel az elmúlt húsz évben). Örvendetes viszont, hogy a Fertő környéki és a hansági élőhely-rekonstrukciók kedvező változásokat jelentettek számukra. A fertői rendszeresen költő néhány pár mellett a hansági 10-20 párra becsült mennyiség már hazai viszonylatban jelentős.

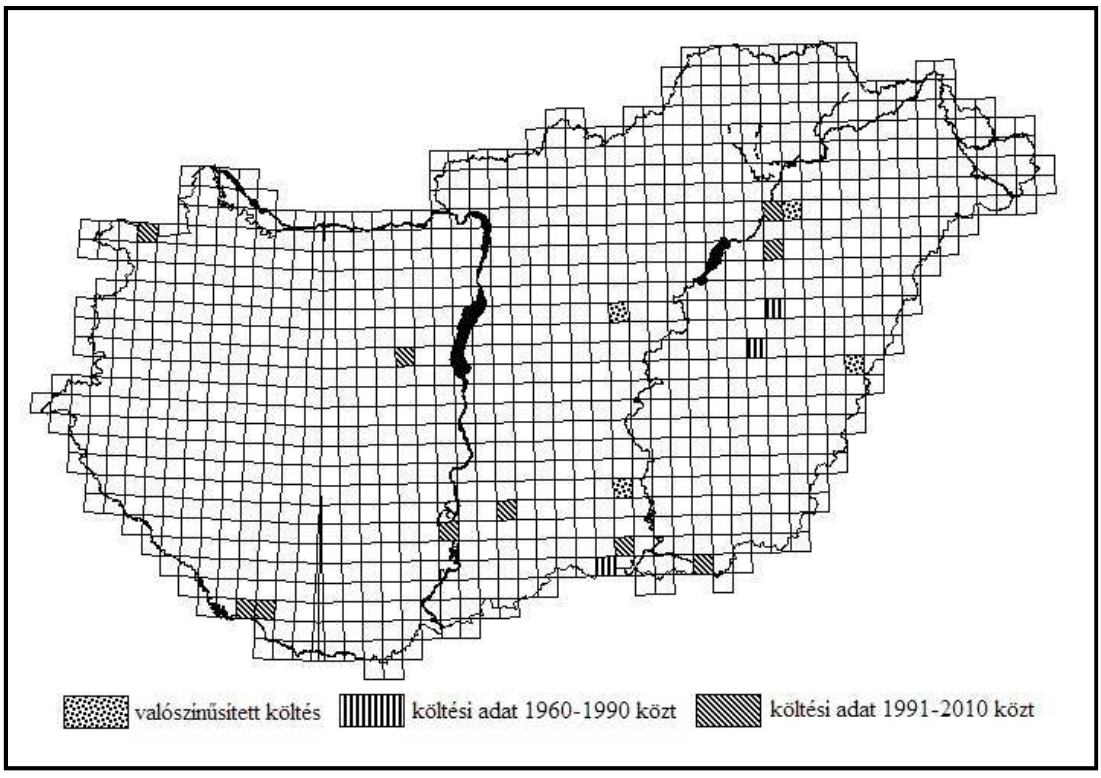
Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Adony	CT31-32	1979	1	(SZABÓ, 1979)
Balástya (Ősze-szék)	DS24	1973	1	(HAJTÓ, 1975)
Balaton (Irmapuszta, Tihany)	YM08,19	1938–1968	gyakori	(KEVE, 1973a)
Balatonlelle	YM08	1960–1968	fészek	(SOLTI, 2010)
Balatonlelle	YM08	1967		(HAVRANEK & SZABÓ, 1997)
Biharugra	ET40, ES49	1994–1997	1-2	(TŐGYE & VASAS, 2001)
Biharugra	ET40, ES49	1994–2005	0-2	TŐGYE J. *pers. comm.*
Borsodi-Mezőség	DT88,89,98,99	2008		(BODNÁR & SCHMOTZER, 2008)
Bősárkány	XN68	2000–2010	10-20	PELLINGER A. *pers. comm.*
Csanytelek	DS25,26,35	1973–1979		(BOD, 1982)
Csanytelek	DS25,26,35	1984	8	(SZÉLL *et al.*, 1985)
Csanytelek	DS25,26,35	1985		(BOD, 1991)
Csanytelek	DS25,26,35	1994–1996	5-6 (kor. 10-12)	(BOD, 1998a)
Fertőújlak	XN38	1990	2	(KÁRPÁTI, 1993)
Fertőújlak	XN38	1990–1997	1-3	(PELLINGER, 2001)
Fülöpháza	CS89	1960		(SOLTI, 2010)
Fülöpszállás	CS68	1969–1970		(SOLTI, 2010)
Fülöpszállás	CS68	1986	1	(BOROS & SCHMIDT, 1987)
Gátér	DS26	1994–1996	2-3	(BOD, 1998a)
Hejőbába	DU90	2008	3	(NATURA2000, 2009)
Hódmezővásárhely	DS44	1970–1971	0-1	(STERBETZ, 1974)
Hortobágy	DT95,97, ET04,05,07,09,18	1997–99	40-50	(KONYHÁS & ECSEDI, 2004b)
Kállósemjén	EU60	2004		(ANONIM, 2005c)
Kardoskút	DS74	1941–1967	2-3 (max. 25)	(STERBETZ, 1968)
Kardoskút	DS74	1990–1995	alkalmi	(BOD, 1998a)
Kis-Balaton	XM66,67,76,77	1994–1996	200	(BOD, 1998a)
Kis-Balaton	XM66,67,76,77	1998		(PONYI, 2001)
Kunkápolnás	DT95	1982	2	(KOVÁCS, 1983)
Makó	DS61	2000	±	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Montág-puszta	DS73	1999–2001		(MÉSZÁROS, 2005)
Montág-puszta	DS73	2005-2006	1-3	(MÉSZÁROS, 2010)
Nagykáta-Farmos	DT04	1999–2000	1	(FÜRI & VIDRA, 2002)
Öcsöd-Csongrád	DS58	1994	1	(SZABÓ, 1995)
Rétszilas	CS18,19	1960		MMI, MÁTÉ-gyűjtemény
Sárrét	ET11,12,13,23	1956–1960		(NAGY, 1962)
Szegedi Fehér-tó	DS22,23,32,33	1960		(SOLTI, 2010)
Szegedi Fehér-tó	DS22,23,32,33	1961		WARGA K. gyűrűzés
Szegedi Fehér-tó	DS22,23,32,33	1962		(POVÁZSAY, 1986)
Szentes	DS46	2000	1	(TÓTH, 2000)
Tiszaladány	EU32	2003	1-3	(ÁNGYÁN & PODMANICZKY, 2004)
Velencei-tó	CT12,23	1961		(SOLTI, 2010)
Velencei-tó (Dinnyés)	CT12	1987	±	(SCHMIDT, 1991)

BOD (1984) azt írta, hogy az 1980-as évekre lecsökkent a hazai állománya. Ezzel egybecseng, hogy több területen is eltűnt vagy megfogyatkozott. Így például az 1950-es évek elején STERBETZ (2002) még elterjedt fészkelőként jellemzi Biharugra környékén, amelynek állománya a legfrissebb becslések szerint mostanra csak 1-2 párra zsugorodott (TŐGYE J. *pers. comm.*). A Hortobágyon az 1980-as évek végétől, az 1990-es évek elejétől egyre gyakrabban figyeltek meg költésgyanús madarakat. Az 1997–1999 közötti felméréskor a hortobágyi fészkelőállomány nagyságát 40-50 párra becsülték. Az MME MONITORING KÖZPONT 1990–2000 között enyhén növekvő állományról tett jelentést (http://mme-monitoring.hu/).

Összességében úgy érzem, hogy ez az a fészkelő récefajunk, amelyről a legkevesebb információval rendelkezünk. A méltánytalan elhanyagoltsága mögött az egyik ok a kevéssé feltűnő tollazatából adódhat, különösen, hogy kellő odafigyelés hiányában a tojók könnyűszerrel összetéveszthetők a mindenütt gyakori tőkés récével. Másfelől ez a „se túl gyakori, se túl ritka" állapot nem kedvez a megfigyelések publikálásának – nyilvánvalóan a skála mindkét végéről relatíve több adat gyűlik össze. Bizonyos, hogy az elmúlt évtizedekben nálunk csökkent az állománya, ami az ingadozások dacára sem közelíti az 50 évvel korábbi mennyiségét. Remélem, hogy a közeljövőben valamivel nagyobb figyelem fog irányulni erre a fajra is.

4.3 Csörgő réce (*Anas crecca*)

Az összesített térképről azt látjuk, hogy költései szétszórtan, szerte az országban előfordulnak, és nem koncentrálódnak egyes régiókra. Ugyanakkor azokon a területeken, ahol költése már bebizonyosodott, sem tekinthető rendszeresnek, mert nagyon ritkán fordult elő olyan adat, amely igazolta volna, hogy rákövetkező években is előfordult ugyanott költése. Kivétel ez alól valamelyest csak Barcs és Darány térsége, ahol több ízben is bebizonyosodott költése, bár ezen a területen sem sikerült rendszeresen minden évben fiókás családot megfigyelni. Mindezt egybevetve azt mondhatjuk, hogy habár a csörgő réce hazánkban immár rendszeres fészkelőfajnak tekinthető, valódi fészkelőterületekről beszélni túlzás lenne.



3. ábra: A csörgő réce (*Anas crecca*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 3.: Map of Common Teal's (*Anas crecca*) nesting data in Hungary

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Barcs	XL99	1978	±	(GYÖRGYPÁL, 1978)
Barcs	XL99	1983	1-2	(FENYŐSI, 1995)
Barcs	XL99	1999	1-2	(FENYŐSI & HORVÁTH, 2004a, 2004b)
Bogyiszló	CS33	2001	költési kísérlet	(KALOTÁS, 2003)
Császártöltés	CS64	2006	1	TAMÁS Á. – www.birding.hu

Darány	XL99	1977	1	(KÁRPÁTI, 1977)
Darány	XL99	1999	fészek	(HADARICS, 1999b) nem hitelesített
Darány	XL99	2000	0-1	(HORVÁTH, 2001)
Dinnyés	CT12	1994	1	(FENYVESI, 1995), FENYVESI L. gyűrűzés
Ecsegfalva	DT92	1989	1	(SZÉLL, 1990)
Görbeháza	ET19	1999	±1-2	(HADARICS, 1999b)
Hortobágy	ET07	2002	1	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2006a)
Hortobágy	ET07	2008	1	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010b)
Körmösdpuszta	ET41	1999	±	(OLÁH *et al.*, 2004) nem hitelesített
Makó	DS61	2000	1	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Mekszikópuszta	XN38	2004	1	(PELLINGER, 2005a)
Mórahalom	DS11	1987	sikertelen költés	(CSIZMAZIA, 1992)
Polgár	ET09	2002	1	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2006a)
Pusztaszer	DS25	1999	±	(HADARICS, 1999b)
Püspökladány	ET04	1984	1	(KOVÁCS, 1984b, 1985a)
Szeged	DS22	2010	1	BÉRDI G. & GYARMATI G. – www.birding.hu
Tápiógyörgye	DT24	1999	±	(FÜRI *et al.*, 2004)

Hazai állományát 5-15 pár közé teszik. A környező, szomszédos államokban szintén kis számban fészkel (Ausztria 70-120 pár, Szlovákia 10-40 pár, Szlovénia 0-10 pár, Szerbia 10-20 pár, Horvátország 50-100 pár, Románia 2-20 pár), és ezen állományai 1990–2000 közt jórészt csökkenő vagy stabil trendet mutattak (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Ha itthon az elmúlt harminc évet nézzük, akkor egyértelműen a faj megtelepedésével és a megfigyelések növekedésével együtt egy lassú növekedés látható. Az 1990–2000 közötti időszakban a hazai állomány stabilnak mutatkozott (tudniillik nem volt 20%-osnál nagyobb változás). Kitekintve a környező állományokra megjósolható, hogy a közeljövőben sem várható a hazai költőállomány jelentősebb növekedése.

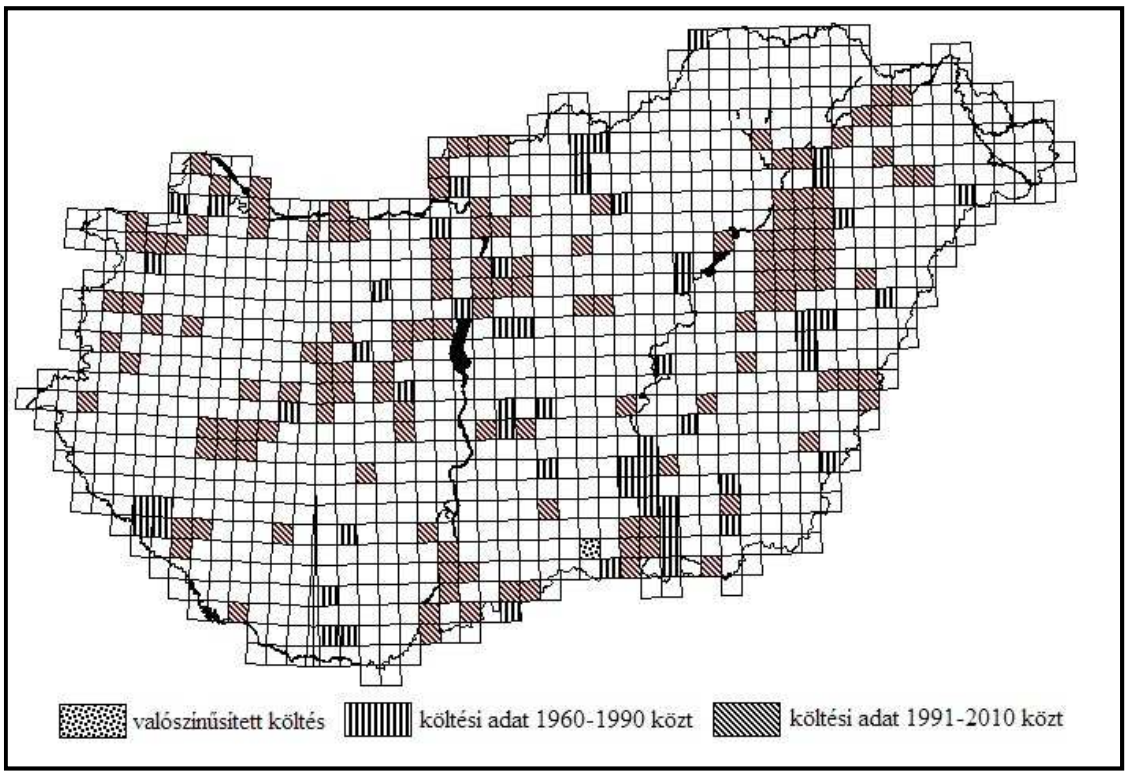
Az állománynagyság becslését nehezíti azonban, hogy viszonylag gyakoriak az átnyaraló, de nem költő példányok. Így a csörgő récék nyári megfigyelései többségében nem ébresztenek gyanút a madarászokban, hogy alaposabban odafigyeljenek az amúgy rejtett, nehezen észlelhető családok jelenlétére. Az 1999-es évben például a fellelt adatok alapján összesen hat területen bizonyították vagy valószínűsítették kb. 7-8 pár csörgő réce költését. Az összegyűjtött megfigyelések alátámasztják, hogy a közölt állománybecslés nagy valószínűséggel megállja a helyét, sőt a fentiek figyelembevételével inkább egy alsó becslésnek tekinthetjük.

4.4 Tőkés réce (*Anas platyrhynchos*)

A tőkés réce közönséges költőfajunk, tudvalevő, hogy szinte minden kisebb-nagyobb vizes élőhelynél fészkel. Ugyanakkor a térkép csak a hozzáférhető – többségében publikált – fészkelési adatokat jeleníti meg. Ebből is látható, hogy a madár gyakorisága nem feltétlenül vonja maga után, hogy nagy mennyiségű adat álljon róla rendelkezésre, sőt! A tőkésréce-fészkelésekre vonatkozó utalások többségében területi monográfiákból származnak. Ugyanakkor egy-egy élőhely madárfaunájának jellemzésekor is sok esetben az „érdekesebb" fajokra összpontosítanak a szerzők, és így a közönséges „vadkacsáról" gyakran említést sem tesznek. Éppen ezért a felvázolt jelenlét–hiány térkép valójában arra irányítja a figyelmet, hogy melyek a madártani szempontból intenzívebben, illetőleg kevésbé kutatott területek.

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Ács	YN28	2005		CSONKA P. *pers. comm.*
Adorjánháza	XN63	2004–2008		(ACZÉL & MIKLÓSI, 2008)
Aggtelek	DU67	1986	4-5	(VARGA, 1987)
Alsózsolca	DU92	1981–2001	1-10	(BARATI & BÉRES, 2002)
Bácsalmás	CS70	2007		(NAGY, 2010)
Badacsonyörs	XM98	1971	2	(KEVE, 1978)
Baja	CS30,31,41	2005		(NEBOJSZKI, 2005)

Baláta	XM73	2000	20-30	(KASZA & MARIÁN, 2001)
Balatonederics	XM88	1980	8-10	(NAGY, 1981)
Balatonlelle	YM08	1960–1970		(SOLTI, 2010)
Baracska	CT33	2006		KORSÓS Z. *pers. comm.*
Barcs	XL99	1975–1980		(KÁRPÁTI, 1980)
Barcs	XL99	1999	28 (50-70)	(FENYŐSI & HORVÁTH, 2004a)
Bátorliget	ET99	1982	3	(LEGÁNY, 1983)
Béda–Karapancsa	CR28	2007		(ANONIM, 2009b)
Békéssámson	DS74	1965		TOBAI M. gyűrűzés
Békéssámson	DS74	1970–1990		(STERBETZ, 1995)
Békéssámson	DS74	2000	200-220	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Biatorbágy	CT35,36	2009		(TÜSKE & BOROS, 2009)
Biharugra	ET40, ES49	1950–1970		(STERBETZ, 2002)
Biharugra	ET40, ES49	1994–2005	70-80	TŐGYE J. *pers. comm.*
Bócsa	CS86	1967		(SOLTI, 2010)
Bócsa	CS86	1978		JASZENOVICS T. gyűrűzés
Boldogasszonyi--égererdő	XN79	1949–1981		(HORVÁTH, 1983)
Bő–Gór	XN34	2000		(ANONIM, 2002)
Bősárkány	XN68	2005–2010		PELLINGER A. *pers. comm.*
Budapest, V. kerület (Duna)	CT56	2007		SZALAI K. – www.birding.hu
Budapest, XXII. kerület (Háros)	CT55	1979		(ÉBERT, 1980)
Budapest, XI. kerület (Kopaszi-gát)	CT55	2008–2010		BARABÁS L. (saját megfigyelés)
Budapest, XI. kerület (Kőérberek)	CT55	2004–2010		BARABÁS L. (saját megfigyelés)
Budapest, XIV. kerület (Zugló)	CT56	2000		(KÓTA, 2001)
Budapest, XIV. kerület (Zugló)	CT56	2002		SZINAI P. gyűrűzés
Budapest, XVI. kerület (Naplás-tó)	CT66	1980–1985		(KALIVODA, 1986)



4. ábra: A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 4.: Map of Mallard's (*Anas platyrhynchos*) nesting data in Hungary

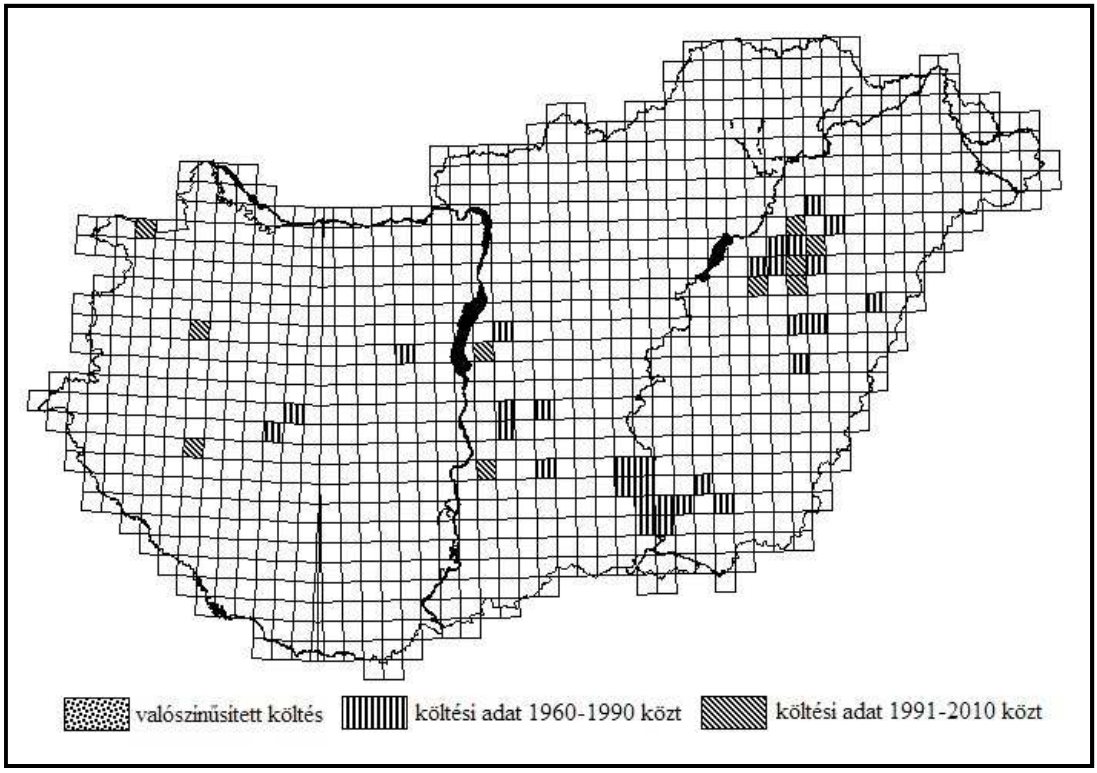
Csákvár	CT05	1979	10-12	(MAG, 1980)
Csanytelek	DS25,26,35	1973–1979		(BOD, 1982)
Csanytelek	DS25,26,35	1990		(BOD, 1991)
Darány	XL99	2000		(HORVÁTH, 2001)
Debrecen	ET45	1998–1999		(PÁSTI, 2000)
Dél-Balaton	XM77,78,88,97,98 YM08,09, YN10,20 BT70,71,80,81, BS79	1993–1997		(HAVRANEK & SZABÓ, 1997)
Dinnyés	CT12	1978		(RADETZKY, 1978)
Dinnyés	CT12,13,23	1994	70+46	(FENYVESI, 1995)
Dinnyés	CT12	1994, 2000		FENYVESI L. gyűrűzés
Doboz	ES17	2005	(4-5)+(10-15)	(DURKÓ, 2010)
Dombóvár	BS83	1981		(NAGY, 1982)
Dorog	CT38	1978		(NAGY, 1979)
Dunafalva–Bátmonostor	CR29	2007		(ANONIM, 2009b)
Dunaharaszti	CT54	2006		SÁMUEL ZS. *pers. comm.*
Dunatetétlen	CS58	2002		(KOVÁCS, 2005)
Ecser	CT75	2007		BENEI B. gyűrűzés
Farmos	DT14	2007		SZÉNÁSI V. gyűrűzés
Fenékpuszta	XM77	1991		PALKÓ S. gyűrűzés
Fertőújlak	XN38	1990–2010		PELLINGER A. *pers. comm.*
Fonyód	XM97,98	1960–1969		(KEVE, 1973b)
Fülöpháza	CS89	1980–1981		SZENEK Z. gyűrűzés, ill. KALOCSA B. gyűrűzés
Fülöpszállás	CS68	1969–1971		(SOLTI, 2010)
Gara	CR49	2004		NAGY T. gyűrűzés
Gárdony	CT12,23	1966		(SOLTI, 2010)
Geszt–Mezőgyán–Zsadány	ET11,12,13,23	1956–1960		(NAGY, 1962)
Göd	CT68	2007		(BOKOR *et al*., 2008)
Gödöllő–Isaszeg	CT76	2008		(ANONIM, 2008a)
Gyöngyöshalász	DT19	1978–1979		(SZALAI, 1979)
Gyöngyöshalász	DT19	1997		(JAKAB & SZALAI, 1998)
Gyöngyöshermán	XN22	2009		(BÍRÓ, 2009)
Győr	XN98	1974		(SZÖRÉNYI, 1975)
Győr	XN98	2010		PELLINGER A. *pers. comm.*
Gyula	ES26	1971		(POVÁZSAY, 1986)
Harkány	BR88	1962		(SOLTI, 2010)
Hatvan	DT07	1997	4	(NATURA KÖRNY.- ÉS TERMÉSZETV. KÖZ., *s. a.*)
Hegyhátszentjakab	XM19	1994–2002	2-4	(VARGA, 2003)
Hont–Drégelypalánk	CU30,31	1995		(KLEINERT & VALACH, 2000)
Hortobágy	ET06,07,16, DT97	1966–1969		(STERBETZ, 1971)
Hortobágy	ET07	1974–1983	20-30/tóegység	(KOVÁCS, 1984a)
Hortobágy	DT95-97, ET04-09,15-20,26–30	1997–1999	990-1100	(ECSEDI & VÉGVÁRI, 2004)
Hortobágy	ET25–28	2009		(HORTOBÁGY TERMÉSZETVÉDELMI EGY., 2009)
Hosszúpályi	ET54	1969–1984		(KOVÁCS, 1986b)
Inárcs–Ócsa	CT63,73	1978	>20	(HORVÁTH, 1980)
Irmapuszta	YM08	1969		(KEVE, 1973b)
Irmapuszta	YM08	1990–1994		(HAVRANEK, 1996)
Izsák	CS78	1999–2000		(NÉMETH & PIGNICZKI, 2003)
Jánossomorja	XN59	1987–1988		(BALSAY, 1989)
Kállósemjén	EU60	2004		(ANONIM, 2005c)
Kapuvár	XN57	2010		PELLINGER A. *pers. comm.*
Karcag	DT83	1998		(KAPOCSI, 1999)
Kaszó	XM73	2004		(ZÁVOCZKY, 2005)
Katymár	CR69	1978		(KOVÁCS, 1978)
Királyszentistván	BT72	2005–2010		SZELLE E. *pers. comm.*
Kis-Balaton	XM43,44,53,54	1966		(BARTHOS, 1967)
Kiskunhalas	CS84	2005		(PORTA KÖZHASZNÚ EGYESÜLET, 2005)
Kismaros	CT49	2009		(MANCZUR, 2009)
Kisújszállás	DT83	1998–1999		(MONOKI, 1999, 2000)
Komárom	BT98	2005		CSONKA P. *pers. comm.*
Komárom	BT98	2008		(SOPRONI, 2008)
Kóspallag	CU40	1990		ÁRKOSI J. gyűrűzés

Kunszentmárton	DS58	1989		FORGÁCH B. gyűrűzés
Lakitelek–Tőserdő	DS29	2009		(KNP IGAZGATÓSÁG. HONLAPJA, 2009c)
Makó	DS61	2000		(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Medves-fennsík	DU00,01,02,12	1973–1974	1-2	(MOSKÁT, 1976)
Mocsa	BT88	2005	11	CSONKA P. *pers. comm.*
Mohács	CR29	1970		(SOLTI, 2010)
Monostorapáti	XN90	2003	2	(BODÓ, 2003)
Mórahalom	DS11	1980–1990		(CSIZMAZIA, 1992)
Mözs–Szekszárd	CS23	2006		(KALOTÁS, 2007)
Nagyigmánd	BT88	2005	14	CSONKA P. *pers. comm.*
Nagypród–Kispród	ET38	1970–1980		(SÓVÁGÓ, 1999)
Naszály	BT98	2005	69	CSONKA P. *pers. comm.*
Naszály	BT98	2006–2007	59-45	(BÁTKY, 2009)
Nyíregyháza	EU51	2010		(NAGY, 2010)
Ócsa	CT63	1984		(DARÁZSI, 1984)
Öcs	XN90	1971		(MARIÁN, 1971)
Öcs	XN90	1975		(KEVE, 1981)
Pacsmag	BS96	1988–1989		MOLNÁR Z. gyűrűzés
Pacsmag	BS96	2000–2005		(MOLNÁR & FERENCZY, 2005)
Pákozd	CT13	1991		FENYVESI L. gyűrűzés
Pellérd	BS70	1960–1969		(PAPP, 1974)
Pellérd	BS70	1970		NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Pellérd	BS70	1973–1974		(SOLTI, 2010)
Pély	DT55,56	1976		(LŐRINCZ, 1979)
Petőháza	XN47	2000–2005	2-5	PELLINGER A. *pers. comm.*
Piliscsaba	CT37	2003	2-3	(KÖNCZEY, 2003)
Pócsmegyer	CT58	2010		SCHWARTZ I. – www.birding.hu
Pörböly	CS31,32	2007		(ANONIM, 2009b)
Pusztaszer	DS25	1974		(MARIÁN, 1976)
Püspökhatvan	CT79	1994–2000		(ROTTENHOFFER, 2001)
Rádfalva	BR78	1960–1961		(SOLTI, 2010)
Rákóczifalva	DT41	1985		LŐRINCZ I. gyűrűzés
Rétszilas--Örspuszta	CS19	1994–1996		SZINAI P. gyűrűzés
Röszke	DS21	1992		(CSIZMAZIA, 1996)
Sándorfalva	DS33	1981		TAJTI L. gyűrűzés
Sárkeresztúr	CT10	1965		(SOLTI, 2010)
Sarród	XN37	2010		PELLINGER A. *pers. comm.*
Sárszék–Csongrád	DS02	1985	±	(MOLNÁR, 1986)
Sárvár	XN43	2009		(ANONIM, 2009a)
Soponya	CT00	1991		FENYVESI L. gyűrűzés
Soponya	CT00,01	2000–2002		(SÁRVÍZ TÉRSÉGFEJLESZTŐ EGYESÜLET, 2003)
Szabadbattyány	BT92	1965		(SOLTI, 2010)
Szabadszállás	CS69	1960, 1963		MTM JANISCH-gyűjtemény / (Solti, 2010)
Szabadszállás	CS69	1978–1979		NAGY A. gyűrűzés / JASZENOVICS T. gyűrűzés
Szarvas	DS69	1956–1991		(RÉTHY, 1997)
Szatymaz	DS23	2009		(SZATYMAZ TELEPÜLÉS INTERNETES OLDALA)
Szeged	DS32	1975		PUSKÁS L. gyűrűzés
Szeged	DS32	2009		(TOKODY, 2009)
Szeged	DS32	2010		(DOMBAI, 2010; TAPPANCS ÁLLATV. A., 2010)
Szentes	DS46	2000		(TÓTH, 2000)
Szigetszentmiklós	CT54	1988		SZABÓ S., HAJTÓ L. gyűrűzés
Tác	CT01	1964		(SOLTI, 2010)
Tápióbicske	DT04	1990–1994	1-3	(FÜRI, 1995)
Tata	BT98	2005	40	CSONKA P. *pers. comm.*
Tiszabercel––Dombrád	EU43,53,54,64	1991		(LEGÁNY, 1993)
Tiszadob	EU11	1993	15	(LEGÁNY, 1995)
Tiszadob	EU11	2004		(ANONIM, 2005a)
Tiszaladány	EU32	2003		(ÁNGYÁN & PODMANICZKY, 2004)
Tisza-tó	DT77	2004, 2009		BARABÁS L. (saját megfigyelés)
Tiszavasvári	EU20,21	1968	4	(LEGÁNY, 1987)
Tiszavasvári	EU20,21	1984	11	(LEGÁNY, 1987)
Tótkomlós	DS73	1966		NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Tököl	CT44	1969		(ZSIN, 1985)
Tömörd	XN24	1986		BÁNHIDI P. gyűrűzés

Tömörd	XN24	2000–2001, 2007	2-3	(BÁNHIDI, 2001; GYURÁCZ, 2007)
Túrkeve	DT81	1995		(SALLAI, 1995)
Vác	CT59	1974–1978		(DÉNES, 1981)
Vác	CT59	1994		(PATAKI *et al.*, 1995)
Vác	CT59	2005		BARABÁS L. (saját megfigyelés)
Várpalota	BT83	2003	2	(BODÓ, 2003)
Veszprém	YN22	2008		ZACHÁR Zs. – www.birding.hu
Vitnyéd–Csapod	XN46	1965		(NAGY, 1967)
Zselic	YM13	1995–1996		(NÉMETH, 1997)
Zsennye	XN31	2001		(VARGA, 2002)
Zsombó	DS23	1986–1999		(MÉSZÁROS, 2002)

Hazai állománybecslési adatai 1990 és 1993 között 100 000 - 150 000 párról szóltak (http://mme-monitoring.hu/). BOD (1998b) szerint: „Költőállománya néhány százezres nagyságrendű lehet." ECSEDI & VÉGVÁRI (2004) alapján 100 000 és 120 000 pár közt lehet a számuk, de az elmúlt évtizedben jelentősen csökkent. Mivel jómagam elsősorban jelenlét–hiány adatokra koncentráltam, és azok is rendkívül hiányosak, így nem vállalkozhatok arra, hogy a fészkelőállomány nagyságára becslést adjak. Ugyanakkor az eddig megjelent becslések megalapozottsága is nagyon alacsony. Mivel hazai állománya nem koncentrálódik egy-egy vizes élőhely köré, hanem költőpárok szerte az országban előfordulnak, így ez esetben hangsúlyozottan csakis egy egységes, standardizált felmérés adhat majd támpontot a mennyiséget illetően.

4.5. Nyílfarkú réce (*Anas acuta*)



5. ábra: A nyílfarkú réce (*Anas acuta*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 5.: Map of Northern Pintail's (*Anas acuta*) nesting data in Hungary

A térképről láthatjuk, hogy valóban csak szórványosan költ hazánkban, a fészkelésre alkalmas élőhelyei nem alkotnak nagyobb összefüggő területeket. Legbiztosabb költőhelyei a hortobágyi szikes puszták és a kiskunsági szikes tavak környéke, ahol korábbról és a

közelmúltból is voltak fészkelési adatai. Korábban megtalálható volt a dél-balatoni halastavak környékén, valamint a Szeged környéki halastavaknál, de ezekről a területekről az utóbbi két évtizedben nem közöltek fészkelésre utaló megfigyeléseket, holott ezek az élőhelyek a kifejezetten intenzíven megfigyelt területek közé tartoznak. Így sajnos nagy valószínűséggel állíthatjuk, hogy a közelmúltban valóban nem, vagy legfeljebb nagyon elvétve költöttek az említett régiókban. A Kis-Balatonon említik költőfajként, de sajnos mennyiségi becslést nem találtam hozzá, így a feltűntetett terület nagy valószínűség szerint kiterjedése ellenére is csak néhány párt takar.

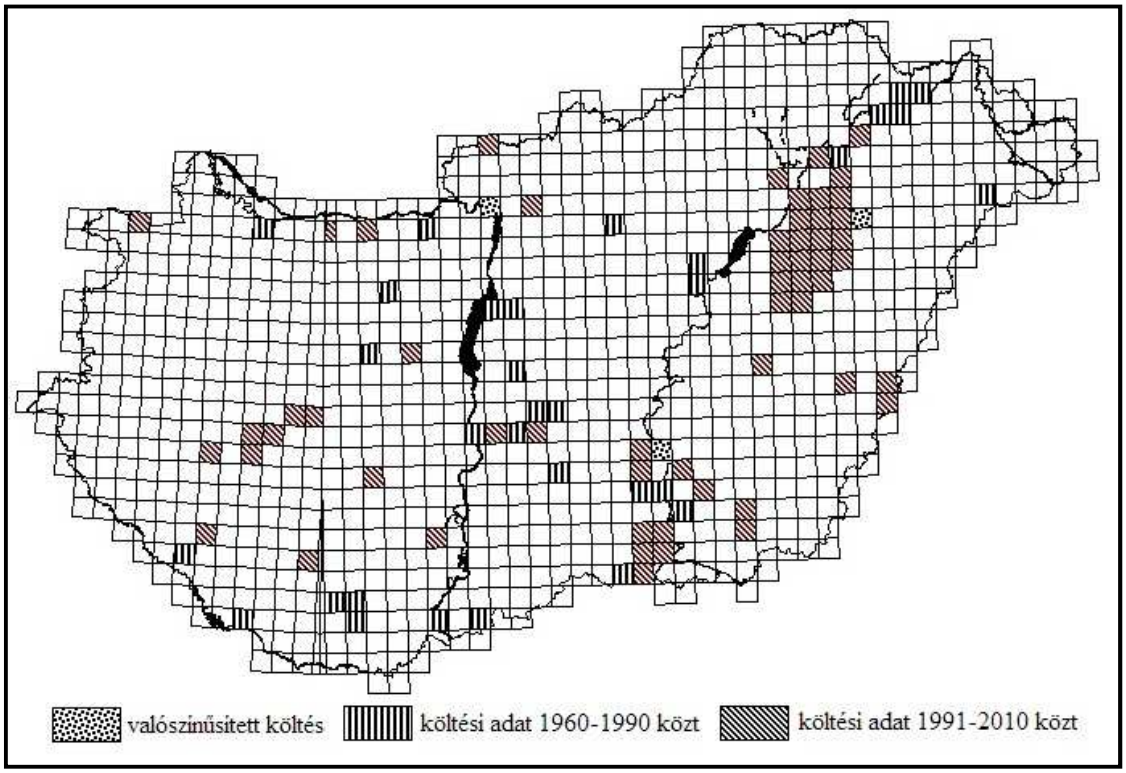
A nyílfarkú réce Közép-Európában csak kis számban, elszórtan fészkel. Ezalól hazánk sem kivétel, már a múlt század első felében is csak ritka fészkelőnek tekintették. Apaj környékén, illetőleg a Hortobágyon rendszeresnek mondható néhány pár költése. Ugyanakkor DR. KOVÁCS GÁBOR meglátása szerint az 1970-es években 5-10 pár körüli hortobágyi állománya az 1990-es évek szárazabb időszakaiban maximum évi 1-2 fészkelő párra csökkent, de jellemzőek voltak a több éves kihagyások is (KOVÁCS & ECSEDI, 2004). Új költéseket sikerült azonban bizonyítani a Fertő-tó mellett létesített élőhely-rekonstrukció Nyéki-szállás nevű részén, ahol 1990-ben, majd 2007-ben is szem elé került fészekalja. 2007-ben a Marcalnál egy meghiúsult költését publikálták (MEGYER, 2008).

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Apaj	CT52	2006–2008		(KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA, 2009a)
Bakóc	ET27	1991	1	(KOVÁCS & ECSEDI, 2004)
Balmazújváros	ET27	1986–1987		(KOVÁCS & ECSEDI, 2004)
Bócsa	CS86	1966, 1973		(SOLTI, 2010; POVÁZSAY, 1986)
Bócsa	CS86	1979	1	(BANKOVICS, 1980)
Csomorkány	DS54	1970–1990		(STERBETZ, 1995)
Dinnyés-lapos	ET18	2000		(KOVÁCS & ECSEDI, 2004)
Fertőújlak	XN38	1990	2	(KÁRPÁTI, 1993)
Fertőújlak	XN38	2007		PELLIGER A. – www.birding.hu
Fülöpszállás	CS68	1964–1971		(SOLTI, 2010)
Fülöpszállás	CS68	1986	1	(BOROS & SCHMIDT, 1987)
Gárdony	CT12	1961		(SOLTI, 2010)
Geszt––Mezőgyán–Zsadány	ET11,13,23	1956–1960	kevés	(NAGY, 1962)
Hódmezővásárhely	DS33,34,43,44	1970–1971	alkalmi	(STERBETZ, 1974)
Hortobágy (Nyírő-lapos)	ET26	1962	több	(ARADI, 1972)
Hortobágy (Szettyénes)	ET17	1971–1972	1-1	(ARADI, 1972)
Hortobágy	ET06,07	1966–1969	szórványosan	(STERBETZ, 1971)
Hortobágy	DT97, ET06,07,16,17,26	1980–1981	20-30, majd 10-20	(BANKOVICS & MOLNÁR, 1984a)
Hortobágy	DT95, ET15–16	1987–1996	6 alkalommal	(KOVÁCS & ECSEDI, 2004)
Inárcs–Ócsa	CT63	1978	kisszámban	(HORVÁTH, 1980)
Irmapuszta	YM08	1938–1968	alkalmi	(KEVE, 1973a)
Irmapuszta	YM08	1966		(KEVE, 1973b; HAVRANEK & SZABÓ, 1997)
Kardoskút	DS74	1964		(SOLTI, 2010)
Kis-Balaton	XM66,67,76,77	1998		(PONYI, 2001)
Kiskunsági NP	CS68,69,89	1975–1982	10-12, majd 3-5	(BANKOVICS & MOLNÁR, 1984)
Kunmadaras	DT95	1963	elhagyott fészek	(SZABÓ, 1965)
Kunmadaras	DT95	1980, 1982	1	(KOVÁCS, 1980; KOVÁCS & ECSEDI, 2004)
Makó	DS65	2000	±	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Marcal	XN63	2007		(MEGYER, 2008)
Miklapuszta	CS56	2005	néhány	(KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA, 2006)
Nagyiván	DT96	1977	fészkek	(KOVÁCS & ECSEDI, 2004)
Orosháza	DS74	1941–1967	átl. 5 (max. 16)	(STERBETZ, 1968)
Pentezug	ET06	1980, 1985	1-2	(KOVÁCS, 1981; KOVÁCS & ECSEDI, 2004)
Pusztaszer	DS25,25,35,36	1976–1977	1	(BANKOVICS & MOLNÁR, 1984a)
Sándoros	ET54	1983	1	(KOVÁCS, 1986b)
Tihany	YM19	1938–1968	alkalmi	(KEVE, 1973a)
Vidiföld	ET29	1974	±	(SÓVÁGÓ, 1999)

Hazai becsült állománya 30-50 pár közötti, bár ez a becslés az 1990-es évek elejéről származik, ugyanez az adat jelenik meg a BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) adatlapján, illetőleg KOVÁCS & ECSEDI (2004) munkájában. A fellelt fészkelési adatokhoz kapcsolt mennyiségi megjegyzések minden esetben 1-2, de legfeljebb néhány költőpárt feltételeznek az adott élőhelyen. Ezek figyelembevételével kijelenthetem, hogy a szóban forgó becslés mára már nem állja meg a helyét, erősen túlzó. A valóságos költőállomány legfeljebb 20-25 pár körül alakulhatott az elmúlt években.

Ha megalapozottnak fogadjuk el mindkét becslést, akkor arra a következtetésre juthatunk, hogy a nyílfarkú réce magyarországi költőállománya az elmúlt húsz év során közel felére csökkent. Habár a számadatok bizonytalanok, lokálisan több területről is publikáltak hasonló tendenciákat (Kiskunsági Nemzeti Park, Hortobágy). Meg kell jegyezni azonban, hogy itt valójában csak kis számban költő és mindig csak szórványosan jelentkező ritka fészkelő récefajunkról van szó, így felesleges találgatás volna azon tűnődni, hogy az említett csökkenés – ha valós is – milyen okokra vezethető vissza. Nyilvánvalóan vannak egyes hazai élőhelyek, amelyek alkalmatlanná váltak, de sok területen ezt teljességgel kizárhatjuk. Való igaz az is, hogy a teljes európai állomány csökkenő trendet mutatott az elmúlt évtizedekben, amely éreztetheti hatását e periférikus költőállományok visszahúzódásában is. Bizonyára az időjárás és a csapadékviszonyok változásainak hatása is jelentős. Bízom abban, hogy az Európa-szerte felismert állománycsökkenések hatására a közeljövőben itthon is nagyobb figyelmet kap ez a faj.

4.6. Böjti réce (*Anas querquedula*)



6. ábra: A böjti réce (*Anas querquedula*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 6.: Map of Garganey's (*Anas querquedula*) nesting data in Hungary

A térképre tekintve szembeötlő, hogy halastavaink környékén országszerte költ. A hortobágyi terület nem pusztán azért emelkedik ki kiterjedésével, mert onnan jó az adatok

ellátottsága, hanem valóban ott találjuk az országosan legjelentősebb böjtiréce-fészkelő-állományt, amelyet az 1990-es évek végén 440-460 párra becsültek (KONYHÁS & ECSEDI, 2004). Úgyszintén kiemelendőek a dél-alföldi halastavak is, illetőleg Kardoskút és környékének szikesei. A nem szikes tavak (dél-balatoni halastavak, Somogy és Komárom-Esztergom megyében lévő halastavak, Biharugrai-halastó, Begécsi-víztároló) állományadatai jószerével csak néhány költőpárt takarnak.

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Ács	BT7	2006	2	CSONKA P. *pers. comm.*
Alap	CS28	1959		(SOLTI, 2010)
Atkár	DT18	1978–1979		(SZALAI, 1979)
Bácsszentgyörgy	CR49	1960		(HARASZTHY, 2012)
Baláta–Szenta	XM73	1999–2000	1-4	(KASZA & MARIÁN, 2001)
Balaton déli part	XM97,98, YM08,19,29	1995		(HAVRANEK, 1996)
Bátorliget	ET99	1982	1	(LEGÁNY, 1983)
Békéssámson	DS74	1965		TOBAI M. gyűrűzés
Békéssámson	DS74	2000	100-110	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Biharugra–Begécs	ET40, ES49	1994–2005	0-5	TŐGYE J. *pers. comm.*
Bócsa	CS86	1967, 1970		(SOLTI, 2010)
Bőszénfa	YM22	1995–1996	2-2	(NÉMETH, 1997)
Csákvár	CT05	1967, 1969		(HARASZTHY, 2010; SOLTI, 2010)
Csanádalberti	DS73	2000, 2006	30-40	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003; KMNP IGAZGATÓSÁG, 2006)
Darány	XL99	1977		(KÁRPÁTI, 1977)
Darány	XL99	2000	eltűnt	(HORVÁTH, 2001)
Derekegyház–Székkutas	DS55	1999	20-30	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Dinnyés	CT12	1962		(POVÁZSAY, 1986)
Dinnyés	CT12	1994	2+1	FENYVESI L. gyűrűzés (FENYVESI, 1995)
Dinnyés	CT12	2002		SIPŐCZ L, FENYVESI L. gyűrűzés
Dorog	CT28	1978	rendszeres	(NAGY L., 1979)
Dunaharaszti	CT54	1983		HAJTÓ L. gyűrűzés
Dunatetétlen	CS58	2002		(KOVÁCS, 2005)
Felső-Tisza	EU43,53,54,64	1973–1974	1-2	(STERBETZ, 1976)
Fertőújlak	XN38	1990	4	(KÁRPÁTI, 1993)
Fonyód	XM97	1963		(SOLTI, 2010)
Fülöpháza	CS79,89	1980–1982	8-10	(BANKOVICS & MOLNÁR, 1984b)
Fülöpháza	CS89	1981		KALOCSA B. gyűrűzés
Fülöpszállás	CS68	1970		(SOLTI, 2010)
Gátér	DS27	2003–2006		MOLNÁR L. *pers. comm.*
Győr	XN98	1974		(SZÖRÉNYI, 1975)
Hajdúböszörmény–Hajdúdorog	ET38	1981	±	(SÓVÁGÓ, 1982)
Hejőbába	DU90	2006	5	(NATURA2000, 2009)
Hódmezővásárhely	DS44	1970–1971	kis számban	(STERBETZ, 1974)
Hont–Drégelypalánk–Ipolyvece	CU52	1995		(KLEINERT & VALACH, 2000)
Hortobágy	DT97, ET06,07,17	1966–1969	szórványosan	(STERBETZ, 1971)
Hortobágy	DT97, ET06,07,17,26	1974–1983	néhány	(KOVÁCS, 1984)
Hortobágy	DT95–97, ET04–09,15–20,26–29	1997–1999	440-460	(KONYHÁS & ECSEDI, 2004a)
Hortobágy	DT94	1999	80-100	(KOVÁCS, 2000)
Irmapuszta–Zardavár	YM08	1996	alkalmi	(HAVRANEK & SZABÓ, 1997)
Izsák	CS78	1999–2000	kis számban	(NÉMETH & PIGNICZKI, 2003)
Keszthely–Fenékpuszta	XM77	1995		GÓCZÁN J gyűrűzés
Keszü	BR89	1965		(SOLTI, 2010)
Kismaros	CT59	2003	±	(SELMECZI KOVÁCS, 2004)
Kunkápolnás	DT95	1970–1979	kikaszált fészkek	(KONYHÁS & ECSEDI, 2004a)
Kunpeszér	CT61	1975		MTM JANISCH-gyűjtemény
Mórahalom	DS11	1988		(CSIZMAZIA, 1992)

Mözs–Szekszárd	CS23	2006		(KALOTÁS, 2007)
Nagypród–Kispród	ET28	1970–1980		(SÓVÁGÓ, 1999)
Naszály	BT98	2001		KRÚG T. gyűrűzés
Naszály	BT98	2005	2+2	CSONKA P. *pers. comm.*
Naszály	BT98	2006–2007	2-2	(BÁTKY, 2009)
Orosháza	DS74	1941–1967	15-20 (max. 30)	(STERBETZ, 1968)
Ócsa	CT64	1970		NYME CZVALINGA-gyűjt., (SOLTI, 2010)
Pacsmag	BS96	2000–2005		(MOLNÁR & FERENCZY, 2005)
Pécs	BS80	1970		NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Pellérd	BS70	1964–1969		(PAPP, 1974)
Pély	DT55,56	1976	2-3	(LŐRINCZ, 1979)
Pusztaszer	DS25	1974	kis számban	(MARIÁN, 1976)
Pusztaszer	DS25	1975–1979	15-20	(BANKOVICS & MOLNÁR, 1984b)
Püspökhatvan	CT79	1994–2000	1-2	(ROTTENHOFFER, 2001)
Röszke	DS21	1979, 1992		(CSIZMAZIA, 1996)
Seregélyes	CT12	1961		(SOLTI, 2010)
Solt	CS48	1966		(SOLTI, 2010)
Szabadbattyán	BT92	1966, 1968, 1973		(SOLTI, 2010)
Szeged	DS22,23,32,33	2008	rendszeres	(TOKODY, 2009)
Szenta	XM62	1964		(SOLTI, 2010)
Szentes	DS46	2000	rendszeres	(TÓTH, 2000)
Tata	BT98	2005	1	CSONKA P. *pers. comm.*
Tiszadob	EU11	1993	2	(LEGÁNY, 1995)
Tiszaladány	EU32	2002		(ÁNGYÁN & PODMANICZKY, 2004)
Tiszavasvári	EU20,21	1968	1	(LEGÁNY, 1987)
Tiszavasvári	EU20,21	1984	2	(LEGÁNY, 1987)
Tiszavasvári	EU20	2009		ROTTENHOFFER I. – www.birding.hu
Tömörkény	DS25,26,35	1969–1982	5-15	(BANKOVICS & MOLNÁR, 1984b)
Túrkeve	DT81	1995	alkalmi	(SALLAI, 1995)
Újmohács	CR29	1988		KALOCSA B. gyűrűzés
Virágoskút	ET27,28	1960–1977	4-6	(SÓVÁGÓ, 1978)
Zsombó	DS23	1987, 1990		(MÉSZÁROS, 2002)

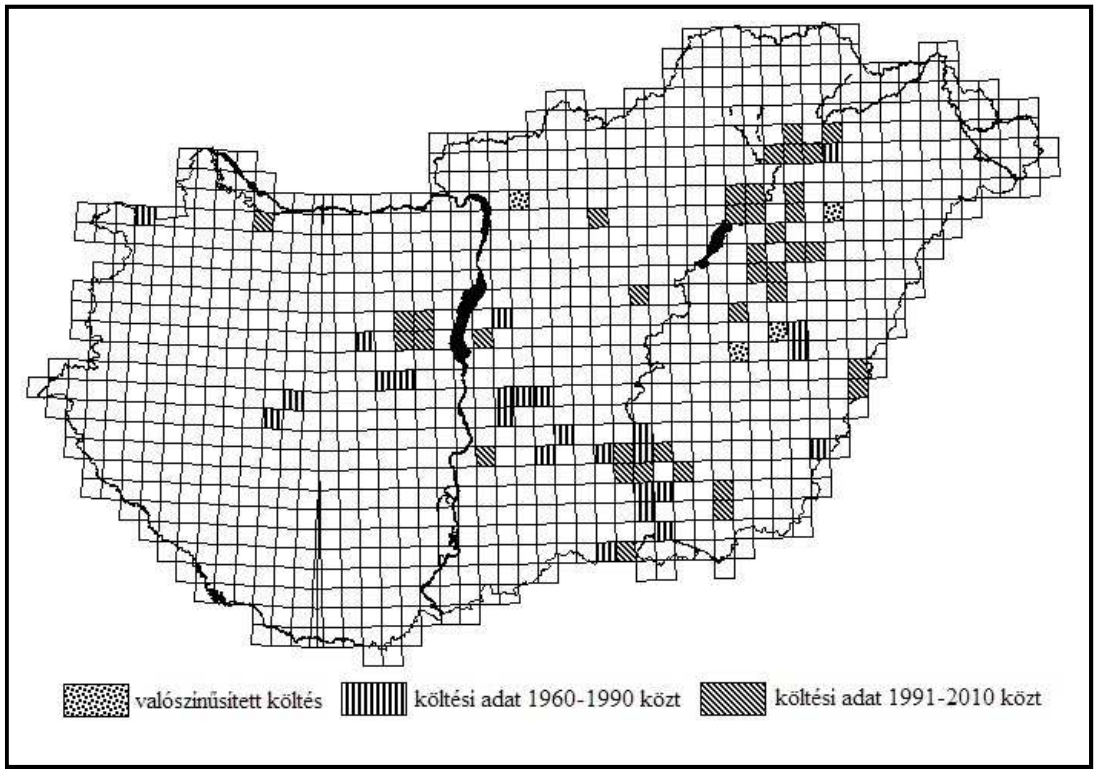
A fészkelési adatokat tanulmányozva úgy tűnik, hogy nem történtek jelentős területi változások a fészkelőállományt illetően. A böjti réce az alföldi halastavainknál rendszeres, viszonylag gyakori fészkelő fajnak tekinthető. Fészkeléséről az utóbbi két évtizedben is bőven akadtak megfigyelések. Aggodalomra mindössze az állománynagyságok kérdése adhat okot, hiszen azokon a területeken, ahol több évtizedre visszamenőleg vannak megfigyelések, ott az utóbbi húsz év során a fészkelőállomány fogyatkozását észlelték. Igaz ez a Hortobágyra (KONYHÁS & ECSEDI, 2004) és Biharugrára is, ahol az 1950-es évek elején még 60-80 pár költhetett (STERBETZ, 2002), de ugyanígy az országhatár közelében lévő Fertőzug szikes tavaira is (NATIONALPARK NEUSIEDLERSEE–SEEWINKEL). A darányi Nagyberekből pedig eltűnt mint költőfaj (HORVÁTH, 2001). Az összegyűlt állományadatokból tehát „érződik", hogy hazai állománya a XX. század végére megfogyatkozott. Bár az MME MONITORING KÖZPONTja úgy vélte, hogy költőpárok száma hazánkban stabil és nincs jelentős változás (http://mme-monitoring.hu/), ennek ellenére biztosra vehető, hogy a környező országokhoz hasonlóan (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004) nálunk is egy viszonylag lassú, de tartós hanyatlást mutat az állomány. Ez indokolja a faj közelmúltbeli védetté nyilvánítását is.

4.7 Kanalas réce (*Anas clypeata*)

ECSEDI & ZEKE (2004) így jellemzik a faj hazai költőterületeit: „a Fertő környékén, a Kis-Balatonon és a dunántúli szikeseken szórványosan, a Kiskunságban, a Dél-Alföldön, a Bihari-síkságon a Tisza mentén és a Hortobágyon rendszeresen fészkel." A térképre nézve azt látjuk, hogy a hagyományos költőterületek nagyrészt változatlanul megvannak, és valóban kelet-magyarországi dominancia érvényesül. A Kis-Balatonról sajnos nagyon kevés friss

információt közöltek az elmúlt két évtizedben, és az is figyelemre méltó, hogy a Kiskunság és a dél-alföldi halastavak területéről is csak kevés költési adat lelhető fel.

Az MME MONITORING KÖZPONT adatai alapján 1990–1993 között a fészkelőállomány nagysága 500-600 pár közt lehetett (http://mme-monitoring.hu/). MOLNÁR (1998) azt írja: „Az 1980-as évek végén még 500-600 párra volt tehető országos költőállománya, amely napjainkig erősen visszaesett." Ennek ellenére az MME az 1990–2000 közötti időszakra a hazai fészkelőállományt stabilként jellemezte (http://mme-monitoring.hu/). A BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) adatai alapján tőlünk északra (Szlovákia, Csehország, Lengyelország, Ukrajna) csökkenő állománynagyságot tapasztaltak, míg tőlünk délebbre (Szlovénia, Horvátország, Szerbia, Románia) nem észleltek jelentős változást. ECSEDI & ZEKE (2004) szintén stabilnak vélik a hazai állományt.



7. ábra: A kanalas réce (*Anas cypeata*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 7.: Map of Northern Shoveler's (*Anas clypeata*) nesting data in Hungary

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Apaj	CT52	2006–2008		(KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA, 2009a)
Békéssámson– –Kardoskút	DS74	2000	10-15	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Biharugra	ET40,ES49	1951	80-100 + 60-80	(STERBETZ, 2002)
Biharugra	ET40,ES49	1994–2005	0-5	TŐGYE J. *pers. comm.*
Bócsa	CS86	1966–1969		(SOLTI, 2010)
Börgönd	CT12	1961		(SOLTI, 2010)
Borsodi-Mezőség	DT88,89,98,99	2008		(BODNÁR & SCHMOTZER, 2008)
Csanádalberti	DS73	2000	5-6	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Derekegyház– –Székkutas	DS55	1999	10	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Dinnyés	CT13	1961		(SOLTI, 2010)
Dinnyés	CT12,13,22,23	1991	15 + 3	(FENYVESI, 1992)
Dinnyés	CT12	1993	3	(FENYVESI, 1994)
Dinnyés	CT12,13,22,23	1994	12 + 2	(FENYVESI, 1995)
Fertőújlak	XN38	1983	8	(KÁRPÁTI, 1984)
Fertőújlak	XN38	1990	20-22	(KÁRPÁTI, 1993)

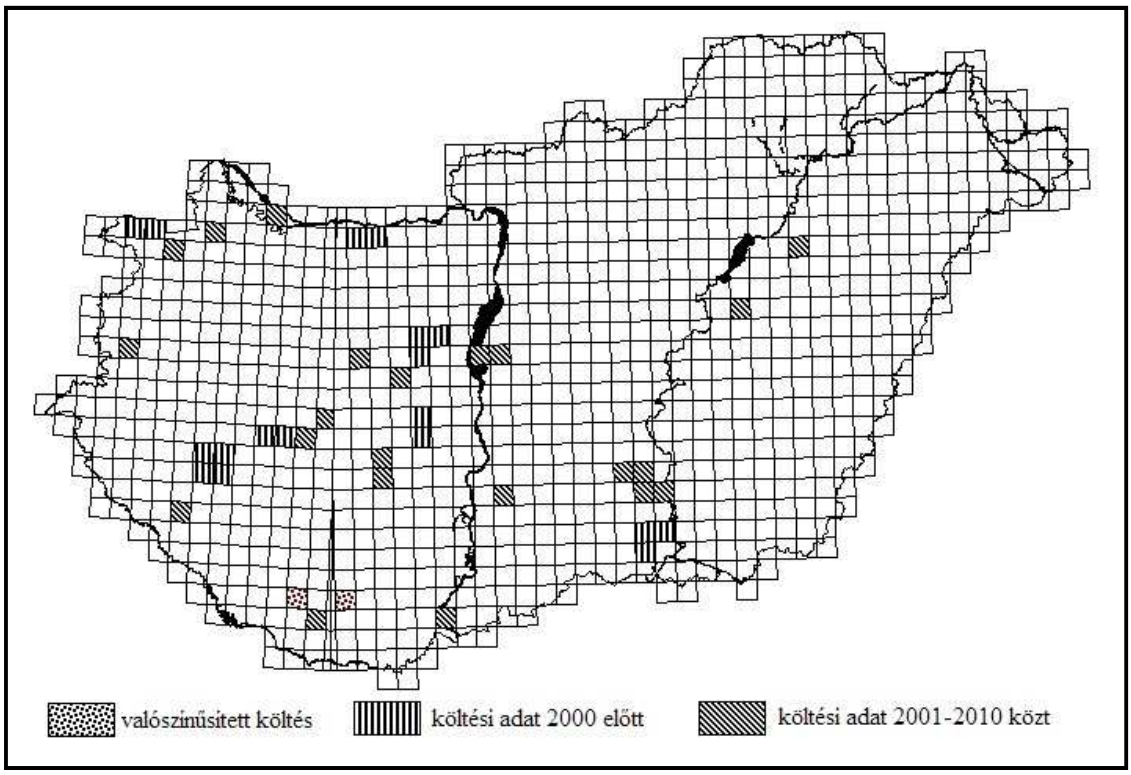
Fülöpháza	CS79,89	1961, 1966		(SOLTI, 2010)
Fülöpszállás	CS68	1966, 1970–1971		(SOLTI, 2010), NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Fülöpszállás	CS68	1979	3	(BANKOVICS, 1980)
Geszt–Mezőgyán	ET11,12	1956–60	aránylag kevés	(NAGY, 1962)
Győr-Marcalváros	XN98	1987–1992	4-5	(PŐCZE & BŐHM, 1993)
Gyula	ES26	1973		(POVÁZSAY, 1986)
Hódmezővásárhely	DS34,44	1970–1971	alkalmi	(STERBETZ, 1974)
Hortobágy	DT95,96, ET04,05,07,16,18,19,26	1997–1999	30-35	(ECSEDI & ZEKE, 2004b)
Jakabszállás	CS97	1967		(SOLTI, 2010)
Kálóz	CT00	1964		(SOLTI, 2010)
Karcag–Kisújszállás	DT83	1998	1	(KAPOCSI, 1999)
Kis-Balaton	XM66,67,76,77	1951–1959		(WARGA, 1959)
Miklapuszta	CS56	2005	néhány	(KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA, 2006)
Mórahalom	DS11	1990		(CSIZMAZIA, 1992)
Orosháza	DS74	1941–1967	2-3 (max. 20)	(STERBETZ, 1968)
Pálmonostora	DS16	1979	5	(BANKOVICS, 1980)
Pentezug	ET02	1982	2 ±	(KOVÁCS, 1982)
Pusztaszer	DS25	1974	kis számban	(MARIÁN, 1976)
Pusztaszer	DS25	1975–1979	10-12	(MOLNÁR, 1984a)
Pusztaszer	DS25,26,35	2000–2010		(KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA, 2009b)
Püspökhatvan	CT79	1994–2000	0-2	(ROTTENHOFFER, 2001)
Röszke	DS21	1992	1	(CSIZMAZIA, 1996)
Sárkeresztúr	CT10	1966		(SOLTI, 2010)
Szabadszállás	CS69	1979	10 + 10	(BANKOVICS, 1980)
Szeged–Csongrád	DS33-37,42,46	1948–1968	alkalmi	(STERBETZ, 1973)
Szentes	DS46	1991, 2000	ritka	(BOD, 1992; TÓTH, 2000)
Tihany, Irmapuszta	YM08,19	1938–1968	alkalmi	(KEVE, 1973a)
Tiszaladány	EU32	2003	1-2	(ÁNGYÁN & PODMANICZKY, 2004)
Tiszavasvári	EU31	1968, 1984	6 / 1	(LEGÁNY, 1987)
Tömörkény	DS25,25,35	1973-1982	2-5	(MOLNÁR, 1984a)
Túrkeve	DT81	1995	±	(SALLAI, 1995)
Úrhida	BT92	1968		(SOLTI, 2010)
Vidiföld	ET38	1974	±	(SÓVÁGÓ, 1999)

Az összegyűlt adatok közül viszonylag sok adott mennyiségi információt is. Ezek közül legjelentősebb a hortobágyi 30-35 párra becsült állomány, a Fertő környéki 20-22 pár, a Velence-tó és a Dinnyési-Fertő területén költő 14-18 pár, illetve a Vásárhelyi-pusztákon fészkelő 10-15 pár. Hangsúlyozom azonban, hogy bizonyos fontos élőhelyekről, mint a kiskunsági szikes tavak, vagy a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet csak régi (több mint 30 éves) becslések érhetők el. Ha egy hozzávetőleges összesítés kedvéért feltételezem, hogy egyik ismert élőhelyen sem lépett fel semminemű állománycsökkenés, és a becslések felső határát veszem figyelembe, a költőállomány teljes nagysága még akkor is 200 pár alatt marad.

Való igaz, hogy a kanalas réce kifejezetten a sűrűbb növényzetű vizeket részesíti előnyben a fiókaneveléshez, ezért nehezen megfigyelhető faj. Hozzátehetjük azt is, hogy mivel nem kimondottan ritka, nem kíséri nagy figyelem az előfordulásait. Ugyanakkor könnyen felismerhető, jellegzetes récefajunk, amelynél még a tojó is viszonylag könnyen azonosítható. Éppen ezért valószínűsítem, hogy fészkelőhelyei közül legfeljebb néhány jelentéktelenebb terület maradhatott le a térképről. Gyanítom azonban, hogy a majdnem teljes jelenlét–hiány adatok nagyon gyenge minőségű mennyiségi becslésekkel párosulnak. Mindazonáltal kizárt, hogy a jelenlegi állomány elérje az 500-600 párt, a tényleges szám minden bizonnyal jóval ez alatt a becslés alatt marad.

4.8 Üstökösréce (*Netta rufina*)

A térképről szembeötlő a dunántúli költőterületek dominanciája, amely nem meglepő, hiszen hozzánk nyugat felől érkeztek az első fészkelő példányok. Mostanra azonban elérték a Tisza vonalát, sőt 2008-ban a Hortobágyon is igazolták költését.



8. ábra: Az üstökösréce (*Netta rufina*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 8.: Map of Red-crested Pochard's (*Netta rufina*) nesting data in Hungary

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Apaj	CT52	2009		NAGY G. G. & SCHREINE R. – www.birding.hu
Balatonlelle, Irmapuszta	YM08	1993–1994	2-2	(HAVRANEK *et al.*, 1995)
Balatonlelle, Irmapuszta	YM08	1995, 2006		(HAVRANEK, 1996), KOVÁCS GY, *pers. comm.*
Balatonlelle, Irmapuszta	YM08	2010	30-40	KOVÁCS GY. *pers. comm.*
Balatonöszöd	YM18	2010	5	KOVÁCS GY. *pers. comm.*
Balf	XN28	1997		(HADARICS, 1997)
Bősárkány	XN68	2005–2010	20	PELLINGER A. *pers. comm.*
Csertő	YM10	1996	±	(NÉMETH, 1997)
Dinnyés	CT12	1989–1990	1	(MÜLLER & FENYVESI, 1991)
Dinnyés	CT12	1991	1	(FENYVESI, 1992)
Dinnyés	CT12	1993		FENYVESI L. gyűrűzés
Dinnyés	CT12,13,23	1994	7+5	(FENYVESI, 1995)
Dinnyés	CT12	1997		(HADARICS, 1997)
Dinnyés	CT12	2007	3	SZEGEDY I. – www.birding.hu
Dunaszeg	XN99	2005		HERNÁDI L. – www.birding.hu
Fertőrákos	XN28	2007		KÁRÁSZ B. – www.birding.hu
Fertőújlak	XN38	1993		PELLINGER A. gyűrűzés
Fertőújlak	XN38	2001	1-2	(HADARICS, 2001)
Fertőújlak	XN38	2004–2008	4-6	BARABÁS L. (saját megfigyelés) HADARICS T., MOGYORÓSI S. *pers. comm.*
Fonyód	XM98	1994–1997		(HAVRANEK & SZABÓ, 1997)
Fonyód	XM98	2010	5	KOVÁCS GY. *pers. comm.*

Gyöngyöshermán	XN22	2005	1	(VARGA, 2005)
Hegykő	XN28	1986	1	(KÁRPÁTI, 1987)
Hortobágy	ET07	2008	1	GÁL A. – www.birding.hu
Kenderes	DT74	2005–2006	2-2	(MONOKI, 2010)
Kis-Balaton	XM66,67	1985–1987	1-4	(FUTÓ, 1990)
Kis-Balaton	XM66,67,76,77	1997		(HADARICS, 1997)
Kiskunlacháza	CT42	2007–2008		KÓKAY B. – www.birding.hu
Mocsa Boldogasszonypuszta	BT88	1987	1	(PÉNZES & PÉNZES, 1988)
Mocsa Boldogasszonypuszta	BT88	2005	2	CSONKA P. *pers. comm.*
Mohácsi-sziget	CR29	2007	néhány	(ANONIM, 2009b)
Mórichely	XM54	2005, 2007		FARKAS P. – www.birding.hu
Naszály	BT98	1989	1	(MUSICZ & PÉNZES, 1990)
Naszály	BT98	1997	1	(HADARICS, 1997)
Naszály	BT98	2003–2007	9-14	(CSONKA, 2007)
Naszály	BT98	2006–2007	7-8	(BÁTKY, 2009)
Ordacsehi	YM08	2010	2-3	KOVÁCS GY. *pers. comm.*
Pacsmag	BS96,97	2004		BARABÁS L. (saját megfigyelés)
Pellérd	BS70	1991	±	(ÓNODI, 1995)
Petőfiszállás	DS16	2007		TÖGYESI CS. – www.birding.hu
Petőháza	XN47	2004–2005		(PELLINGER, 2005b)
Rétszilas	CS18,19	1998, 2006–2010		(KALOTÁS, 1999; ANONIM, 2010)
Sarród	XN38	1986–1992		(MOGYORÓSI & PELLINGER, 1992)
Soponya	CT01	2007		VASUTA G. – www.birding.hu
Sopron	XN28	2009		MOGYORÓSI S. – www.birding.hu
Sumony	YL29	2008		ÓNODI M. – www.birding.hu
Szakmár	CS55	2006–2007		TAMÁS Á. – www.birding.hu
Szeged	DS33	1992	1	(KASZA, 1994)
Szeged	DS22,23,33	1996–2005	1-2	(KÓKAI & MÉSZÁROS, 2010)
Tata, Asszony-tó	BT98	1987	1	(MUSICZ & PÉNZES, 1990)
Tata	BT98	2005	2	CSONKA P. *pers. comm.*
Tömörkény	DS25,26,35	2009		NAGY T. & TÖLGYESI CS. – www.birding.hu
Várpalota	BT82	2006, 2009		SOMOGYI B. – www.birding.hu; (NÉMETH, 2010)
Zamárdi	YM29	2010	1-2	KOVÁCS GY. *pers. comm.*

Az MME monitoring adatbázis 20-50 pár közé tette a hazai fészkelőpárok számát az 1995–2002 közötti időszakban (http://mme-monitoring.hu/). KÁRPÁTI (1998) már 45-50 párt ír. ECSEDI & EMRI 2004-ben hazai állományát 65-90 párra becsülik. 2006-os cikkében BANKOVICS ATTILA a hazai fészkelőállomány nagyságát 90 párra becsülte (BANKOVICS, 2006).

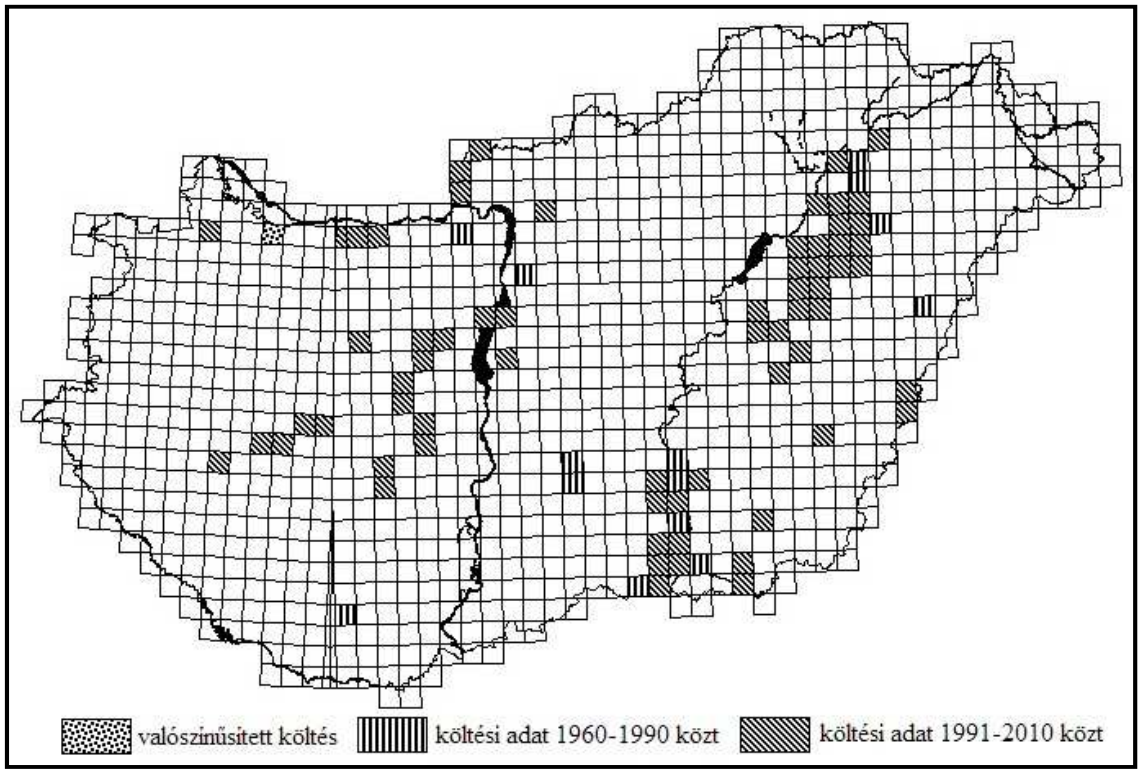
Ha részletesebben szemügyre vesszük azokat a területeket, amelyekről rendelkezésre állnak állománybecslési adatok az elmúlt pár évből, a következő képet kapjuk: a Fertő-tónál 15 pár, a Kis-Balatonon 7 pár, a Dinnyési-Fertőn 12 pár, a Riha-tónál 3 pár, a szegedi Fehér-tónál 1 pár költ (KÁRPÁTI, 1998). Más dunántúli halastavakra (Rétszilas, Soponyai-halastavak, Mórichely) legalább 5-8 párt számolhatunk. A dél-balatoni halastavakon (Irmapusztai- és Zardavári-halastavak) az 1990-es évek elején még 2-3 párra becsülték a számukat (HAVRANEK *et al.*, 1995), amely állomány mostanra 40-50 pár körül lehet összesen (KOVÁCS GY. *pers. comm.*). CSONKA P. megfigyelései alapján a Ferencmajori-halastavaknál 9-14 pár fészkelt a 2003–2007 közötti időszakban. A Hanságban – a bősárkányi élőhely-rekonstrukción – 20 pár körül lehet az állománya (PELLINGER A. *pers. comm.*). Ezek mellett egy-egy családról érkezett jelentés több más Dunától keletre eső tó, halastó, morotva, ülepítő, árapasztó területéről (pl. Péteri-tó, Jeges-tó, Apaj, Csaj-tó stb.– lásd a táblázatot). Ezeket összegezve megállapíthatjuk, hogy a hazai fészkelőállomány mostanra biztosan elérte, sőt jócskán túlhaladta a 90 párt.

Láthatjuk tehát, hogy a hazai állománybecslési adatok konstans növekedést mutatnak, összhangban az egyre növekvő számú megfigyelésekkel. Ez a növekvő trend volt jellemző a

2000-es évek első felében egész Közép-Európában (Lengyelország kivételével, ahol stabilnak jellemezték), beleértve valamennyi környező szomszéd államot is a csökkenő állományú Románia kivételével (PERENNOU, 2007). Ugyanakkor az 1995–2002-es időszakra a magyarországi fészkelőállományt az MME csökkenőként jellemezte, és hivatalos partnerként ezt az adatot továbbította a BIRDLIFE INTERNATIONAL felé (http://mme-monitoring.hu/). Így kapott kiemelt figyelmet a magyarországi állománycsökkenés megállításának problémája az imént említett EU-s akciótervben is, holott az állomány növekedése az adott időszakban egyértelmű volt.

4.9 Barátréce (*Aythya ferina*)

A barátréce esetében nagyon nagy az átfedés a korábbi és az elmúlt húsz év adatai közt. Nem is tartottam lényegesnek külön térképen megjeleníteni a régi és újabb adatokat, mivel nagyon hasonló képet mutatnak. Ebből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a hazai fészkelőhelyeit illetően nem történtek jelentős változások. Való igaz, hogy legfontosabb élőhelyeit a mesterségesen létrehozott halastavak jelentik. Ezek rajzolódnak ki nagyrészt a fenti térképen is, így különösen a hortobágyi halastavak, a dél-alföldi halastavak, valamint a Biharugrai-halastavak és a Begécsi-víztároló jelentősek, nemcsak kiterjedésükben, de az itt fészkelő költőpárok számában is. Bár egyértelmű tiszántúli dominancia érvényesül, a fajt fészkelőként megtaláljuk a dunántúli halastavakon is.



9. ábra: A barátréce (*Aythya ferina*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 9.: Map of Common Pochard's (*Aythya ferina*) nesting data in Hungary

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Ács	BT78	2005		CSONKA P. *pers. comm.*
Apaj	CT52	2006–2008		(KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA, 2009a)
Balatonlelle	YM08	1961–1973		NyME CZVALINGA-gyűjt., (HARASZTHY, 2012)
Balatonlelle	YM08	1964, 1968		(KEVE, 1968)
Balatonlelle	YM08	1967–1969	5-6	(KEVE, 1983)

Balatonlelle	YM08	1993–1994	3-5	(HAVRANEK, 1996)
Békéssámson	DS74	2000	7	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Biharugra	ET40,ES49	1962		(POVÁZSAY, 1986)
Biharugra	ET40,ES49	1994–2000	55-93	(TŐGYE & VASAS, 2001)
Biharugra	ET40,ES49	2000–2005	20-106	TŐGYE J. *pers. comm.*
Bócsa	CS86	1966		(SOLTI, 2010)
Bősárkány	XN68	2005–2010		PELLINGER A. *pers. comm.*
Budapest, XVI. kerület (Naplás-tó)	CT66	1980–1985	néhány	(KALIVODA, 1986)
Csanytelek	DS25,26,35	1973–1979	80-100	(BOD, 1982)
Csanytelek	DS25,26,35	2004		BARABÁS L. (saját megfigyelés)
Dél-balatoni halastavak	XM97,98, YM08,19,29	1995		(HAVRANEK, 1995)
Dinnyés	CT12,13,23	1994	14 + 4	(FENYVESI, 1995)
Dinnyés	CT12	2002		SIPŐCZ L. gyűrűzés
Dinnyés	CT12	2007	2	SZEGEDI I. – www.birding.hu
Dorog	CT38	1978	rendszeres	(NAGY, 1979)
Ecsegfalva	DT92	2004	nagy számban	BARABÁS L., SALLAI R. B. (saját megfigyelés)
Fonyód	XM98	1955–1962	±	(KEVE, 1968)
Győr	XN98	1974	±	(SZÖRÉNYI, 1975)
Hont–Drégelypalánk	CU30,31,42	1995		(KLEINERT & VALACH, 2000)
Hortobágy	DT95,96, ET06,07,16,17	1966–1969	rendszeres	(STERBETZ, 1971)
Hortobágy	DT97, ET06,07,16,17,26	1974–1983	rendszeres	(KOVÁCS, 1984)
Hortobágy	DT95,96,97, ET04-07,09,16–19,26–29	1997–1999	860-880	(OLÁH & ECSEDI, 2004a)
Hortobágy (dél)	DT94	1999	>300	(KOVÁCS, 2000)
Hortobágy (Fényesi-halastó)	ET07	2008	50	GÁL A. – www.birding.hu
Hosszúpályi	ET54	1980–1984	6-7	(KOVÁCS, 1986b)
Kenderes–Bánhalma	DT73,74	2007	min. 22	(MONOKI, 2007)
Keszthely-Fenékpuszta	XM77	1995		GÓCZÁN J. gyűrűzés
Kisújszállás	DT83	1998, 1999		(MONOKI, 1999, 2000)
Kunkápolnás	DT95	1982		(KOVÁCS, 1982)
Makó	DS61	2000	2	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Mezőberény	ES08	2001–2005	néhány	(SZÉLL, 2005)
Mocsa	BT88	1988, 2005		(PÉNZES & PÉNZES, 1988), CSONKA P. *pers. comm.*
Mórahalom	DS11	1980–1990	több	(CSIZMAZIA, 1992)
Nagyiván	DT96	2010	1	(KOVÁCS, 2010)
Nagypród–Kispród	ET38	1970–1980		(SÓVÁGÓ, 1999)
Naszály (Ferencmajori-halastavak)	BT98	2001, 2005		KRÚG T gyűrűzés, CSONKA P. *pers. comm.*
Naszály (Ferencmajori-halastavak)	BT98	2006–2007	22-25	(BÁTKY, 2009)
Naszály (Grébicsi-tó)	BT98	2005	6	CSONKA P. *pers. comm.*
Orgovány	CS87	1966		NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Orosháza	DS74	1941–1967	alkalmi	(STERBETZ, 1968)
Pacsmag	BS96,97	2004		BARABÁS L. (saját megfigyelés)
Pellérd	BS70	1972		NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Pusztaszer	DS25	1974, 2000–2010		(MARIÁN, 1976; KNP IG. HONLAPJA, 2009b)
Püspökhatvan	CT79	1994–2000	1-2	(ROTTENHOFFER, 2001)
Rétszilas	CS18,19	1960, 1998		(HARASZTHY, 2010; KALOTÁS, 1999)
Röszke	DS21	1992	5-10	(CSIZMAZIA, 1996)
Soponya	CT00,01	2000–2002		(SÁRVÍZ TÉRSÉGFEJLESZTŐ EGYESÜLET, 2003)
Szeged–Csongrád	DS33–37,42,46	1948–1968	alkalmi	(STERBETZ, 1973)
Szeged	DS33	1960, 1962		(SOLTI, 2010; HARASZTHY, 2012)
Szeged	DS22,23,32,33	2009	rendszeres	(TOKODY, 2009)
Szentes	DS46	2000	rendszertelen	(TÓTH, 2000)
Szigetszentmiklós	CT44,54	1996	2	(HAJTÓ, 1999)
Tata (Réti-tavak)	BT98	2000–2001, 2005	2-5	CSONKA P. *pers. comm.*

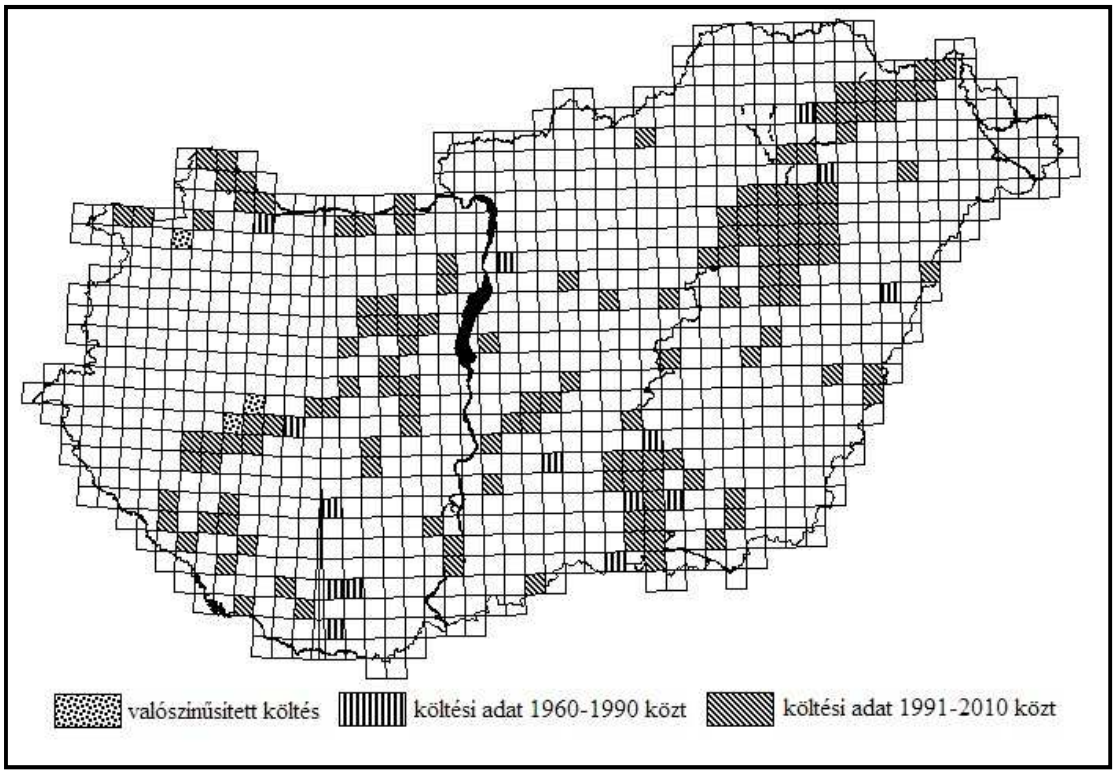
Tiszadob	EU11	1993, 2004		(LEGÁNY, 1995; ANONIM, 2005a)
Tiszaladány	EU32	2003	sok	(ÁNGYÁN & PODMANICZKY, 2004)
Tiszavasvári	EU20,21	1968, 1984	1, 11	(LEGÁNY, 1987)
Túrkeve	DT81	1995, 2005		(SALLAI, 1995; MONOKI, 2005)
Várpalota	BT83	2003	2	(BODÓ, 2003)

Amint a fészkelési adatokból kiderült, a hazai fészkelőterületek kiterjedésében nem mutatkozott jelentős számban sem csökkenés, sem pedig újabb területeken való megtelepedések. Ennek fontos komponense az, hogy a halastavak nemcsak meglehetősen stabil élőhelyi körülményekkel szolgálnak, de nagy többségüknél a madártani adatgyűjtés is rendszeres. Sőt bizonyos, hogy Magyarországon a halastavak az ornitofaunisztikailag legjobban felmért területek. Így az élőhelyre igen jellemző barátrécéről – bár gyakorisága miatt nem áll különösebben a terepmadarászok érdeklődésének homlokterében – mégis viszonylag sok megfigyelés került publikálásra. Ugyanakkor mennyiségi becslést csak kevés esetben találtam. A legjelentősebb hortobágyi fészkelőállomány 1997–1999. évi felmérésekor a költőpárokat 860-880 közé taksálták. Hozzátették azt is, hogy évtizedes szinten vizsgálva egyértelműen csökkent a fészkelőállomány (OLÁH & ECSEDI, 2004). A szintén jelentős biharugrai állományt 1994–2000 között TŐGYE & VASAS (2001) 55-93 pár közé tette, holott az 1950-es évek elején még 200-300 pár között mozgott (STERBETZ, 2002). Bár a legtöbb területről nem állnak rendelkezésre hasonló több évtizedes adatpárok, valószínűsíthető, hogy a többi területen is inkább csökkent az állomány. Ezt valószínűsíti az is, hogy az európai állomány egészében véve csökkenő trendet mutat, illetőleg az, hogy állománynövekedésről az 1980-as évek vége óta egyetlen hazai publikációban sem adtak hírt. Mindezek alapján valószínűsítem, hogy jelenlegi fészkelőállománya nem éri el a korábbi becsült nagyságot, és inkább 4000-5000 pár körül lehet.

4.10 Cigányréce (*Aythya nyroca*)

1996 őszén Magyarországon rendezték az első nemzetközi találkozót a cigányréce megmentése érdekében. Ezt követően nagy hangsúlyt kapott fészkelőállományainak felmérése is. Az EU-csatlakozást megelőző években pedig az uniós madár- és élőhelyvédelmi irányelv kapcsán kijelölendő területek egyik fontos kulcsfajaként kapott jelentős szerepet a hazai költőpárok becslése. Emiatt 1995–2000 között meglehetősen alapos felmérőmunka folyt, amelynek eredményét aztán számos jelentésben és nemzetközi cigányréce-védelmi konferenciákon ismertetve kapcsolódott hazánk is az európai fajmegmentési tervekhez (SZABO & VEGVARI, 2004). Amiatt, hogy ebben az időszakban zajlott kiemelten a cigányréce élőhelyeinek feltérképezése, célszerűbbnek láttam a térképi megjelenítésnél az adatokat 1995-től szétbontani. Látható, hogy nagyon kevés függőleges csíkozású folt jelenik meg a térképen, ami csak kis részben annak a következménye, hogy 1995 előtt jóval kevesebb figyelem irányult a fajra. Emellett az is igaz, hogy a korábbról nyilvántartott élőhelyein – amelyek nagyon sok esetben mesterséges halastavak – továbbra is megtalálható. Elmondható, hogy az adatok alapján a költőterületek kiterjedésében nálunk nem történtek jelentős változások az elmúlt 60 évben.

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Álmosd–Kokasd	ET75	2010		HORVÁTH CS. – www.birding.hu
Alsó-Tisza-völgy	DS31–36,42	2000	40	(LOVÁSZI, 2002)
Apaj	CT52	2007, 2008		ZSOLDOS CS., LENDVAI CS. – www.birding.hu
Bácsalmás	CS70	2007		(NAGY, 2010)
Balástya (Ősze-szék)	DS24	1973	8	(HAJTÓ, 1975)



10. ábra: A cigányréce (*Aythya nyroca*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 10.: Map of Ferruginous Duck's (*Aythya nyroca*) nesting data in Hungary

Baláta-tó (Szenta–Somogyszob)	XM73	2000		(KASZA & MARIÁN, 2001)
Balatonederics	XM88	1980	±	(NAGY, 1981)
Balatonfenyves (Nagy-berek)	XM97	1995		(SZABÓ, 1996)
Balatonföldvár	YM29	1963	2	(KEVE, 1968)
Balatonlelle	YM08	1963	75-100	(KEVE, 1968)
Balatonszárszó	YM18	1963	5	(KEVE, 1968)
Balatonszemes	YM18	1963	2	(KEVE, 1968)
Barcs	XL99	1975-80	gyakori	(KÁRPÁTI, 1980)
Barcs	XL99, YL09	1999	6 (11-13)	(FENYŐSI & HORVÁTH, 2004a)
Békéssámson––Kardoskút	DS74	1999	3	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Belső-Somogy	XM62,81,83,84,92	2000	50-70	(LOVÁSZI, 2002)
Biatorbágy	CT35,36	2009	gyarapodik	(TÜSKE & BOROS, 2009)
Biharugra	ET40,ES49	1994–2000	11-31	(TŐGYE & VASAS, 2001)
Biharugra	ET40,ES49	2000	15-31	(LOVÁSZI, 2002)
Biharugra	ET40,ES49	2000–2005	30-70	TŐGYE J. *pers. comm.*
Bócsa	CS86	1961, 1972		(SOLTI, 2010); MTM RADETZKY-gyűjtemény
Bodrogzug––Taktaköz	EU23,33,34, EU44,53,54	2000 50		(LOVÁSZI, 2002)
Borsodi-Mezőség	DT88,89,98,99	2008		(BODNÁR & SCHMOTZER, 2008)
Bősárkány	XN68	2005–2010		PELLINGER A. *pers. comm.*
Budapest, XVI. kerület (Naplás-tó)	CT66	1980–1985	alkalmi	(KALIVODA, 1986)
Cún–Szaporca	BR77	2006–2007		(ANONIM, 2008b)
Csanádalberti	DS73	1999, 2004	2	(MÉSZÁROS, 2005)
Csanytelek	DS25,25,35	1973–1979	20-30	(BOD, 1982)
Cserebökényi--puszta	DS46	2000	1-2	(LOVÁSZI, 2002)
Csertő	YM10	1995–1996		(NÉMETH M., 1997)
Darány	XL99	2000		(HORVÁTH, 2001)
Dél-balatoni halastavak	XM77,87,97,98, YM08,18,19,29,BT80,BS79	1995		(HAVRANEK, 1995)

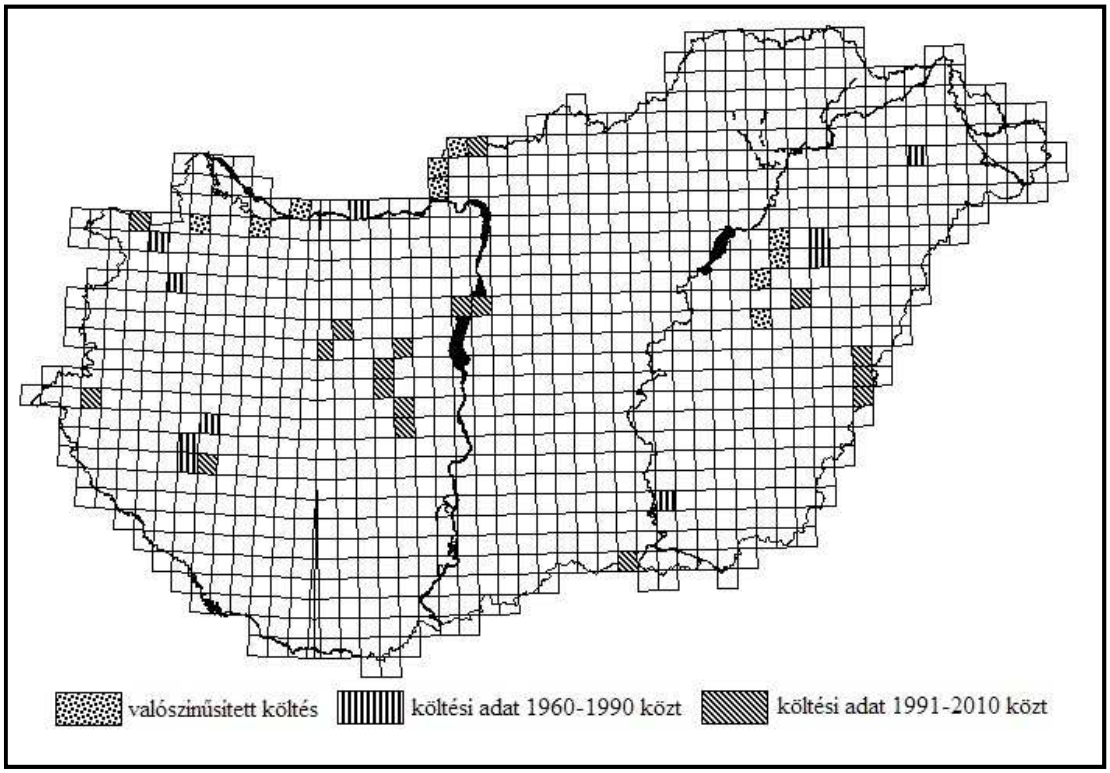
Dél-balatoni berkek	YM29	2008	1-2	(NATURA2000, 2009)
Dél-Heves – – Jászság	DT44	2000	1-4	(LOVÁSZI, 2002)
Derekegyház– –Székkutas	DS55	1999	1	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Dinnyés	CT12	1960		(SOLTI, 2010)
Dinnyés	CT12	1978		(RADETZKY, 1978)
Dinnyés	CT12,13,23	1991	8 + 5	(FENYVESI, 1992)
Dinnyés	CT12,13,23	1993	2 + 6	(FENYVESI, 1994)
Dinnyés	CT12	1994	2	(FENYVESI, 1995)
Dinnyés	CT12,13,23	2000	4-9	(LOVÁSZI, 2002)
Dinnyés	CT12	2002		FENYVESI L. gyűrűzés
Dunatetétlen	CS57	2002	1-2	(KOVÁCS S., 2005)
Ecsegfalva	DT92	2004		(MONOKI, 2004)
Ecsegzug	DT94	1999	70-80	(KOVÁCS, 2000)
Ferencmajor	BT98	2005	1	CSONKA P. *pers. comm.*
Fertő	XN28,38	2000	10-15	(LOVÁSZI, 2002)
Folyás	ET09	2003, 2004	2-3	(MONOKI, 2003; BÁRSONY, 2004)
Fonyód	XM97,98	1963	8-10	(KEVE, 1968)
Fonyód	XM97,98	1971		(KEVE, 1973b)
Fülöpszállás	CS68	1966–1968, 1971		(SOLTI, 2010); NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Fülöpszállás	CS68	2000	1-2	(BOROS & PIGNICZKI, 2001)
Gátér	DS26	2008	2-3	(NATURA2000, 2009)
Győr	XN98	1974		(SZÖRÉNYI, 1975)
Hevesi-sík	DT66	2000	2	(LOVÁSZI, 2002)
Hódmezővásárhely	DS44	1970–1971		(STERBETZ, 1974)
Hortobágy	DT95, ET06,07,16	1966–1969	gyakori	(STERBETZ, 1971)
Hortobágy	DT97, ET06,07,16,17	1974–1983	10-20	(KOVÁCS, 1984a)
Hortobágy	DT97, ET06,07,16,26	1981	néhány	(KOVÁCS, 1981)
Hortobágy	DT95–97, ET04-09,16-20,26-29	1997–1999	140-180	(OLÁH & TAR, 2004)
Hortobágy– –Tisza-tó	DT76–78,87,88	2000	70-140	(LOVÁSZI, 2002)
Hosszúpályi	ET54	1980–1984	6-7	(KOVÁCS, 1986)
Irmapuszta	YM08	1960–1964, 1967		(SOLTI, 2010); MTM JANISCH-gyűjtemény
Irmapuszta	YM08	1969		(KEVE, 1973b)
Irmapuszta	YM08	1971–1972		MTM RADETZKY-gyűjtemény
Izsák	CS78	1999–2000	6-8	(NÉMETH & PIGNICZKI, 2003)
Kállósemjén	EU60	2004		(ANONIM, 2005c)
Kapuvár	XN57	2010	±	PELLINGER A. *pers. comm.*
Kardoskút	DS74	2000	1	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Kaszó	XM73	2004		(ZÁVOCZKY, 2005)
Kengyel	DT41	2004	5	(MONOKI, 2004)
Kesznyéten	EU01	2000	25-30	(LOVÁSZI, 2002)
Kis-Balaton	XM66,67,76,77	1963	8-10	(KEVE, 1968)
Kis-Balaton	XM66,67,76,77	2000	40	(LOVÁSZI, 2002)
Kiskunsági szikes puszták	CS79,89,CT70	2000	5-10	(LOVÁSZI, 2002)
Kővágóörs	XM99	1963	±	(KEVE, 1968)
Kunhegyes	DT74	2004, 2007	1-4	(MONOKI, 2004, 2007)
Lajosmizse	CT90	2009		SÁPI T. – www.birding.hu
Makó	DS62	2000	1	(KOTYMÁN & MÉSZÁROS, 2003)
Mekszikópuszta	XN38	1998	3	(PELLINGER, 2001)
Miklósfa	XM53,54	2005–2008	20-30	FARKAS P. *pers. comm.*; (NATURA2000, 2009)
Mórahalom	DS11	1981		(CSIZMAZIA, 1992)
Mözs–Szekszárd	CS23	2006		(KALOTÁS, 2007)
Nagyiván	DT96	2010	2	(KOVÁCS, 2010)
Nagypród–Kispród	ET28	1970-1980		(SÓVÁGÓ, 1999)
Naszály	BT98	2006-2007	1-2	(BÁTKY, 2009)
Orosháza	DS74	1941–1967	0-10	(STERBETZ, 1968)
Pacsmag	BS96,97	2000	50-60	(LOVÁSZI, 2002)
Pacsmag	BS96,97	2000–2005	50-55	(MOLNÁR & FERENCZY, 2005)

Pellérd	BS70,80	1964–1969, 1971		(PAPP, 1974), NyME CZVALINGA-gyűjtemény
Petőfiszállás	DS15,16	2000	7	(LOVÁSZI, 2002)
Pörböly	CS31,32	2000–2007	5-10	(LOVÁSZI, 2002; ANONIM, 2009b)
Pusztaszer	DS25	1974	kis számban	(MARIÁN, 1976)
Rádfalva	BR78	1960		(SOLTI, 2010)
Rétszilas	CS18,19	1960		(HARASZTHY, 2010)
Rétszilas	CS18,19	1998		(KALOTÁS, 1999)
Rétszilas	CS18,19	2006–2010	25-35	(ANONIM, 2010)
Soponya	CT00,01	2000–2002	5-7	(SÁRVÍZ TÉRSÉGFEJLESZTŐ EGYESÜLET, 2003)
Sumony	YL29	1960		(SOLTI, 2010)
Sumony	YL29	2000	15-20	(LOVÁSZI, 2002)
Szakmár	CS55	2008		TAMÁS Á. – www.birding.hu
Szeged–Csongrád	DS32-37,42	1948–1968	rendszeres	(STERBETZ, 1973)
Szeged	DS22,23,32,33	2005, 2009	rendszeres	KÓKAI K. – www.birding.hu; (TOKODY, 2009)
Szentes	DS46	2000	rendszertelen	(TÓTH, 2000)
Szentiván	BS74	1964		(SOLTI, 2010)
Szerencs	EU13	1960		(HARASZTHY, 2012)
Szigetköz	XN89,99, XP61,70,71,80	2000–2005	10	(LOVÁSZI, 2002; ANONIM, 2006)
Tápiószecső	CT95	1999–2000	(4-5) 20	(FÜRI & VIDRA, 2002)
Tarnalelesz	DU32	2000–2004		(ANONIM, 2005b)
Tiszaalpár	DS28	2000	5	(LOVÁSZI, 2002)
Tiszadob	EU11	1993	3	(LEGÁNY, 1995)
Tiszadob	EU11	2004		(ANONIM, 2005a)
Tiszaladány	EU32	2003	3-5	(ÁNGYÁN & PODMANICZKY, 2004)
Tiszavasvári	EU20	1968	2-2	(LEGÁNY, 1987)
Tömörkény	DS25,26,35	1973–1980	30-60	(MOLNÁR, 1984c)
Túrkeve	DT81	1995, 2004, 2005	alkalmi	(SALLAI, 1995; MONOKI, 2004, 2005)
Tuzsér–Tokaj	EU33,43,53,54, EU64,74,75,85	2000	5-10	(LOVÁSZI, 2002)
Várpalota	BT82	2003	3	(BODÓ, 2003)
Zamárdi	YM29	1963	1	(KEVE, 1968)
Zámoly	BT93,94,CT03,04	2000, 2008	1-5	(LOVÁSZI, 2002; NATURA2000, 2009)

A fenti térképről látható, hogy az elmúlt 15 évben nem történt számottevő csökkenés a cigányréce fészkelőhelyeinek összterületét illetően. Ugyanakkor az állomány nagyságát az 1980-as években még 1200-1600 párra becsülték (MOLNÁR, 1984), ám ez a 2000. év körüli becslések alapján mintegy felére csökkent. Állománycsökkenéséről helyenként már ezt megelőzően is adtak hírt, így NAGY LÁSZLÓ (1962) már az 1950-es évek végén arra panaszkodott, hogy „erősen leapadt a számuk" a bihari Sárrét területén. A Hortobágyon az 1980-as, 1990-es évekre datálják jelentős állománycsökkenését (OLÁH & TAR, 2004). Az MME 1990–2000 között stabilnak jellemezte állományát (http://mme-monitoring.hu/).

A fészkelőállomány nagyságának és változásának becslését nehezíti az, hogy évről évre nagyon nagy ingadozást mutathat a számuk. Jellemző példája ennek, hogy a Biharugrai-halastavakon a rendszeres megfigyelések alapján 17-20 család körül mozgott a megelőző 10 év átlaga, de 2005-ben 86 cigányréce-családot számoltak. (TŐGYE J. *pers. comm.*). Úgyszintén a csapadékos 1999-es évben kiemelkedő 230-240 páros állományt becsültek, holott a megelőző években mindössze 140-180 pár költhetett (OLÁH & TAR, 2004). Ugyanakkor az elmúlt években a cigányrécék számának növekedését figyelték meg néhány területen (biatorbágyi Szelidi-tó, miklósfai Mórichelyi-halastavak). Bár az elmondottakat figyelembe véve, óvatosan kezelendők ezek az állománynagyság-változások, ugyanakkor mégis bízom benne, hogy ez talán már annak a jele, hogy a fokozott védelmi intézkedések lassan meghozzák gyümölcsüket. Fontos volna további rendszeres felmérésekkel monitorozni az állományt, hangsúlyozva, hogy nem elegendő pár év adataiból leszűrni a hosszabb időszakot átfogó trendre vonatkozó megállapításokat.

4.11. Kontyos réce (*Aythya fuligula*)



11. ábra: A kontyosréce (*Aythya fuligula*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 11.: Map of Tufted Duck's (*Aythya fuligula*) nesting data in Hungary

A kontyos réce hazai fészkelésére vonatkozóan a legelső adat (valószínűsített költés) 1933-ra datálódik (KEVE, 1968). (Mivel ez az adat korábbi, mint az általam vizsgált időszak, ezért a térképen nem tüntettem fel.) Valójában azonban költése csak 1965-ben bizonyosodott be, amikor Vitnyéd és Csapod között egy ötfiókás családot sikerült megfigyelni (NAGY, 1967). Az 1970-es években már öt biztos és pár valószínűsített fészkelését publikálták. Az 1980-as években a beledi téglagyár tavain már 3-4 pár költhetett, új fészkelőként megjelent a Kis-Balatonon, a Rétszilasi-halastavakon és megtalálták fészkét a Hortobágyon is. Az 1990-es években már 12 különböző területről jelezték megtelepedését, volt ahol már 2-3 párban is. Mostanra néhány párban rendszeres fészkelője a Biharugrai-halastavaknak, a hegyhátszentjakabi Vadása-tónak, a Kis-Balatonnak, a Sárvíz völgyének a Rétszilasi-halastavakkal egyetemben, de szórványosan más területekről is vannak költést bizonyító megfigyelések.

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Beled	XN55	1982	3-4	(MOLNÁR, 1983)
Biharugra	ET40,ES49	1994–2005	0-2	(TŐGYE & VASAS, 2001), TŐGYE J. *pers. comm.*
Bősárkány	XN68	2005–2010	±	PELLINGER A. *pers. comm.*
Dinnyés	CT12	1994	2	(FENYVESI, 1995)
Fertőújlak	XN38	2006, 2007		HADARICS T. – www.birding.hu TAMÁS Á. és társai – www.birding.hu
Gyenesdiás	XM78	1973		(STERBETZ, 1975)
Győr	XN98	1965	±	(KEVE, 1968)
Hegyhátszentjakab	XM19	1994–2002, 2004	2-3	(VARGA, 2003; KISS, 2004)
Hódmezővásárhely	DS44	1973		(STERBETZ, 1975)
Hont– –Drégelypalánk	CU52	1995		(KLEINERT & VALACH, 2000)

Hortobágy	ET06,07	1990	±	(KONYHÁS & KOVÁCS, 1990)
Kaba	ET14	1999		(ZEKE, 2004)
Kaba	ET14	2000, 2002		(ECSEDI & KOVÁCS, 2004)
Kaba	ET14	2007		EMRI T. – www.birding.hu
Kadarcs	ET26	1971		(ECSEDI & KOVÁCS, 2004)
Karcag	DT93	1978	±	(ENDES, 1978)
Királyszentistván	BT72	2008		SZELLE E. *pers. comm.*
Kis-Balaton	XM66,67,77	1985–1987		(FUTÓ, 1990)
Körmösdpuszta	ET41	1998		(VÁNYI & BONA, 2004)
Kunkápolnás	DT95	1963	±	(ECSEDI & KOVÁCS, 2004)
Levelek	EU71	1979	1	(ALBERT & ALBERT, 1980)
Nagyiván	ET27	1989		(ECSEDI & KOVÁCS, 2004)
Rétszilas	CS18,19	1986–1988	1-2	(LENDVAI, 1989)
Rétszilas	CS18,19	1998, 2006–2010		(KALOTÁS, 1999; ANONIM, 2010)
Röszke	DS21	1992		(CSIZMAZIA, 1996)
Soponya	CT00,01	2000–2002		(SÁRVÍZ TÉRSÉGFEJLESZTŐ EGYESÜLET, 2003)
Szatmáritelek	ET07	1976	±	(ECSEDI & KOVÁCS, 2004)
Szigetszentmiklós	CT54	1999		(HAJTÓ, 1999)
Tata	BT99	1977	1	(ANONIM, 1977)
Várpalota	BT83	2009		(NÉMETH, 2010)
Vitnyéd–Csapod	XN47	1965	1	(NAGY, 1967)

Az 1990-es évekre bizonyos területeken a kontyos réce – igaz, mindenütt csak néhány párban – rendszeres fészkelővé vált. A 2000-es években bár néhány helyen felbukkant új fészkelőként, de a terjeszkedés üteme megtörni látszik. Ebbe részint belejátszhat az is, hogy a családok megszokottá válása kevésbé sarkallta a megfigyelőket az adatok publikálására. Másfelől azonban a már ismert, és amúgy meglehetősen jól felmért élőhelyeiről sem jelezték az állomány növekedését. Talán ezt a megtorpanást akarta jelezni az MME azzal, hogy az 1990–2000 közötti időszakra stabilként jellemezte a hazai állományt (http://mme-monitoring.hu/), holott az összegyűjtött adatok alapján pont ebben a periódusban volt a legjelentősebb a költőpárok számának növekedése. Ezzel összhangban ez idő alatt – Szlovénia kivételével – valamennyi velünk szomszédos országban növekedést regisztráltak (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). A növekedés megtorpanásából következően úgy vélem, hogy az igazság napjainkban valahol a fent említett tíz évvel korábbi mennyiségi becslések között lehet: 70-100 pár legfeljebb, de inkább az alsó határ közelében.

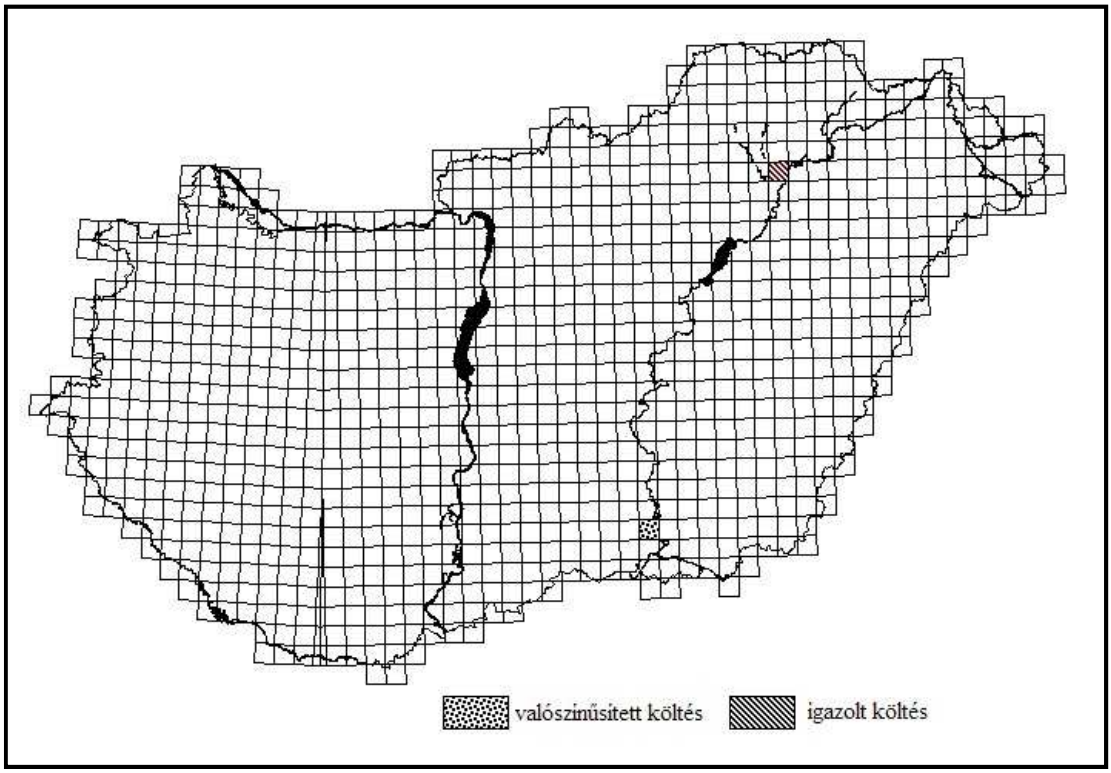
4.12 Kerceréce (*Bucephala clangula*)

Valójában a kercerécét tekinthetjük Magyarország legritkább fészkelő récéjének. Fészkelőállományának becsült nagysága 0-1 pár volt az 1998–2000 közötti időszakban (http://mme-monitoring.hu/). Az egyetlen bizonyított költőpárra trendet megállapítani teljességgel értelmetlen, az MME MONITORING KÖZPONT, illetőleg ebből következően a BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) adatai közt mindenestre növekvő irányú trenddel jellemezték, mint újonnan megjelenő fészkelőfajt az adott időszakban.

Hely	UTM-kód	Évszám	Mennyiség	Hivatkozás
Szeged	DS33	1987	±	(BANKOVICS, 1988)
Sajóörös	EU01	2002	1	(TÓTH, 2003)

Az állománynagyság becslése nyilvánvalóan nem járhat messze a valóságostól, hiszen egy nagyon könnyen határozható, feltűnő, és – ha az izlandi kercerécétől eltekintünk – összetéveszthetetlen récefajról van szó, amelynek még a tojója sem keverhető össze más récével. A költőpárok tartós megtelepedését azonban az elmúlt évek nem látszottak igazolni. Való igaz, hogy az előző évtizedben több más európai országban (Franciaországban, illetőleg két szomszédunknál: Ausztriában és Romániában) is igazolták költését. Ugyanakkor nemcsak az elmúlt nyolc évben nem volt újabb költési adata, de a www.birding.hu tanúsága szerint a

nyári megfigyelései sem szaporodtak. 2004–2010 között május–augusztus hónapok alatt minden évben két vagy három megfigyelését rögzítették, kivétel ez alól csak a 2009-es „kercerécés" év (ekkor májusban 3, júniusban 3, júliusban 1 különböző területen voltak megfigyelései). Mindenesetre a kerceréce fészkelése a NOMENCLATOR BIZOTTSÁG felé jelentésköteles, és elmondható, hogy a hazai madarásztársadalom részéről fokozott figyelem irányul nyári előfordulásaira

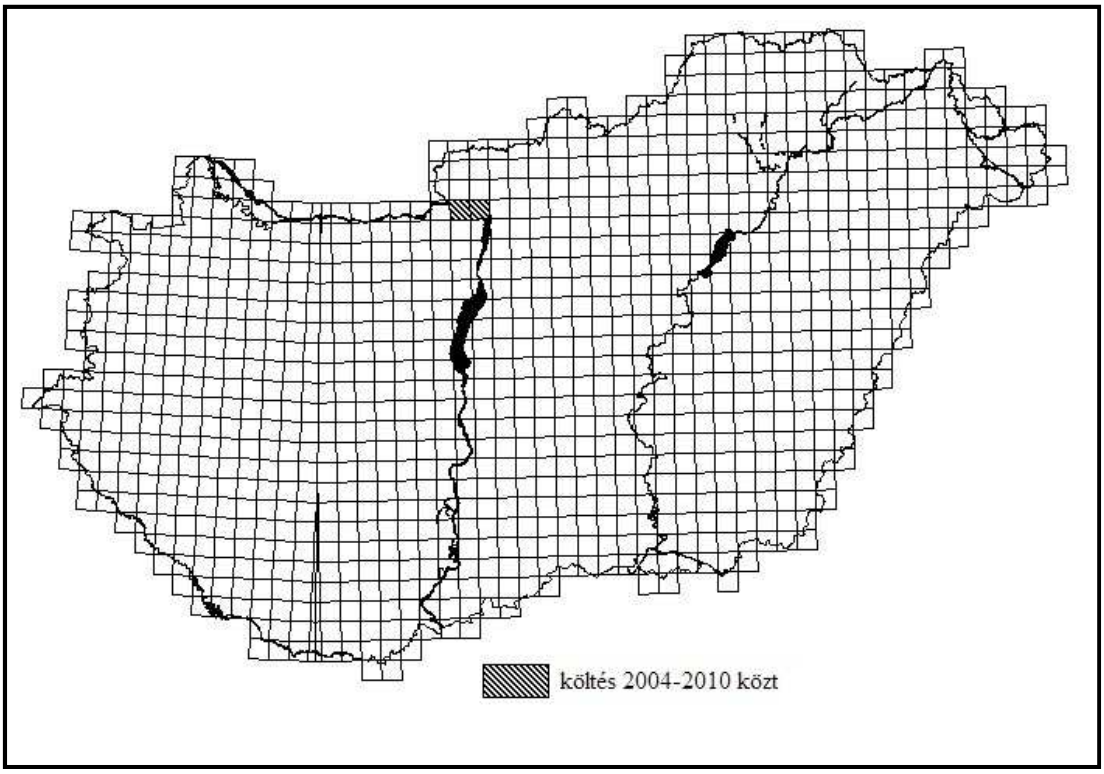


12. ábra: A kerceréce (*Bucephala clangula*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 12.: Map of Common Goldeneye's (*Bucephala clangula*) nesting data in Hungary

4.13. Nagy bukó (*Mergus merganser*)

Első hazai költése 2004-ben bizonyosodott be, amikor július 17-én Verőcén, a Morgó-pataknál SELMECZI KOVÁCS ÁDÁM és társai egy tojót és két röpképtelen fiókát figyeltek meg (SELMECZI KOVACS, 2004; MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2006b). A kis családról bizonyító fotó is készült. Az ugyanezen évben Tiszabecsnél megfigyelt család esetében a határ közelsége miatt nem volt bizonyítható a magyarországi költés (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010a). A következő évben WIRKER K. a Pilismaróti-öbölben figyelt meg egy családot hét nagyobbacska fiatallal, de ezt az adatot szintén az országhatár közelsége miatt nem fogadhatta el a NOMENCLATOR BIZOTTSÁG költési adatként. 2006-ban azonban ismét volt igazolt költése, és újabb családokat láttak a Dunán 2007-ben, 2009-ben, 2010-ben és 2011-ben is (www.birding.hu).

A térkép alatt felsorolom a NOMENCLATOR BIZOTTSÁG által hitelesített adatokon kívül a frissebb, fészkeléssel kapcsolatos adatokat is, amelyek elfogadásáról a bizottság még nem döntött. A korábban visszautasított adatokat azonban már nem tüntetem fel. A térképi ábrázolás szempontjából valójában semmi különbséget nem okoz a bizonytalan, nem hitelesített adatok feltüntetése, hiszen valamennyi család megfigyelése ugyanabba a két kvadrátba esik, amelyekből a hitelesített költési adatok is származnak.



13. ábra: A nagy bukó (*M. merganser*) hazai fészkelési adatainak térképe
Fig. 13.: Map of Goosander's (*M. merganser*) nesting data in Hungary

Lokáció	UTM-kód	Évszám Mennyiség	Hivatkozás
Dunabogdány	CT59	2011	SELMECZI KOVÁCS Á. – www.birding.hu
Kisoroszi	CT59	2009	VERŐ GY. – www.birding.hu
Nagymaros	CT49	2009	PINTÉR B. és társai – www.birding.hu
Pilismarót	CT49	2009, 2011	NAGY G. G. – www.birding.hu
Verőce	CT59	2004	(SELMECZI KOVACS, 2004)
Visegrád	CT49	2010–2011	BÉKEFI A.,ill. SELMECZI KOVÁCS Á. – www.birding.hu
Zebegény	CT49	2006	(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2010a)

A nagy bukó új fészkelőként jelent meg a magyar faunában az elmúlt években. Az első bizonyított költés óta eltelt hat év, de különösen az elmúlt három nyár megfigyeléseit összegezve nagy valszínűséggel állíthatjuk, hogy nem csupán alkalmi költésekről van szó, hanem minden bizonnyal egy valós megtelepedés kezdetéről. Ezt támasztják alá a szomszéd országokban észlelt növekvő trendek (Ausztria, Szlovénia), a csehországi, horvátországi költések, és a romániai MILVUS CSOPORT által 2003 óta több ízben észlelt erdélyi fészkelések is.

5. MEGVITATÁS

Az összegyűlt adatok ábrázolását a korlátozott terjedelem miatt fajonként csak egy-egy összesített térképen mutattam be. Az időbeni változások érzékeltetése végett legtöbb esetben az adatsort régebbi és újabb időszakra bontva ábrázoltam. Az átfedések esetén az újabb adatok kerültek felülre. Ez az ábrázolás bizonyos esetekben nehezíti az azonnali értelmezést, és sokkal inkább képes bemutatni a költőterületek összehúzódását, mintsem az ellenkező

irányú változást. A gyakorlatban a korszerű térinformatikai programok ennél jóval összetettebb és látványosabb ábrázolásra adnak lehetőséget. Így akár a teljes időintervallum alatt dinamikusan, folyamatában is láttathatók a térképeken ábrázolt adatok megjelenése vagy épp eltűnése. Ennek köszönhetően az összegyűjtött adatok egyszerű térképi elhelyezése már önmagában számos következtetésre ad lehetőséget.

A fentebb bemutatott fajok között találunk példát ritka és gyakori fészkelőkre, a közelmúltban megjelent terjeszkedő fajokra, valamint olyanokra is, amelyeknek az utóbbi húsz évben megfogyatkoztak a költésre vonatkozó észlelései a korábbi időszakhoz képest. Nyilvánvaló azonban, hogy a fajokról fellelhető publikált adatok mennyisége nem arányos a gyakoriságukkal. Az újonnan megjelenő költőfajok terjeszkedése általában jól dokumentált (pl. bütykös ásólúd, üstökösréce, nagy bukó), míg egy-egy visszahúzódó faj eltűnése szinte észrevétlenül mehet végbe (pl. nyílfarkú réce). Az adatok ilyen jellegű összegyűjtése felhívhatja a figyelmet azokra a fajokra és/vagy régiókra, amelyekről a szükségesnél kevesebb információ áll rendelkezésre.

A fészkelési térképek további összevetése egyéb elemzési lehetőségekre ad alkalmat. Így például könnyen összehasonlíthatóvá válik egy vagy több faj fészkelőterületeinek átfedése. Ez számtalan gyakorlati jelentőségű kérdés megválaszolásában segítségünkre lehet. Többek között mód nyílhat interspecifikus kapcsolatok vizsgálatára (pl. egy újonnan terjeszkedő faj kiszorítja-e a korábban ott költő fajt az élőhelyről), vagy megvizsgálhatjuk melyek a legdiverzebb fészkelőhelyek (és további térképek segítségével megbizonyosodhatunk arról, hogy megoldott-e a jogi védettségük, vagy milyen jellegű gazdálkodási tevékenység folyik az adott területen). A fészkelőterületek tipizálásával pedig modellezhetővé válnak a vizsgálandó költőállományok jövőbeli várható területi változásai.

Akár a *Magyar Vízivad Monitoring* program reprodukciós időszakra való kiterjesztése, akár a közelmúltban elindult on-line *Vízimadár Adatbázis* (VÍZIMADÁR ADATBÁZIS HONLAPJA, 2010) megfelelő keretet nyújthat a vízimadarak költőállományával kapcsolatos adatok további rendezett összegyűjtéséhez. Ugyanakkor – véleményem szerint – az ilyen jellegű információk valós értékeléséhez és gyakorlati szempontú felhasználásához a szükséges eszközt a térinformatika szolgáltathatja.

ÖSSZEFOGLALÁS

A hazai fészkelő réceállomány vizsgálatát az elmúlt fél évszázad fészkelésre vonatkozó adatainak összegyűjtésével kezdtem. Az adatok több különböző forrásból származnak: múzeumi tojásgyűjtemények adatai, récefióka-gyűrűzési adatok, hazai szakirodalomban publikált adatok, interneten közzétett megfigyelések és végezetül szakértő madarászok és saját terepi megfigyeléseim. A récefészkelésekre vonatkozó adatokból elsődlegesen jelenlét–hiány térképek készítése volt a célom, de emellett – ahol elérhető volt – mennyiségi becslésekre vonatkozó információkat is gyűjtöttem. Az összegyűlt adatokat fajonként 10x10 km-es UTM térképeken ábrázoltam. Ábrázoláskor más jelölést alkalmaztam a korábbi (általában 1960–1990) és az újabb (1991–2010) adatok esetében, így valamelyest a hazai fészkelőterületek kiterjedésének változása is összehasonlíthatóvá válik a korábbi és a későbbi állapotok alapján.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm a segítséget mindenekelőtt PROF. DR. FARAGÓ SÁNDORNAK, aki tojásgyűjteményes adatokkal és szakmai tanácsokkal egyaránt segítette jelen munkát. Az irodalmazás

megkönnyítéséért köszönettel tartozom BÜKI JÓZSEFNEK, a KEVE ANDRÁS MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI SZAKKÖNYVTÁR korábbi könyvtárosának.

A digitális térképi fedvényeket (UTM háló) a MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET bocsátotta rendelkezésemre, melyet ezúton is köszönök. A térinformatikai program használatában nyújtott segítséget DR. KIRÁLY GÉZA.

A tojásgyűjteményi adatokat külön köszönöm a MAGYAR TERMÉSZETTUDOMÁNYI MÚZEUMnak és a JANUS PANNONIUS MÚZEUMnak, kiemelve DR. FUISZ TIBOR ISTVÁN és KISBENEDEK TIBOR segítőkészségét. A gyűrűzési adatokért pedig az MME MADÁRGYŰRŰZŐ KÖZPONTjának, legfőképp KARCZA ZSOLTNAK tartozom köszönettel.

Köszönöm továbbá mindazoknak, akik récefészkelési adatokkal közvetlenül vagy a www.birding.hu-n keresztül engedélyt adva értékes információkkal szolgáltak. Neveik a térképekhez kapcsolódó adattáblázatokban olvashatók.

IRODALOMJEGYZÉK

ALBERT V. & ALBERT A. (1980): Kontyos réce (*Aythya fuligula*) fészkelése Leveleken. *Puszta* **9**: 19, 20–21.

[ANONIM] (1977): Faunisztika néhány sorban. *Madártani Tájékoztató* 1977 (szeptember–október): 3–5.

ARADI CS. (1972): *Ornitológiai vizsgálatok a Hortobágy egy jellegzetes szikespusztai szikes-mocsári élőhelyén (Nyírőlapos–Nyárijárás)*. Doktori értekezés. Kossuth Lajos Tudományegytem, Debrecen.

BALSAY S. (1989): A Szőke-tó újjáéledése? *Madártani Tájékoztató* 1989 (január–június): 75–76.

BÁNHIDI P. (2001): Tömördi Természetvédelmi és Madárgyűrűző Tábor (2001). *Cinege* **6**: 30–33.

BANKOVICS A. (1980): A Kiskunsági Nemzeti Park területén költő fontosabb madárfajok állománya 1979-ben. *Madártani Tájékoztató* 1980 (január–március): 9–11.

BANKOVICS A. (1988): Kerceréce (*Bucephala clangula*) nyári előfordulása. *Madártani Tájékoztató* 1988 (január–december): 31.

BANKOVICS, A. (2006): The breeding sites and distribution of Red-crested Pochard *Netta rufina* in Hungary. *In:* BOERE, G. C., GALBRAITH, C. A. & STROUD, D. A. (eds.): *Waterbirds around the world. A global overwiev of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways.* The Stationery Office, Edinburgh: 379.

BANKOVICS A. & MOLNÁR L. (1984a): Böjti réce *Anas querquedula*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország fészkelő madarai.* Natura, Budapest: 40–41.

BANKOVICS A. & MOLNÁR L. (1984b): Nyílfarkú réce. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország fészkelő madarai.* Natura, Budapest: 41–42.BARABÁS L. (2008): Récék fészkelő-állományának becslése földi számlálással. *Magyar Vízivad Közlemények* **16**: 267–286.

BARATI S. & BÉRES I. (2002): A kavicsbányatavak mint vizes élőhelyek. *In:* BARATI S., BÉRES I., HOITSY GY., HORVÁTH B., SZLABÓCKY P., NAGY K. & ZÁMBORI Z. (szerk.): *A kavicsbányászat és a kavicsbányatavak környezet és természetvédelmi problémái.* Kelet és Közép Európai Biodiverzitás Munkacsoport, Miskolc: 88–98.BARTHOS GY. (1967): Tőkésréce különös fészkelőhelyei. *Aquila* **73–74**: 176–177, 193.BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status.* BirdLife International, Cambridge. /BirdLife Conservation Series No. 12./

BÍRÓ M. (2009): Madárfaunisztikai adatok a Gyöngyöshermáni-kavicsbányatóról. *Cinege* **14**: 35.

BOD P. (1982): A récefélék vonulása a Csaj-tavon (1973–1979). *Madártani Tájékoztató* 1982 (október–december): 290–294.

BOD P. (1984): Kendermagos réce *Anas strepera*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország fészkelő madarai.* Natura, Budapest: 42–43.

BOD P.(1991): Úszó réce-családok stressz halála. *Madártani Tájékoztató* 1991 (július–december): 17–18.

BOD P. (1992): Költésbiológiai megfigyelések gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) telepeken. *Madártani Tájékoztató* 1992 (január–június): 26–28.

BOD P. (1998a): Kendermagos réce *Anas strepera*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest: 52–53.

BOD P. (1998b): Tőkés réce *Anas platyrhynchos*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest: 54–55.BOROS E. & PIGNICZKI CS. (2001): Feltöltődött szikes tavak rekonstrukciója és a szikes mocsári vegetáció kezelése a kiskunsági szikes tavaknál. *Túzok* **6**(1): 8–14.

BOROS E. & SCHMIDT A. (1987): Faunisztikai adatok a fülöpszállási, és a szabadszállási szikes tavak környékéről 1985–86-ból. *Madártani Tájékoztató* 1987 (július–december): 35-40.CSIZMAZIA GY. (1992): A mórahalmi táj gerinces faunája. *In:* JUHÁSZ ANTAL (szerk.): *Mórahalom. A település földje és népe.* Mórahalom Város Önkormányzata, Mórahalom: 33–51.

CSIZMAZIA GY. (1996): A természeti viszonyok. *In:* PÉTER L. (szerk.): *Röszke földje és népe.* Szeged: 6–18.

CSIZMAZIA GY. & GASKÓ B. (1986): Beretzk Péter örökletéte. *A Móra Ferenc Múzeum Évkönyve* 1984–85 (1): 377–407.DARÁZSI ZS. (1984): Megfigyelések szennyvíz-telepen. *Madártani Tájékoztató* 1984 (október–december): 220.

DÉNES J. (1981): Faunisztikai adatok Vác környékének madárvilágáról. *Madártani Tájékoztató* 1981 (július–szeptember): 141–150.

DURKÓ L. (2010): Kettős-Körös madárállomány mozgalmának vizsgálata 2005-ben. *A Puszta* **23**: 115–173.

ÉBERT J. (1980): Madártani megfigyelések Budapest–Háros-sziget madárvilágáról 1979-ben. *Madártani Tájékoztató* 1980 (július–szeptember): 31–35.

ECSEDI Z. (szerk.) (2004): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged.

ECSEDI Z. & EMRI T. (2004): Üstökösréce *Netta rufina* (Pallas 1773). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 175–176.

ECSEDI Z. & KOVÁCS G. (2004): Kontyos réce *Aythya fuligula* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged:180–181.

ECSEDI Z. & VÉGVÁRI ZS. (2004): Tőkés réce *Anas platyrhynchos* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 168–169.

ECSEDI Z. & ZEKE T. (2004a): Csörgő réce *Anas crecca* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 166–167.

ECSEDI Z. & ZEKE T. (2004b): Kanalas réce *Anas clypeata* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 173–174.

ENDES M. (1978): Ornithologiai megfigyelések egy halastavon. *Madártani Tájékoztató* 1978 (szeptember–október): 15–17.

FARAGÓ S. (szerk.) (2012): *Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza.* Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.

FENYŐSI L. (1995): A csörgő réce (*Anas crecca*) Barcs környékén. *Madártani Tájékoztató* 1995 (július–december): 25.

FENYŐSI L. & HORVÁTH Z. (2004a): A Barcsi Borókás területén fészkelő vízimadarak 1999. évi állomány-felmérése, a felmérés tapasztalatai. *Somogyi Múzeumok Közleményei* **16**: 399–407.

FENYŐSI L. & HORVÁTH Z. (2004b): Csörgő réce (*Anas crecca*) újabb fészkelése a barcsi borókásban. *Aquila* **111**: 196, 208.

FENYVESI L. (1992): A Velencei tavi Madárrezervátum és a Dinnyési Fertő fészkelési eredményei 1991-ben. Madártani Tájékoztató 1992 (január–június): 19–20.

FENYVESI L. (1994): Költési eredmények a Dinnyési Fertőről (1993). *Madártani Tájékoztató* 1994 (január–június): 4–5.

FENYVESI L. (1995): 1994-es költési eredmények Dinnyésről. *Madártani Tájékoztató* 1995 (január–június): 14–15.

FUTÓ E. (1990): Új fészkelő fajok a Kis-Balatoni-víztároló I-es ütemén. *Aquila* **96–97**:149, 154.

FÜRI A. (1995): A Tápióság–Tápióbicske közötti Nagy-rét fészkelő madárközösségének vizsgálata. *Aquila* **102**: 151–160.

FÜRI A. & VIDRA T. (2002): A belvizes évek hatása a Tápió–Hajta vidéke fészkelő madárvilágára. *Aquila* **107–108**: 103–104, 117–118.

FÜRI A., HEGYI Z. & VIDRA T. (2004): Csörgő réce (*Anas crecca*) valószínűsíthető költése Tápiógyörgye határában. *Túzok* **5**(3–4): 86–87.

GYÖRGYPÁL Z. (1978): Madártani adatok a Barcsi Tájvédelmi Körzetből. Madártani Tájékoztató 1978 (július–auguzstus): 4–5.

GYURÁCZ J. (2007): Fészkelő és táplálkozó madárközösségek a Tömördi Madárvárta környékén 2007-ben. *Cinege* **12**: 26–28.

HADARICS T. (1996): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Magyarországon. *Túzok* **1**(3): 124–127.

HADARICS T. (1997): Érdekes madármegfigyelések, 1997. május–július. *Túzok* **2**(3): 115–126.

HADARICS T. (1999a): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb fészkelése Nyugat-Magyarországon. *Túzok* **4**(1–2): 22–23.

HADARICS T. (1999b): Érdekes madármegfigyelések, 1999. május – július. *Túzok* **4**(3): 93–104.
HADARICS T. (2001): Érdekes madármegfigyelések, 2001. május–július. *Túzok* **6**(3): 149–159.
HAGEMEIJER, W. J. M. & BLAIR, M. J. (eds.) (1997): *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance.* T & A. D. Poyser, London.
HAJTÓ L. (1975): Adatok az Őszeszéki-szik madárvilágához. *Aquila* **80–81**: 298, 312.
HAJTÓ L. (1999): Kontyos réce költése Szigetszentmiklóson. *Füzike* **36**: 15.
HARASZTHY L. (szerk.) (1984): *Magyarország fészkelő madarai.* Natura, Budapest.
HARASZTHY L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest.
HARASZTHY L. (2010): Máté László tojásgyűjteménye a Madártani Intézetben. *Aquila* **116–117**: 215–226.
HARASZTHY L. (2012): *A Janus Pannonius Múzeum madártojás- és fészekgyűjteményének katalógusa.* Baranya Megyei Múzeumok Igazgatósága, Pécs. /A Janus Pannonius Múzeum gyűjteményeinek katalógusa/
HAVRANEK L. (1996): A Balaton déli partján előforduló vízimadarak 1995. *Anser* **2**: 32–37.
HAVRANEK L. & SZABÓ B. (1997): A Balaton és környéke madárfaunájának indexe. *Anser* **4**: 10–49.
HAVRANEK L., SZABÓ B. & SZÁSZ S. (1995): Balatoni madárvonulások az 1991–1994. években. *Anser* **1**: 12–28.
HORVÁTH, L. (1980): Communities of breeding birds int he petbog region between the villages Inárcs and Ócsa, near Budapest, Hungary. *Aquila* **86**:101–109.
HORVÁTH, L.(1983): Some ornithological data of the Hanság. *Aquila* **90**: 61–72.
HORVÁTH Z. I. (2001): *A Darányi Nagyberek vízimadár állománya, védelmi helyzete és az élőhelyfejlesztés lehetőségei.* Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron.
KALIVODA B. (1986): Adatok Budapest ÉK-i részének madárfaunájáról. *Madártani Tájékoztató* 1986 (január–március): 27–35.
KALOTÁS ZS. (1999): Madárparadicsom a Sárvíz völgyében. *A Természet Világa* **130**(12): 566–568.
KALOTÁS ZS. (2003): Csörgő réce (*Anas crecca*) költési kísérlete a bogyiszlói „orchideás erdőben". *Aquila* **109–110**: 160–162, 176–178.
KALOTÁS ZS. (2007): A mözsi Kapszeg-tó. *A Természet Világa* **138**(4): 168–171.
KAPOCSI I. (1999): A Konta-mocsár madártani szempontú jellemzése. *A Puszta* 1998: 33–41.
KÁRPÁTI L. (1977): Csörgő réce fiókákkal. *Madártani Tájékoztató* 1977 (szeptember–október): 1.
KÁRPÁTI L. (1980): Herpeto és ornito ökofaunisztikai vizsgálatok a középprigóci (barcsi) borókásokban. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* 1980 (1): 83–91.
KÁRPÁTI L. (1984): Madártani hírek Sopron környékéről – 1983. *Madártani Tájékoztató* 1984 (április–június): 93–96.
KÁRPÁTI L. (1987): Üstökösréce (*Netta rufina*) fészkelése a Fertő hazai oldalán. *Madártani Tájékoztató* 1987 (január–június): 29–31.
KÁRPÁTI L. (1993): Élőhely-rekonstrukció a Fertő-menti szikeseken. *Madártani Tájékoztató* 1993 (január–június): 11–15.
KÁRPÁTI L. (1998): Üstökösréce *Netta rufina*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest: 59–60.
KASZA F. (1994): Üstökös réce (*Netta rufina*) fészkelése a szegedi Fehér-tón. *Madártani Tájékoztató* 1994 (január–június): 20.
KASZA F. & MARIÁN M. (2001): *A Baláta-láp és gerinces állatvilága, különös tekintettel a madarakra.* Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár. /Natura Somogyiensis 2./
KEVE A. (1968): Aythynae és Merginae-fajok előfordulása és vonulásuk évi ciklusai a Balatonon. *Aquila* **75**: 21–44.
KEVE A. (1973a): A Balaton úszórécéi (*Anas* sp.). *Aquila* **76–77**: 117–139.
KEVE A. (1973b): A somogyi Balaton-part halastavainak madárvilága. *Somogyi Múzeumok Közleményei* **1**: 263–275.
KEVE A. (1976): Adatok a Kis-Balaton madárvilágához I. *Aquila* **82**: 49–79.
KEVE A. (1978): Adatok a Tapolcai-medence madárvilágához. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **13**: 61–75.
KEVE A. (1981): Madártani adatok a Déli-Bakonyból, valamint a Bakonyaljáról. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **16**: 233–243.
KEVE A. (1983): A bukórécék jelentősége a Balaton életében. *Aquila* **90**: 105–112.
KISS J. (2004): Madárfaunisztikai megfigyelések Vas megyében, 2004. *Cinege* **9**: 28-30.
KÓKAI K. & MÉSZÁROS CS. (2010): A szegedi Fehér-tó és a Fertő halastavaink vízi- és ragadozómadarai 1996–2005 között. *A Puszta* **23**: 91–106.
KONYHÁS S. & ECSEDI Z. (2004a): Böjti réce *Anas querquedula* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 171–173.

KONYHÁS S. & ECSEDI Z. (2004b): Kendermagos réce *Anas strepera* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 164–166.

KONYHÁS S. & KOVÁCS G. (1990): Szokatlan átvonuló és átnyaraló fajok a Hortobágyon 1990. április–július. *Madártani Tájékoztató* 1990 (július–december): 38–40.

KÓTA A. (2001): A Rákos-patak zuglói szakaszának madárvilága. *Füzike* **44**: 13–15.

KOTYMÁN L. & MÉSZÁROS CS. (2003): Az 1999–2000 évi belvizek madártani vonatkozásai a Dél-Tiszántúlon. *A Puszta* **20**: 53–80.

KOVÁCS G. (1978): Az 1977-es tavaszi vonulás a Hortobágyon. *Madártani Tájékoztató* 1978 (május–június): 8–11.

KOVÁCS G. (1980): 1980-as fészkelési adatok a Hortobágyról. *Madártani Tájékoztató* 1980 (október–december): 20–22.

KOVÁCS G. (1981a): Fészkelési adatok a hortobágyi halastavakról 1981. *Madártani Tájékoztató* 1981 (július–szeptember): 130–131.

KOVÁCS G. (1981b): Fészkelő madártársulások a HNP Bioszféra-rezervátum magterületén – Kunmadarasi puszta, száraz szikesek. *Madártani Tájékoztató* 1981 (október–december): 202–204.

KOVÁCS G. (1982): Adatok a récefélék hortobágyi vonulásáról (1982. március–április). *Madártani Tájékoztató* 1982 (október–december): 286–290.

KOVÁCS G. (1983): Fészkelési adatok a Hortobágyi Nemzeti Parkból és környékéről. *Madártani Tájékoztató* 1983 (január–június): 16–18.

KOVÁCS G. (1984a): A hortobágyi halastavak madárvilága 10 év megfigyelései alapján. *Aquila* **91**: 21–46.

KOVÁCS G. (1984b): Csörgő réce (*Anas crecca*) költése a Hortobágyon. *Madártani Tájékoztató* 1984 (október–december): 206–207.

KOVÁCS G. (1986a): Csörgő réce (*Anas crecca*) fészkelése a Hortobágyon. *Aquila* **92**: 292, 299–300.

KOVÁCS G. (1986b): Madártani megfigyelések Hosszúpályi, Konyár és Esztár környékének szikes tavain (1969–1984). *A Bihari Múzeum Évkönyve* **4–5**: 5–26.

KOVÁCS G. (2000): Az 1999-es vésztározó árasztás hatása a Hortobágy déli pusztáinak madárvilágára. *Aquila* **105–106**: 143–156.

KOVÁCS G. (2010): Egy szántóföldek közötti vízállás gazdag madárélete. *Madártávlat* **27**(3): 24.

KOVÁCS G. & ECSEDI Z. (2004): Nyílfarkú réce (*Anas acuta*). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 170–171.

KOVÁCS S. (*sine anno*): *A Dunatáj Természet- és Környzetvédelmi Közalapítvány bemutatja a Böddi-széket.* Dunatáj Természet- és Környezetvédelmi Közalapítvány, Harta.

LEGÁNY A. (1983): A Bátorligeti-láp Természetvédelmi Terület madárvilága. *Aquila* **90**: 85–93.

LEGÁNY A. (1987): Madártani kontrollvizsgálat a tiszavasvári Fehér-szik Természetvédelmi Területen. *Aquila* **93–94**: 259–271.

LEGÁNY A. (1993): A felső-tiszai kubikerdők madártani szerepe és természetvédelmi jelentősége. *Aquila* **100**: 251–261.

LEGÁNY A. (1995): A tiszadobi Szelepi-morotva ornitocönológiai vizsgálata, mint modell az alföldi morotvák jelentőségének igazolására. *Aquila* **102**: 179–192.

LOVÁSZI P. (szerk.) (2002): *Javasolt különleges madárvédelmi területek Magyarországon.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

LŐRINCZ I. (1979): A Pélyi Madárrezervátum 1976. évi faunisztikai felmérése. *Aquila* **85**: 154, 160–161.

MAG L. (1980): A Fornai-rét fészkelő madarairól. *Madártani Tájékoztató* 1980 (április–június): 32–33.

MAGYAR G., HADARICS T., WALICZKY Z., SCHMIDT A., NAGY T. & BANKOVICS A. (1998): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Madártani Intézet – MME – Winter Fair, Budapest–Szeged.

MARIÁN M. (1971): Az öcsi Nagy-tónál. *Napló* 10. 1971. május 22.

MARIÁN M. (1976): A Pusztaszeri Természetvédelmi Terület madárvilága. *Aquila* **82**: 81–98.

MEGYER CS. (2008): Nyílfarkú réce (*Anas acuta*) fészkelési kísérlete a Marcal-medencében. *Aquila* **114–115**: 153–154, 173–174.

MÉSZÁROS CS. (2002): A zsombói ősláp-erdő madárvilága. *A Puszta* 2000: 15–25.

MÉSZÁROS CS. (2005): A Csanádi-pusztákon fészkelő jelentősebb madárfajok állományalakulása 1999–2004 közötti időszakban. *A Puszta* **21**: 207–222.

MÉSZÁROS CS. (2010): A Csanádi-pusztákon fészkelő jelentősebb madárfajok állományalakulása 2005–2007 közötti időszakban. *A Puszta* **23**: 175–200.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2006a): Az MME Nomenclator Bizottság 2002. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról. *Aquila* **113**: 73–89.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2006b): Az MME Nomenclator Bizottság 2004. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról. *Aquila* **113**: 107–122.
MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008a): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008b). Az MME Nomenclator Bizottság 2005. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról. *Aquila* **114–115**: 137–152.
MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2010a): Az MME Nomenclator Bizottság 2006. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáró. *Aquila* **116–117**: 99–114.
MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2010b): Az MME Nomenclator Bizottság 2007. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáró. *Aquila* **116–117**: 115–128.
MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2011): Az MME Nomenclator Bizottság 2008. évi jelentése a Magyarországon ritka madárfajok előfordulásáról. *Aquila* **118**: 143–154.
MOGYORÓSI S. (1997): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb fészkelése Magyarországon. *Túzok* **2**(3): 112.
MOGYORÓSI S. & PELLINGER A. (1992): Üstökös réce (*Netta rufina*) fészke nádkévék között. *Madártani Tájékoztató* 1992 (július–december): 45.
MOLNÁR GY. (1986): A ruzsai erdők madárvilága az 1985 évi TOT felmérései szerint (Kállai-erdő, Mérgesi-erdő, Pálfi-erdő, Honvéd-erdő, Ruki-erdő, Öttömösi-erdő, Gerencséri-erdő). *Madártani Tájékoztató* 1986 (január–március): 59–64.
MOLNÁR I. (1983): Kontyos réce (*Aythya fuligula*) költése Beled község határában. *Madártani Tájékoztató* 1983 (július-december): 87–88.
MOLNÁR L. (1984): Cigányréce *Aythya nyroca*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország fészkelő madarai.* Natura, Budapest: 46–47.
MOLNÁR L. (1998): Kanalas réce *Anas clypeata*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest: 57–58.
MONOKI Á. (1999): A kisújszállási Gyalpár természeti értékei. *A Puszta* 1998: 129–136.
MONOKI Á. (2000): Kisújszállás vizes élőhelyeinek természeti értékei. *A Puszta* 1999: 193–219.
MONOKI Á. (2010): Az üstökösréce (*Netta rufina*) fészkelése a Nagykunságban. *A Puszta* **23**: 304–305.
MOSKÁT CS. (1976): A Karancs–Medves hegység madárvilága. *Aquila* **82**: 105–113.
MUSICZ L. & PÉNZES L. (1990): Az üstökös réce (*Netta rufina*) megtelepedése Komárom-Esztergom megyében. *Madártávlat (a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Komárom-Esztergom megyei Helyi Csoportjának tájékoztatója)* **2**: 10–12.
MÜLLER I. & FENYVESI L. (1991): Az üstökös réce (*Netta rufina*) megtelepedése Dinnyésen. *Madártani Tájékoztató* 1991 (január–június): 12.
NAGY I. (1967): Megfigyelés a kontyosréce magyarországi fészkeléséről. *Aquila* **73–74**: 177–178, 193–194.
NAGY L. (1962): A volt bihari Sárrét jelenlegi madárvilága. *Aquila* **67-68**: 151–157.
NAGY L. (1979): Adatok Dorog és környékének madárvilágához –1979. *Madártani Tájékoztató* 1979 (április–június): 28–29.
NAGY S. (1981): Adatok Balatonederics és környéke madárvilágáról. *Madártani Tájékoztató* 1981 (április–június): 75–79.
NAGY S. (1982): Adatok Dombóvár madárvilágához. *Madártani Tájékoztató* 1982 (április–szeptember): 145–149.
NEBOJSZKI L. (2005): A Pandúr-sziget változatos világa. *Természet Világa* **136**(3): 137–139.
NÉMETH M. (1997): A Zselicben megfigyelt Anseriformes fajok és előfordulásuk jellemzése. *Anser* **4**: 50–53.
OLÁH J. & ECSEDI Z. (2004a): Barátréce *Aythya ferina* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 176–177.
OLÁH J. & ECSEDI Z. (2004b): Bütykös ásólúd *Tadorna tadorna* (Linnaeus, 1758). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 162–163.
OLÁH J. & TAR J. (2004): Cigányréce *Aythya nyroca* (Güldenstädt, 1770). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága.* Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged: 178–180.
OLÁH J., VASAS A. & ZALAI T. (2004): Csörgő réce (*Anas crecca*) költése a Körmösdpusztai-víztárolón. *Túzok* **5**(1–2): 20.
ÓNODI M. (1995): Faunisztikai megfigyelések Baranya megyéből (1991–1992). *Madártani Tájékoztató* 1995 (január–június): 20.
PAPP J. L. (1974): Madártani adatok a Pellérdi-halastavakról. *Aquila* **78–79**: 99–106.
PÁSTI CS. (2000): A Tócó-völgy madárvilága. *A Puszta* 1999: 158–192.
PÁSTI CS. (2003): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Debrecen határában. *Aquila* **109–110**: 159–160, 175–176.
PÁSTI CS. (2005): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb hazai fészkelése. *Aquila* **112**: 215–216, 228–229.

PELLINGER A. (2001): Mekszikópusztai elárasztások. *Túzok* **6**(3): 132–141.
PELLINGER A. (2005a): Csörgő réce (*Anas crecca*) fészkelése Mekszikópusztán. *Aquila* **112**: 216–217, 229-230.
PELLINGER A. (2005b): Üstökösréce (*Netta rufina*) első fészkelése a petőházi cukorgyár ülepítőtavain. *Aquila* **112**: 217, 230.
PELLINGER A., MOGYORÓSI S. & HADARICS T. (2005): Expansion of Shelduck (*Tadorna tadorna* L.) in Hungary. *In: Goose 2005. 9th Annual Meeting of Goose Specialist Group of Wetlands International. 5–9. November 2005 Sopron, Hungary.* Abstracts. Institute of Wildlife Management, Faculty of Forestry, University of West Hungary, Sopron: [51.].
PÉNZES Z. & PÉNZES L. (1988): Üstökösréce (*Netta rufina*) költése Mocsa határában. *Madártani Tájékoztató* 1988 (január–december): 25.
PERENNOU, C. (comp.) (2007): *Management plan for Red-crested Pochard (Netta rufina) 2007–2009.* European Communities, Luxembourg. /Technical Report – 005 – 2007/
PONYI J. (2001): Áttekintés a Balaton faunisztikai kutatásáról és faunájának összetételéről. *Állattani Közlemények* **86**: 3–13.
POVÁZSAY L. (1986): A Povázsay-féle madártojás-gyűjtemény katalógusa. *Környezet és Természetvédelmi Évkönyv* **7**: 117–155.
PŐCZE V. & BŐHM A. (1993): Felmérések a Holt-Marcal és a Rába-folyó árterében. *Madártani Tájékoztató* 1993 (július–december): 36–37.
RADETZKY J. (1978): A dinnyési halastavak madarai. *Madártani Tájékoztató* 1978 (november–december): 18–20.
RÉTHY ZS. (1980): A békéscsabai Palágyi-féle tojásgyüjtemény adatai. *A Békés Megyei Múzeumok Közleményei* **6**: 173–178.
RÉTHY ZS. (1997): Adatok a szarvasi Arborétum madárvilágáról (1956–1991). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **22**: 327–340.
ROTTENHOFFER I. (2001): A Püspökhatvani-tározó avifaunája 1994–2000. I. rész. *Füzike* **42**: 3–17.
SCHMIDT E. (1991): Faunisztikai adatok Dinnyésről. *Madártani Tájékoztató* 1991 (január–június): 12–15.
SELMECZI KOVACS, A. (2004): Goosanders breeding in Hungary. The first such record. *Rare Birds Weekly* 2004 (31): 4.
SOLTI B. (2010): *A Mátra Múzeum madártani gyűjteménye III. Németh Márton tojásgyűjtemény.* Mátra Múzeum, Gyöngyös. /Folia Historico Naturalia Musei Matraensis Supplementum 5./
SÓVÁGÓ M. (1978): A Virágoskúti-halastó madárvilága, 1958–1976. *In: Árkádia. Antológia a Déri Múzeum Baráti Köre fennállása 50. évfordulójára.* Debrecen: 143–176.
SÓVÁGÓ M. (1982): Madárélet egy vízálláson. *Madártani Tájékoztató* 1982 (január–március): 42.
SÓVÁGÓ M. (1999): *Hajdúböszörmény madarai.* Hajdúböszörmény Város Önkormányzata, Kulturális Bizottság, Hajdúböszörmény.
STERBETZ I. (1968): Vadrécék környezetvizsgálata a Kardoskúti Természetvédelmi Területen. *Aquila* **75**: 45–77.
STERBETZ I. (1971): 1966–69. évi adatok a Hortobágy madárvilágáról. *A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve* 1969–70: 33–52.
STERBETZ I. (1973): Vadrécevizsgálatok a Tisza árterében. *Aquila* **76–77**: 141–163.
STERBETZ I. (1974): A hódmezővásárhelyi Tisza-ártér természetvédelmi területeinek madárvilága. *Aquila* **78–79**: 45–80.
STERBETZ I. (1975): Kontyosréce (*Aythya fuligula*) fészkelése Hódmezővásárhelyen. *Aquila* **80–81**: 283, 301.
STERBETZ I. (1976): Data concerning the bird fauna of the Upper-Tisza. *Aquila* **82**: 115–118.
STERBETZ I. (1995): A délkelet-magyarországi bíbic- (*Vanellus vanellus*) populáció harmincéves vizsgálata. *Aquila* **102**: 41–52.
STERBETZ I. (2002): Adatok a Biharugra környéki halastavak és puszták egykori madárvilágáról. *A Békés Megyei Múzeumok Közleményei* **23**: 23–58.
SZABÓ B. (1996): A somogyi Nagyberek partimadár költő- és vonuló állományának és élőhelyeinek helyzete napjainkban. *Partimadár* **5**: 68–72.
SZABO, B. & VEGVARI, ZS. (2003): Population trends, habitat selection and conservation status of the Ferruginous Duck in Hungary. *In:* PETKOV, N., HUGHES, B. & GALLO-ORSI, U. (eds.): *Ferruginous Duck: from research to conservation. International Meeting Proceedings. 11–14 October 2002, Sofia, Bulgaria.* BirdLife International – Bulgarian Society for the Protection of Birds – IUCN–SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. p. 18–21.
SZABÓ I. (1979): Kendermagos réce költése. *Madártani Tájékoztató* 1979 (október–december): 28.
SZABÓ L. V. (1965): Fészkelő madártársulások vizsgálata a kunmadarasi szikeseken. *Állattani Közlemények* **52**(1–4): 111–134.
SZABÓ L. Z. (1995): Faunisztikai megfigyelések a Hármas-Körös árterének Öcsöd–Csongrád közötti szakaszáról. *Madártani Tájékoztató* 1995 (január–június): 18.

SZALAI F. (1979): Adatok a Mátra-alja madárfaunájához. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **5**: 83–90.
SZÉLL A. (1990): Csörgőréce (*Anas crecca*) fészkelése Ecsegfalván. *Madártani Tájékoztató* 1990 (július–december): 33.
SZÉLL A., ZSÓTÉR L. & TAJTI L. (1985): Néhány fontosabb fészkelő madárfaj állományadata a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzetből 1984. *Madártani Tájékoztató* 1985 (április–június): 26–28.
SZÉP T. & NAGY K. (2001): Magyarországi UTM kvadrátok térinformatikai adatbázisa a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnél. *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 31–37.
SZÖRÉNYI L. (1975): Adatok Győr környékének fészkelőmadár-faunájáról. *Aquila* **82**: 242, 252.
TÓTH L. (2003): Kerceréce (*Bucephala clangula*) költése Magyarországon. *Aquila* **109–110**: 162–163, 178.
TŐGYE J. & VASAS A. (2001): A Biharugrai-halastavak. *Túzok* **6**(1): 17–24.
VARGA L. (2002): A zsennyei kavicsbánya-tavon végzett madármegfigyelések összegzése. *Cinege* **7**: 34–38.
VARGA L. (2003): A Vadása II. víztározón végzett madármegfigyelések összegzése. *Cinege* **8**: 29–35.
VARGA L. (2005): A gyöngyöshermáni kavicsbánya-tavon 2005-ben végzett madármegfigyelések összegzése. *Cinege* **10**: 27–29.
VARGA ZS. (1987): Madártani felmérések az Aggteleki Nemzeti Park területén 1986-ban. *Madártani Tájékoztató* 1987 (július–december): 51–54.
WARGA K. (1959): A Kis-Balaton madarainak fészkelő közösségei. *Állattani Közlemények* **47**(1–2): 161–163.
ZEKE T. (2004): Kontyos réce (*Aythya fuligula*) fészkelése Kabán. *Túzok* **5**(1-2): 20–21.
ZSIN G. (1985): Megfigyelések a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) táplálkozásáról. *Madártani Tájékoztató* 1985 (július–december): 52–53.

Felhasznált internetes források:

ACZÉL G. & MIKLÓSI N. (2008): A Marcal-medence állatvilága. Letöltés dátuma: 2010. 21 01. http://marcal.extra.hu/allat.html#2.2
ÁNGYÁN J. & PODMANICZKY L. [szerk.] (2004): „Taktaköz" Érzékeny Természeti Terület bevezetését megalapozó vizsgálatok. Gödöllő: Producer. Letöltés dátuma: 2010. 11 15. http://www.tokaj.hu/dl/media/group_47ce7dc01a102/group_47ce7d
ANONIM (2002): A Répce állatvilága. Letöltés dátuma: 2006. 12. 04. http://raba-mugat.uw.hu/repce.htm
ANONIM (2005a): Tiszadobi ártér. Letöltés dátuma: 2006. 11. 02. http://www.szabolcsinfo.hu/zoldpont/dobiarter.html
ANONIM (2005b): Tarnalelesz honlapja. Letöltés dátuma: 2010. 10. 15. http://www.eszak-heves.celodin.hu/tarnalelesz.htm
ANONIM (2005c): Kállósemjéni Mohos-tó. Letöltés dátuma: 2006. 12. 04. www.szabolcsinfo.hu/zoldpont/mohosto.html
ANONIM (2008a): Gödöllő város környezetvédelmi programja 2009-2014. Letöltés dátuma: 2010. 11. 30. http://kozadat.localinfo.hu/godollo/index_vak.php?module
ANONIM (2008b): Természetvédelem a Dráva-mentén. Letöltés dátuma: 2010. 12. 11. http://www.viziturizmus.hu/pages/sub.jsp?id=408
ANONIM (2009a): Csónakázó-tó - Természeti értékek - Sárvár. Letöltés dátuma: 2011. 01. 03. http://www.utazzitthon.hu/sarvar_csonakazo-to.html
ANONIM (2009b): Duna-Dráva Nemzeti Park. Letöltés dátuma: 2010. 11 30. http://www.foek.hu/zsibongo/termve/np/ddnp.htm
ANONIM (2010): Rétszilasi-halastavak. Letöltés dátuma: 2011. 05 12, forrás: http://www.retimajor.hu/hu/retimajor2/termeszetvedelem/retimajor-kornyezete-1100ha-termeszetvedelmi-terulet
BÁRSONY B. (2004): Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Faunisztikai megfigyelések. Letöltés dátuma: 2011. 01 11. http://www.nimfea.hu/faun
BÁTKY G. (2009): Vízimadár Monitoring a Ferencmajori halastavakon (2006-2007). Letöltés dátuma: 2011. 01 07. http://www.fataj.hu/2010/01/081/TDK2009_BatkyGellert_EMK.pdf
BODNÁR M.ÉS SCHMOTZER A. (2008): Ramsari területek. Letöltés dátuma: 2011. 01 11. http://www.bnpi.hu/?c=vedett/ramsari
BOKOR P., BERTY M. & POTYÓ I. (2008): A gödi Homoksziget és a Dunát kísérő ártér madárvilága. Letöltés dátuma: 2010. 04 18. http://www.borzsony.org/publication/cikk.html
CSONKA P. (2007): A Ferencmajori-halastavak. Letöltés dátuma: 2010. 12 05. http://mme-komarom.hu/fmajor.htm
DOMBAI T. (2010): Récecsalád a sugárúton. Szeged-Délmagyar.hu. Megjelenés dátuma: 2010.04.27. http://www.delmagyar.hu/szeged_hirek/rececsalad_a_sugaruton/2154516/

JAKAB I. & SZALAI F. (1998): Gyöngyöshalászi tó. Letöltés dátuma: 2010. 12. 03. http://www.hkve.org/node/22
KLEINERT J. & VALACH I. (2000): Az Ipoly-mente faunájának fontosabb elemei. Letöltés dátuma: 2005. 11. 04. http://www.zpok.hu/~ipolyunio/ip1m5.html
KMNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA (2006): Körös-Maros Nemzeti Park: Csanádi puszták. Letöltés dátuma: 2011. 01 04, forrás: http://kmnp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu_1135
KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA. (2006): Kiskunsági Nemzeti Park: Bemutatkozás. Letöltés dátuma: 2008. 01 25, forrás: www.knp.hu
KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA. (2009a): Felső Kiskunsági puszta - Réce tanösvény. Letöltés dátuma: 2010. 10. 22. Madárélet a tavon: http://knp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu_1468
KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA. (2009b): Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet. Letöltés dátuma: 2011. 06. 03. http://knp.nemzetipark.gov.hu/print.php?pg=menu_1430&nyelv=0
KNP IGAZGATÓSÁG HONLAPJA. (2009c): Szikra és az Alpári rét - Árpád fejedelem, Várdomb és Kontyvirág tanösvények. Letöltés dátuma: 2010. 12. 05. http://knp.nemzetipark.gov.hu/index.php?pg=menu_1475
KÖNCZEY R. (2003): Piliscsaba természeti értékei. Letöltés dátuma: 2010. 11. 12. Piliscsabáért Egyesület. http://www.piliscsabaert.net/ertekek.htm
MANCZUR, F. (2009): A Kismarosi-(fél)sziget, a Kisduna-ág és a Kismaroshoz tartozó ártéri rétek, továbbá a falutól délre eső területek madárvilágának felmérése. Letöltés dátuma: 2011. 05 20, Mátyásfa Környezetvédő Egyesület honlapja: http://matyasfa.uw.hu/docs/a_kisduna_madarai.pdf
MME MONITORING KÖZPONT HONLAPJA. (2005): Letöltés dátuma: 2010. 03. 12. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. http://mme-monitoring.hu/
MOLNÁR Z.ÉS FERENCZY M. (2005): Pacsmagi Halastavak Természetvédelmi Terület. Letöltés dátuma: 2010. 11. 15. http://www.pacsmag.hu/web/terulet/
MONOKI Á. (2003): Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Letöltés dátuma: 2011. 01. 15. Faunisztikai megfigyelések. www.nimfea.hu/faun
MONOKI Á. (2004): Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Letöltés dátuma: 2011. 01. 04. Faunisztikai megfigyelések: www.nimfea.hu/faun
MONOKI Á. (2005): Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Letöltés dátuma: 2010. 10. 15. Faunisztikai megfigyelések: nimfea.hu/faun
MONOKI Á. (2007): Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Letöltés dátuma: 2011. 01. 15. Faunisztikai megfigyelések: nimfea.hu/faun
NAGY K. (2010): Fénykép – Tőkés réce. Letöltés dátuma: 2010. 12. 06. http://www.mobypicture.com/user/KarolyNagy/view/2
NAGY M. (2010): Bácsalmás és környékének vizei és élővilága Zöld Szíves szemmel. 2010. 02. 09. Letöltés dátuma: 2011. 01 03, forrás: http://vmkb.neobase.hu/content/bacsalmas-kornyekeneknek-vizei-zold-szives-szemmel
NATIONALPARK NEUSIEDLERSEE-SEEWINKEL HIVATALOS HONLAPJA. Letöltés dátuma: 2010. 12. 10., http://www.nationalpark-neusiedlersee-seewinkel.at/hu/pflanzenwelt/ta_voegel/ta_knaekente.html
NATURA KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDŐ KÖZÖSSÉG. (*sine anno*): Hatvani bányatavak. Letöltés dátuma: 2010. 12. 22. http://www.hkve.org/node/24
NATURA2000 (2009): Natura2000 területek fenntartási terveinek háttérinformációi: Natura2000 fajok, élőhelyek listája. Letöltés dátuma: 2011. 01. 13. http://www.naturaterv.hu/
NÉMETH Á. & PIGNICZKI CS. (2003): Kolon-tó. Letöltés dátuma: 2010. 12. 01. http://www.kolon-to.com/00_index_hu.html
NÉMETH F. B. (2010): A vízimadarak érdekében teszik. Napló-Online.hu 2010.06.05. Letöltés dátuma: 2011. 01. 04. http://www.naplo-online.hu/fooldal/20100604_vizimadarak_varpalota/print
PATAKI Z., HARIS L. & SELMECZI KOVÁCS Á. (1995): Természeti értékfeltáró munkák Vác város külterületén. Letöltés dátuma: 2010. 12. 03. http://www.pkmk.hu/fuzike/index.html
PORTA KÖZHASZNÚ EGYESÜLET (2005): Letöltés dátuma: 2010. 12. 07. http://portaegyesulet.hu/hun/
SALLAI R. B. (1995): Élő örökségünk: A túrkevei halastó-rendszer és környékének élővilága. Letöltés dátuma: 2006. 12. 04. http://www.nimfea.hu/programjaink/nvtka/16malom.htm
SÁRVÍZ TÉRSÉGFEJLESZTŐ EGYESÜLET (2003): "Sárvíz" ökofolyosó térhasználati alap-programja. Székesfehérvár. Letöltés dátuma: 2006. 12. 19. http://www.sarviz.hu/turisztika/doku/okofolyoso_tanulmany_bemutato.pdf
SELMECZI KOVÁCS Á. (2004): A Morgó-patak madárvilága. Letöltés dátuma: 2010. 11. 15. Mátyásfa Környezetvédő Egyesület / Pest Környéki Madarász Kör. http://matyasfa.uw.hu/docs/selmeczi.rtf
SOPRONI J. (2008): Tőkés réce fotó. Letöltés dátuma: 2010. 12. 06. http://sjfoto.hu/birds/080712_anapla.html
SOVON HONLAPJA. (*sine anno*). Letöltés dátuma: 29. 09 2010, forrás: The EBBC Atlas of European Breeding Bir. http://www.sovon.nl/ebcc/eoa

SZATYMAZ TELEPÜLÉS OLDALA (*sine anno*) Letöltés dátuma: 2011. 01. 03. http://www.szeporszag.hu/Szatymaz.telepules

SZÉLL A. (2005): A mezőberényi szikes tó madárvilágáról. Letöltés dátuma: 2006. 12. 04. http://www.mezobereny.hu/index.php?lid=1&fid=166&aid=747

TÜSKE E. & BOROS E. (2009): Tavasszal a tó közelében. Biatorbágyi Tájvédő Egyesület. Letöltés dátuma: 2011. 01. 03. http://www.biatorbagy.org/aktualis/tavasszal-a-to-kozeleben/

TÓTH T. (2000): A szentesi Lapistó-fertő tájtörténete, mai táji-természeti és kultúrtörténeti értékei. Letöltés dátuma: 2006. 12. 04. http://www.nimfea.hu/programjaink/nvtka/14szentes.htm

TAPPANCS ÁLLATVÉDŐ ALAPÍTVÁNY (2010): Vadkacsák a Zápor-tavon. Letöltés dátuma: 2010.11.15. http://www.tappancstanya.hu/en/node/1206

TOKODY B. (2009): A szegedi Fehér-tón előforduló madárfajok listája. Letöltés dátuma: 2010. 11. 15. http://www.fotringing.hu/oldal/fotmadarai.aspx

VÁNYI, R. & BONA, G. (2004): A Bihari-sík Tájvédelmi Körzet. Letöltés dátuma: 2006. 12 16, forrás: http://www.hnp.hu/78-8320.php

VÍZIMADÁR ADATBÁZIS HONLAPJA (2010): Letöltés dátuma: 2011. 10. 12. http://vizimadaradatbazis.mme.hu/page/introduction

ZÁVOCZKY SZ. (2005): Somogy Megye Környezetvédelmi Programja. Letöltés dátuma: 2010. 12. 04. http://www.teruletfejlesztes.somogy.hu/kornyezetvedelem

BREEDING DISTRIBUTION OF HUNGARIAN DUCK SPECIES

Barabás, L.

SUMMARY

I started to study the breeding populations of duck species in Hungary by collecting data on nesting from the past 50 years. These information originated from several different sources: egg collections in museums, duckling ringing data, published observations in print or via internet and lastly recent field observations of professional ornithologists and myself. Primarily, my aim was to create presence/absence maps from these nesting information of ducks, but besides I also collected estimations on quantity where it had been available. I present the gathered information in 10x10 km UTM maps for each species. In most cases I divided the data before and after 1990, in order to be able to track changes in the expansion of nesting areas.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.04

RITKÁBB VÍZIVADFAJOK ELŐFORDULÁSA MAGYARORSZÁGON A 2001/2002-ES, A 2002/2003-AS ÉS A 2003/2004-ES IDÉNYBEN

THE OCCURENCE OF RARE WATERBIRD SPECIES IN HUNGARY DURING THE 2001/2002, 2002/2003 AND 2003/2004 SEASONS

Hadarics Tibor

Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
H–9400 Sopron, Wälder József utca 4. D/2.

1. BEVEZETÉS

A szervezett vízivad szinkronmegfigyelések Magyarországon 1955 óta folynak. Kezdetben csak a legjelentősebb vízivadas területekről gyűjtötték az adatokat. A megfigyelések a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület megalakulásával váltak országossá. A megfigyelők által beküldött adatok rendszeresen eljutottak az európai feldolgozóközpontba, Slimbridge-be, de itthon alig kerültek feldolgozásra, sőt még közlésre sem. Az 1986 szeptembere és 1992 decembere közötti adatok táblázatos formában rendszeresen megjelentek ugyan az Egyesület által kiadott *Oxyura* című híradóban, de ez csupán az adatok tényszerű közlése volt, különösebb elemzések nélkül. Egyedül a vadludak vonatkozásában születtek feldolgozások (FARAGÓ, 1995, 1996, 1998b, 1999b, 2001b, 2002b, 2002c; FARAGÓ & JÁNOSKA, 1996). Az 1996/97-es szezonról már részletes dolgozat jelent meg, amely – a vadludak kivételével – a felmérésbe bevont fajok teljes körét (búvárok, vöcskök, úszó- és bukórécék, bukók) feldolgozza (FARAGÓ, 1998a). Az 1997/98-as (FARAGÓ, 1999a, 1999b), az 1998/99-es (FARAGÓ, 2001a, 2001b), az 1999/2000-es (FARAGÓ, 2002a; FARAGÓ & GOSZTONYI, 2002) és a 2000/2001-es szezon szinkronmegfigyeléseinek részletes eredményeit feldolgozó közlemények (FARAGÓ, 2002a, 2002c) már szintén napvilágot láttak. A ritkább vízivadfajok 1997/98-as (HADARICS, 2000), 1998/99-es (HADARICS, 2003a), 1999/2000-es (HADARICS, 2003b) és 2000/2001-es idénybeli előfordulásairól megjelent közlemények (HADARICS, 2008) e fajoknak már nemcsak a szinkronnapokon tett megfigyeléseit, hanem valamennyi ismertté vált hazai előfordulását tartalmazzák.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A szinkron megfigyelések minden hónap 15-éhez közelebb eső hétvégén történnek. A gyakori, és hazánkon nagy tömegben átvonuló fajok vonulás dinamikája szempontjából ez a havonkénti felmérés elégnek látszik, bár nyilván gyakoribb adatgyűjtéssel pontosabb képet kaphatnánk, hiszen elképzelhető, hogy egy-egy faj vonulásának csúcspontja éppen a két felmérés közötti időszakra esik. Aki gyakran jár terepre az tudhatja, hogy sokszor napok alatt is jelentős mennyiségi változások lehetnek a madarak számában.

A hazánkban ritkábban megjelenő madárfajok vonulás dinamikája a havi egy felméréssel már nem rajzolódik ki teljesen, hiszen minél ritkább egy faj, annál kisebb a valószínűsége, hogy éppen a szinkronnapokon kerül szem elé. Ezért az alábbi írásban közreadjuk a Magyarországon ritka vagy közepesen ritka fajok valamennyi adatát. Természetesen ezek az adatsorok a gyakori fajok szinkronadataival nem vethetők össze, de az adott madárfaj vonulásáról hűbb képet rajzolnak.

A korábbi hasonló közlemények (HADARICS, 2000, 2003a, 2003b, 2008) adatai a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület *Túzok* című folyóiratának faunisztikai adatbázisából származtak, és nagy részük megjelent a lap „Érdekes madármegfigyelések" című rovatában. A *Túzok* 2001-ben megszűnt, s vele az adatgyűjtés is. Az utolsó publikált számban (6. évfolyam 3. szám) a 2001. május–júliusi érdekes megfigyelések voltak, a 6. évfolyam 4. száma – bár a faunisztikai cikk (augusztus–október) elkészült – már nem jelent meg.

Néhány évig nem volt faunisztikai adatgyűjtés, így ebből az időszakból a közepesen ritka fajok adatai gyakorlatilag semmilyen fórum által nem lettek összegyűjtve, ezért ezekből az évekből (2001/2002-es, 2002/2003-as és 2003/2004-es vonulási idény) csak a ritka, a Nomenclator Bizottság által hitelesítendő előfordulású fajokról rendelkezünk adatokkal. A közepesen ritka vízimadárfajokról (északi búvár, sarki búvár, kis kárókatona, apácalúd, vörösnyakú lúd, bütykös ásólúd, üstökösréce, hegyi réce, fekete réce, füstös réce és örvös bukó) ebből az időszakból csak szórványos adataink vannak. Ezen adatok mennyisége e fajok valószínű előfordulási gyakoriságától számban jelentősen elmarad, így e madárfajok vonulásának időbeli és/vagy térbeli mintázatának bemutatására messze nem elegendő. Ezen okból ezeknek a közepesen gyakori fajoknak ezekből az évekből még az amúgy rendelkezésre álló – főleg 2001 őszéről és 2004 tavaszáról származó – néhány adatát sem közöljük.

Az adatgyűjtés a www.birding.hu honlap indulásával új lendületet kapott. A honlap 2004 májusában indult, így gyakorlatilag a 2004/2005-ös idényt már teljes egészében lefedi, ami azt jelenti, hogy a 2004/2005-idénytől kezdve már ismét évente közre tudjuk adni a ritkább vízivadfajok előfordulási adatait fajonként szerkesztett formában, elsősorban a www.birding.hu honlapra feltöltött adatokra támaszkodva.

Amennyiben egy madár huzamosabb ideig tartózkodik valamely területen, akkor több egymás utáni vagy közel egymás utáni adat is vonatkozhat ugyanarra a példányra (az adatokat ugyanis csak akkor vontam össze, ha egymás utáni napokon történő megfigyelések nagy valószínűséggel ugyanarra a példányra vagy példányokra vonatkoznak, egyéb esetekben csak a tényleges megfigyelési napokat közöljük). Ha vélhetően ugyanazon példány két megfigyelése között eltelt néhány nap, amikor nincs a madárról adat, akkor valószínűsíthető, hogy azokon a napokon nem járt megfigyelő a területen, esetleg elkerülte a figyelmet a madár, de az is elképzelhető, hogy éppen átmenetileg egy másik területen (pl. egy másik közeli halastavon) tartózkodott a madár.

A megfigyelt madarak korára és ivarára minden esetben a megfigyelők által megadottakat használom, ezért előfordulhat, hogy egy madár egyszer *ad.*-nak máskor *juv.*-nak van határozva (de persze előfordulhat az is, hogy két különböző madárról van szó), ugyanis a különböző megfigyelők sokszor eltérően határozzák, illetve ítélik meg ugyanazon példány korát.

Egyes madárfajok előfordulási adatai a Nomenclator Bizottság által hitelesítendők. Az adat hitelesített vagy még nem bírált (és így nem is hitelesített voltára) a szöveges részben utalok. A Nomenclator Bizottság által elutasított adatokat a felsorolásból kihagytam. A még nem bírált adatokat a dátum után tett csillaggal (*) jelzem, ezeknél az adatoknál a megfigyelők nevét nem adom meg.

Jelen közlemény térképein csak a tárgyalt három vonulási szezont ábrázoltuk külön-külön, az egyes szezonokon belül az őszi (július–december) és a tavaszi (január–június) előfordulásokat nem különítettük el (nem ábrázoltuk külön térképen). A térképeken csak az előfordulási helyeket tüntettük fel, az egyedszámokra és a területenkénti előfordulások gyakoriságára a térképekből nem lehet következtetni.

3. EREDMÉNYEK

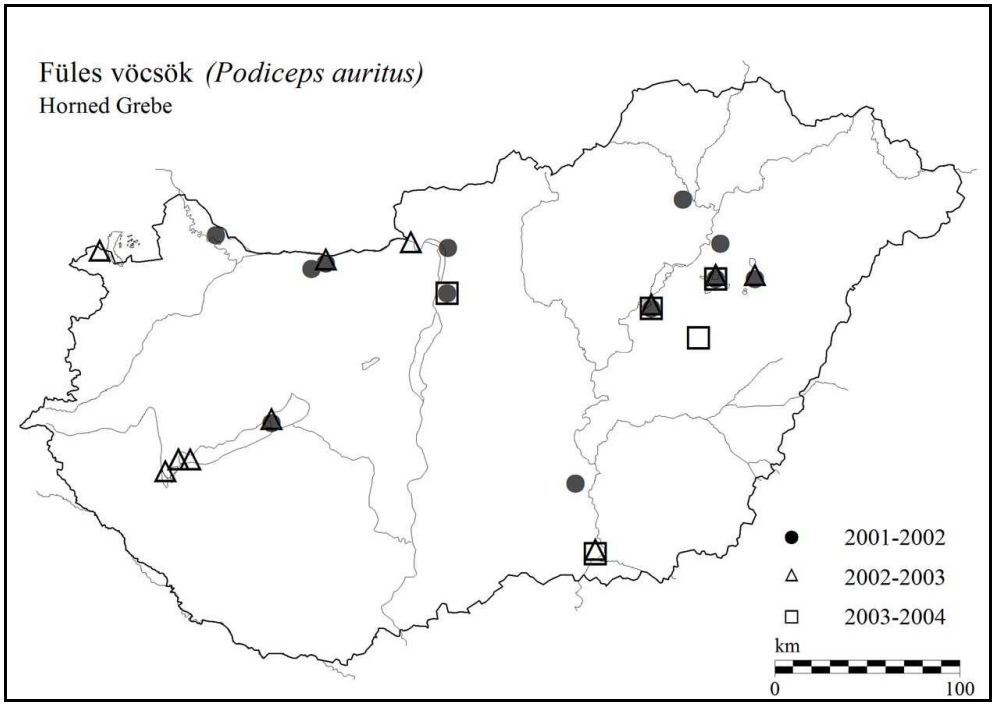
3.1. Jeges búvár (*Gavia immer*)

A 2003/2004-es szezonban, a tavaszi vonulás során (igaz már elég későn, a nyár elején) bukkant fel egy nászruhás példány, amelyik két napig időzött a kiskunlacházi bányatavakon. Az adatot a Nomenclator Bizottság elfogadta, így a jeges búvárnak ez a hetedik bizonyított magyarországi előfordulása.

2004.06.06–07.	Kiskunlacháza, bányatavak	1 *ad.*	Horváth G., Szabó Z., Ungi B. és mások

3.2. Füles vöcsök (*Podiceps auritus*)

A 2001/2002-es idényben már igen korán, augusztusban megjelent (és több mint két hétig időzött) egy fiatal példány a Ferencmajori-halastavakon. Az őszi vonuláson októberben végétől december közepéig szórványosan lehetett látni magányos egyedeket vagy legfeljebb három példányból álló kis csapatokat. Az előfordulások területi megoszlása igen szórványos, nagyobb álló és folyóvizeink mellett kisebb tavakon is megjelent. Tavaszi vonuláson jóval ritkábban került szem elé, február közepén a Hortobágyon, április második felében pedig Mocsa és Tömörkény határában láttak egy-egy öreg madarat.



1. térkép: A füles vöcsök előfordulása Magyarországon, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004

Map 1: Horned Grebe in Hungary observed, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004

A 2002/2003-as idényben október közepétől november végéig voltak előfordulásai, általában egyesével vagy kettesével került szem elé, egy alkalommal láttak öt példányt egyszerre. Legtöbb megfigyelése a Balatonról származik. A tavaszi vonulásról mindössze két adata ismert, a szegedi Fehér-tavon és a Hortobágyi-halastavon láttak egy-egy öreg madarat.

A 2003/2004-es idényben a korábbiaknál jóval ritkábban fordult elő. Október utolsó harmadától január közepéig voltak megfigyelései, a tavaszi vonulás során egyáltalán nem

került szem elé. Az adatok szinte kizárólag az Alföldről származnak, minden alkalommal magányos példányokat láttak. A Hortobágyi-halastavon hosszasan időzött egy példány (**1. térkép**).

2001.08.10–26.	Naszály, Ferencmajori-halastavak	1 *juv.* (1y)	Csonka P. és mások
2001.10.25.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	2 *ad.*	Tar J.
2001.10.26–28.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *ad.*	Ecsedi Z., Tar J., M. Watson, Oláh J. és mások
2001.10.28.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	3 *ad.*	Oláh J., Tar J.
2001.10.29–11.04.	Abádszalók, Tisza-tó (Abádszalóki-öböl)	3	Zalai T., Borbáth P.
2001.11.01–23.	Tihany, Balaton (Tihanyi-szoros)	1	Oláh J., Pigniczki Cs., Zalai T. és mások
2001.11.02.	Naszály, Ferencmajori-halastavak	1 *ad.*	Riezing N.
2001.11.07.	Abádszalók, Tisza-tó (Abádszalóki-öböl)	2	Zalai T.
2001.11.10–11.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	1 *ad.*	Tar J.
2001.11.11.	Hortobágy, Bivalyhalmi-halastó	1 *ad.*	Tar J.
2001.11.14.	Ásványráró, Szilfási-zárás	2	Laczik D.
2001.11.25.	Nyékládháza, bányató	2 *ad.*	Simay A., Simay G., Simay A.
2001.11.26.	Budapest, Duna (Újpesti vasúti híd)	1 *ad.*	Fodor A.
2001.12.01.	Nyékládháza, bányató	3 *ad.*	Simay A., Simay A., Kovács A.
2001.12.15.	Vác és Kismaros között, Duna	1	Szinai P.
2002.02.16.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *ad.*	Hunyadvári P., Gulyás V.
2002.04.16–25.	Mocsa, Boldogasszony-tó	1 *ad.*	Pénzes L., Csonka P. és mások
2002.04.28.	Tömörkény, Csaj-tó	1 *ad.*	Barkóczi Cs., Szabó A., Bod P.
2002.10.közepe	Balatonberény, Balaton	1	Gál Sz. és társai
2002.10.31–11.09.	Szeged, Szegedi-Fertő	1 *ad.*	Engi L., Kókai K., Puskás J.; Mészáros Cs.
2002.11.02.	Zalavár, Kis-Balaton	1	Gál Sz., Cser Sz., Faragó Á., Talabér G.
2002.11.08.	Abádszalók, Tisza-tó (Abádszalóki-öböl)	1	Zalai T.
2002.11.09.	Abádszalók, Tisza-tó (Abádszalóki-öböl)	2 *ad.*	Gődér R., Zalai T., Tar J., Emri T., Tokody B. és társaik
2002.11.09.	Fenékpuszta, Balaton	5	Palatin G., Gál Sz., Faragó I. Cs., Faragó Á.
2002.11.10.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *ad.*	Kovács G.; Tar J.
2002.11.10–17.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	1 *ad.*	Tar J.; Szilágyi A.
2002.11.13.	Fertőrákos, Fertő (Rákosi-öböl)	2	Mogyorósi S., Hadarics T.
2002.11.16.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *ad.*	Kovács G.; Ecsedi Z., Oláh J., Tar J.
2002.11.16.	Tihany, Balaton	1 *ad.*	Vasuta G. és társai
2002.11.17.	Fenékpuszta, Balaton	1	Vasuta G. és társai
2002.11.23.	Fenékpuszta, Balaton	2	Cser Sz., Gál Sz., Faragó Á.
2002.11.24–12.15.	Pilismarót, Duna (Pilismaróti-öböl)	1	Lendvai Cs., Vasuta G. és mások
2002.11.27.	Naszály, Ferencmajori-halastavak	1	Csonka P.
2003.04.10.	Szeged, Fehér-tó	1 *ad.*	Mészáros Cs.
2003.04.22.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó (Kondás)	1 *ad.*	Tar J., Szilágyi A.
2003.10.24.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó (Kondás)	1 *ad.*	Tar J.
2003.11.07.	Szeged, Szegedi-Fertő	1 *ad.*	Mészáros Cs., Vesztergom N.
2003.11.08.	Abádszalók, Tisza-tó (Abádszalóki-öböl)	1	Borbáth P., Zalai T.
2003.11.08–24.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó (Kondás)	1 *ad.*	Gyüre P., Oláh J., Ecsedi Z., Emri T., Tar J. és mások
2003.11.20.	Karcag, Kecskeri-víztároló	1	Monoki Á.

2003.12.08.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó (Kondás)	1	Tar J.
2004.01.12.	Budapest, Duna (Békásmegyer)	1	Lendvai Cs.

3.3. Kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*)

2002-ben a Hortobágyi-halastavon 70 pár, a szintén a Hortobágyon lévő Derzsi-halastavon 80-10 pár fészkelt, így teljes hortobágyi állománya 150-170 pár közé tehető (OLÁH & KONYHÁS, 2004). Tiszaalpáron (Alpári-rét) 3-5 párra (BÁRTOL I., *pers. comm.*), a Kis-Balatonon 5-10 párra (BENKE SZ. & DARÁZSI ZS., *pers. comm.*) becsülték a költőpárok számát. 15-20 pár valószínűleg fészkelt Biharugrán, az Ugrai-réten (TŐGYE, 2004b), és lehetséges, hogy néhány pár a Csaj-tavon is megtelepedett (NAGY T., *pers. comm.*). 2002-ben a teljes hazai költőállomány – csak azokat a területeket számolva, ahol a faj biztosan fészkelt – 158-185 pár közötti volt.

2003-ban a Hortobágyi-halastavon 60-80 párra, a Derzsi-halastavon 100-120 párra becsülték költőállományát, így a Hortobágyon fészkelők száma 160-200 pár közöttire tehető (OLÁH & KONYHÁS, 2004). Tiszaalpáron 3-4 párra (SZINAI, 2005), a Kis-Balatonon 25-70 párra (SZINAI, 2005), Biharugrán pedig 22-29 párra (Biharugrai-halastavak 10-12 pár, Ugrai-rét 12-17 pár) becsülték állományát (TŐGYE, 2004a), és lehetséges, hogy néhány pár a Csaj-tavon is megtelepedett (NAGY T., *pers. comm.*). 2003-ban a teljes hazai költőállomány – csak azokat a területeket számolva, ahol a faj biztosan fészkelt – 210-303 pár közötti volt.

2004-ben a Hortobágyi-halastavon 50-70 párra, a Derzsi-halastavon 100-120 párra becsülték költőállományát, így a Hortobágyon fészkelők száma 150-190 pár közöttire tehető (SZINAI, 2005). 2004-ben 25-30 pár költött a Tisza-tavon (VÉGVÁRI ZS., *pers. comm.*), 8-10 pár az Alpári-réten (SZINAI, 2005), 8 pár Biharugrán (Ugrai-rét) (TŐGYE J. & TÓTH I., *pers. comm.*), 2 pár pedig Soponyán (SZINAI, 2005). A Kis-Balatonon a fészkelők száma ebben az évben megugrott, számukat 80-100 párra becsülték (SZINAI, 2005). Lehetséges, hogy néhány pár ebben az évben is megtelepedett a Csaj-tavon (NAGY T., *pers. comm.*). 2004-ben a teljes hazai költőállomány – csak azokat a területeket számolva, ahol a faj biztosan fészkelt – 273-340 pár közötti volt, a korábbi évekhez képest tapasztalható emelkedés egyértelműen a kis-balatoni állomány számában bekövetkezett pozitív változásnak tudható be.

3.4. Rózsás gödény (*Pelecanus onocrotalus*)

A 2001/2002-es szezonban egy példány került szem elé hazánkban, ezt a madarat viszont 2001 nyarának közepétől egészen november első harmadáig számtalanszor megfigyelték a Csaj-tavon.

A 2003/2004-es szezonban tavasszal került elő egy példány, amely mintegy három hétig tartózkodott Biharugrán.

2001.07.29–11.11.	Tömörkény, Csaj-tó	1 *subad.*	Bede Á., Oláh J., Nagy T., Szabó A., Bíró K.
2004.04.29–05.19.	Biharugra, Biharugrai-halastavak és Ugrai-rét	1 *subad.*	Kis Gy., Bíró I., Vasas A. és mások

3.5. Vörhenyes gödény (*Pelecanus rufescens*)

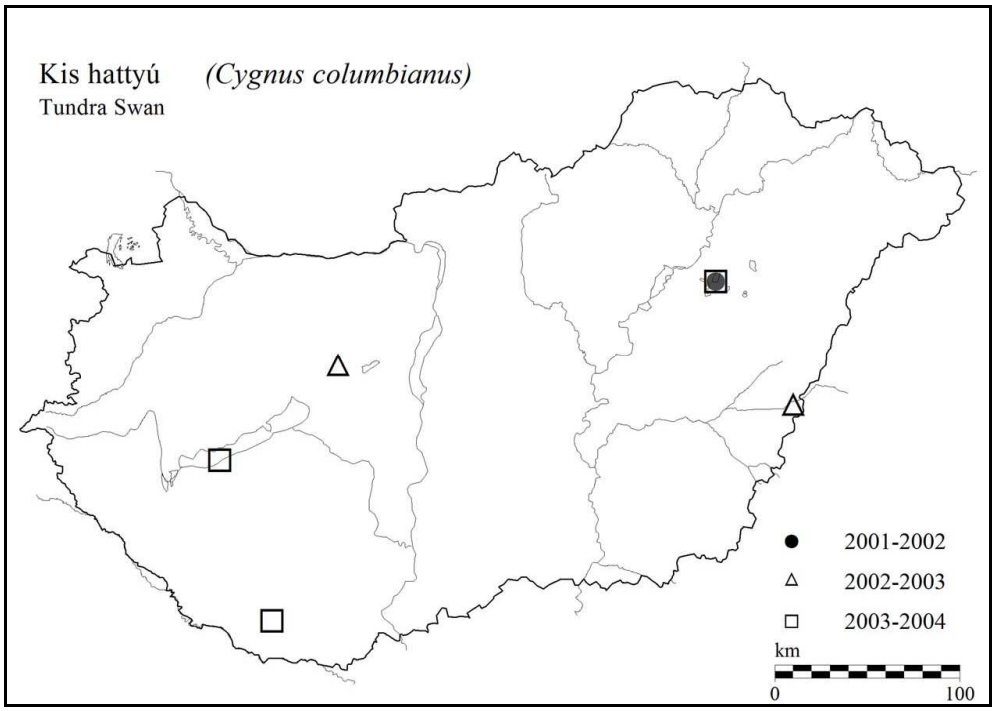
A 2001/2002-es szezon tavaszán egy öreg példányát figyelték meg és fényképezték le Ács közelében ennek a hazánkban korábban még soha elő nem fordult, Afrikában honos gödényfajnak. Az adatot a Nomenclator Bizottság D_E kategóriába sorolta, azaz a madár eredete bizonytalan, természetes állományból való származása nem valószínűsíthető.

2002.03.24.	Ács, Rosta-rét	1 *ad.* (D_E)	Szentirmai I., Argai S.

3.6. Fekete hattyú (*Cygnus atratus*)
Ennek a vadon Ausztráliában élő hattyúfajnak – amelyet egyébként Európában széles körben tartanak állatkertekben és parkokban – egy előfordulása vált ismertté a tárgyalt időszakból, a 2001/2002-es szezon tavaszán bukkant fel egy madár a Fertőn. A Nomenclator Bizottság biztosan fogságból szökött madárként (E kategória) fogadta el az adatot, tekintve, hogy semmi esély nincs arra, hogy e faj egy példánya természetes úton Ausztráliából Európába kerüljön.

2002.03.14–21.	Fertőrákos, Fertő (Rákosi-öböl)	1 *imm.* (2y) (E)	Hadarics T., Mogyorósi S., Molnár B.; Laczik D.

3.7. Kis hattyú (*Cygnus columbianus*)
A 2001/2002-es szezon tavaszán a Hortobágyon bukkant fel egy család (két öreg madár három előző évi fiatallal), a fajnak ez volt a tizennegyedik előfordulása hazánkban.
A 2002/2003-as szezon őszén Székesfehérvár mellett tűnt fel szintén egy család (két öreg madár négy azévi fiatallal), a madarak mintegy egy hónapot időztek a területen (tizenötödik hazai előfordulás). Ezen az őszön Biharugrán is láttak egy öreg példányt (tizenhatodik hazai előfordulás).



2. térkép: A kis hattyú előfordulása Magyarországon, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004
Map 2: Tundra Swan in Hungary observed, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004

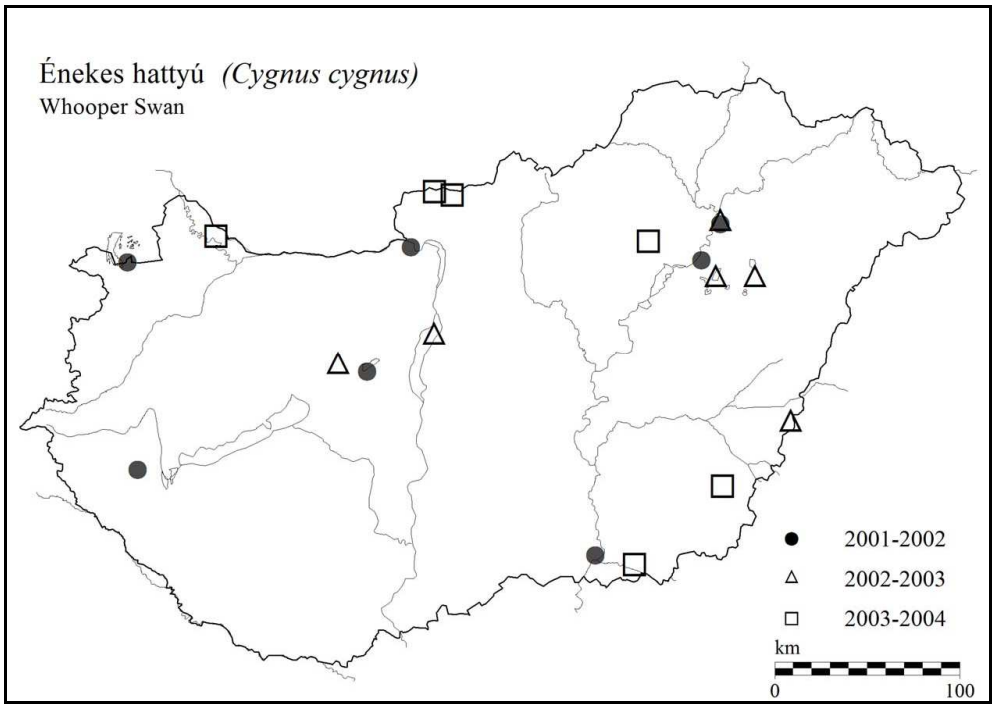
A 2003/2004-es szezonban ősszel a Balatonon, kora tavasszal a Sumonyi-halastavon láttak két-két öreg madarat, március első harmadában pedig a Hortobágyon tűnt fel három példány (tizenhetedik–tizenkilencedik hazai előfordulás) (**2. térkép**).

2002.03.03–11.	Hortobágy, Fényesi- és Hortobágyi-halastó (Kondás)	2 *ad.* + 3 *imm.* (2y)	Simay A., Simay A., Simay G.; Tar J. és mások
2002.11.16–	Székesfehérvár, Vörösmarty-	2 *ad.* + 4 *juv.*	Staudinger I.; Hadarics T.; Schmidt

12.14.	halastavak	(1y)	A. és mások
2002.10.31–12.21.	Biharugra, Biharugrai-halastavak	1 *ad.*	Kis Gy., Tőgye J., Vasas A. és mások
2003.11.23.	Fonyód, Balaton	2 *ad.*	Lendvai Cs., Fodor A. és társaik
2004.01.02–03.11.	Sumony, Sumonyi-halastó	2 *ad.*	Ónodi M. és mások
2004.03.05–10.	Hortobágy, Fényesi- és Hortobágyi-halastó (Kondás)	3 *ad.*	Tar J., Szilágyi A., Oláh J., Tihanyi G. és mások

3.8. Énekes hattyú (*Cygnus cygnus*)

A 2001/2002-es szezonban mintegy tíz napig tartózkodott egy vonuló énekeshattyú-család a Polgári-halastavon (eközben a hat fióka közül az egyik elpusztult). Ezen az őszön e madarakon kívül csak a Dinnyési-Fertőnél figyelték meg a fajt. A tél végén (január vége – február eleje) három helyen is szem elé került, sőt Tiszacsege határában január végétől egészen március elejéig kitartott egy hét öreg madárból álló csapat. Áprilisban a Fertőn is feltűnt egy öreg madár (bütykös hattyúk közé vegyülve úszkált két napig a fertőrákosi üdülőtelepen).



3. térkép: Az énekes hattyú előfordulása Magyarországon, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004

Map 3: Whooper Swan in Hungary observed, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004

A 2002/2003-as szezonban ősszel csak a Polgári-halastavon és Székesfehérvár környékén tűnt fel néhány példány, a Soroksári-Dunán viszont december közepétől január közepéig tartózkodott egy telelő család. Tavasszal a Hortobágyi-halastavon láttak egy példányt, és meglehetősen későn – szinte már a nyár elején – Balmazújváros közelében bukkant fel három öreg madár.

A 2003/2004-es idényből csak egyetlen őszi adat vált ismertté, és télen is csak egy helyen (Szigetköz) látták (**3. térkép**). A tavaszi vonulás során, márciusban két helyen figyelték meg.

Áprilisban és májusban Nógrád megyében láttak két öreg madarat, ezek valószínűleg már azok a példányok voltak, amelyek a következő években fészkelésre is ezt a területet választották.

2001.11.17–18.	Polgár, Polgári-halastó	1 *ad.* + 6 *juv.*	Tar A., Emri T., Gyüre P., Zöld B. és mások
2001.11.20.	Polgár, Polgári-halastó	1 *ad.* + 6 *juv.*	Konyhás S.
2001.11.22.	Polgár, Polgári-halastó	1 *ad.* + 5 *juv.*	Simay A., Simay A., Kovács A.
2001.11.24.	Polgár, Polgári-halastó	1 *ad.* + 5 *juv.*	Tar A., Zöld B., Emri T., Gyüre P.; Simay A.
2001.11.25.	Dinnyés, Dinnyési-Fertő	2 *ad.*	Lendvai Cs., Verseczki N., Berényi Zs.
2001.11.26.	Polgár, Polgári-halastó	1 *ad.* + 5 *juv.*	Tar J.
2002.01.21–26.	Tiszacsege, Kis-major	1 *ad.*	Tar J.
2002.01.27.	Pilismarót, Duna (Pilismaróti-öböl)	4 *ad.*	Laposa D.
2002.02.02.	Szeged, Szegedi-Fertő	3 *ad.* + 1 *imm.*	Kókai K.
2002.01.31–03.04.	Tiszacsege, Szilágyi-dűlő	7 *ad.*	Simay A., Simay A., Simay G. és mások
2002.03.07–10.	Pötréte, bányatavak	2 *ad.*	Faragó Á., Cser Sz., Cser Sz.
2002.04.07–08.	Fertőrákos, Fertő (Rákosi-öböl)	1 *ad.*	Gáti E., Sebe K., Laczik D.; Hadarics T. és mások
2002.11.26.	Polgár, Polgári-halastó	2 *ad.*	Katona Cs.
2002.12.10–14.	Székesfehérvár, Vörösmarty-halastavak	1 *ad.*	Tokody B., Széll A.; Vasuta G. és mások
2002.12.16–2003.01.16.	Szigetszentmiklós, Soroksári-Duna	2 *ad.* + 3 *imm.*	Kókay B.
2002.12.21.	Geszt, Begécsi-víztároló	15 ad. + 3 imm.	Széll A., Tőgye J., Vasas A.
2003.03.20.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *ad.*	Simay G.
2003.06.19.	Balmazújváros, Kis-szeg	3 *ad.*	Szilágyi A.
2003.11.13–14.	Szabadkígyós, Apáti-puszta	1 *ad.*	Forgách B., Tóth I.
2004.01.24.	Ásványráró, Duna	2 *ad.*	Udvardy F., Krammerhofer Z.
2004.03.11–15.	Makó-Rákos, Montág-puszta	2 *ad.* + 2 *imm.*	Kotymán L.; Mészáros Cs.; Kókai K.
2004.03.14.	Mezőkövesd, Hór-völgyi-víztároló	3 *ad.*	Sali I., Fitala Cs., Krisztián L.-né
2004.04.17.	Drégelypalánk, Csadó-tanya	2 *ad.*	Selmeczi Kovács Á.
2004.05.13.	Dejtár, Nagy-tó	2 *ad.*	Selmeczi Kovács Á., Pintér B., Verseczki N.

3.9. Rövidcsőrű lúd (*Anser brachyrhynchus*)

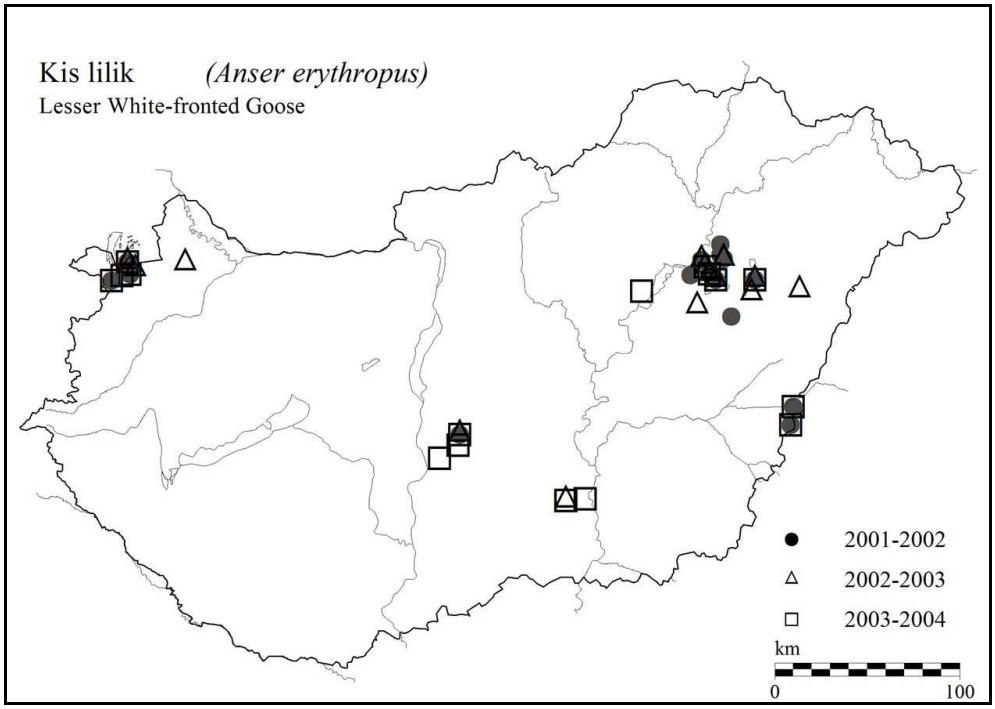
A 2002/2003-as szezon tavaszán, március végén és április elején mindössze két napig volt megfigyelhető egy példány a Dél-Alföldön. A Nomenclator Bizottság az adatot hitelesítette (tizenkettedik hazai előfordulás).

2003.03.31–04.01.	Pusztaszer, Büdös-szék	1 *ad.*	Nagy T. és mások

3.10. Kis lilik (*Anser erythropus*)

A 2001/2002-es idényben az őszi vonuláson szinte kizárólag a Hortobágy térségében került szem elé. A madarak szeptember utolsó hetében érkeztek és november végéig mutatkoztak változó számban a Dinnyés-laposon, a Cserepes-pusztán, illetve a Hortobágyi-halastavon. Maximális egyedszámuk 59 példány volt október közepén. A téli időszakból a Fertő környékéről és a Hortobágyról vannak adatok. A tavaszi vonulás során többször megfigyeltek

néhány példányt Biharugra környékén, a Hortobágyra nagyobb számban március utolsó hetében érkeztek, az ebben az időben megfigyelt legnagyobb egyedszáma 53 példány volt a Hortobágyi-halastavon.



4. térkép: A kis lilik előfordulása Magyarországon, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004
Map 4: Lesser White-fronted Goose in Hungary observed, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004

A 2002/2003-as idényben az átvonuló kis lilikek szeptember közepén érkeztek a Hortobágyra, maximális egyedszámuk 49 példány volt október utolsó harmadában. Zömük október végéig, november elejéig maradt, később már csak néhány példányt láttak a Hortobágyon. Késő ősszel még a Duna–Tisza közén is mutatkozott néhány példány, a Fertőnél viszont csak márciusban tűnt fel néhány egyed. A Hortobágyra március végén érkeztek a tavaszi átvonulók, maximális egyedszámuk 46 példány volt április közepén, de április végére már teljesen eltűntek a területről (továbbvonultak északra).
A 2003/2004-es idényben az elsők szeptember közepe után érkeztek a Hortobágyra, maximális egyedszámuk az őszi vonulás során 45 példány volt szeptember végén. November második hetétől már csak néhány példányt lehetett a Hortobágyon megfigyelni, de novemberben már a Dél-Alföldön, Biharugra környékén, a Duna-Tisza közén és a Fertő mellett is megjelent néhány egyed. Tavasszal a Hortobágyon március végén bukkantak fel ismét, ekkor mindössze két hetet időztek a területen, maximális egyedszámuk – amely szokatlan módon meghaladta az őszi maximumot – április 9-én 59 példány volt (**4. térkép**).

2001.09.25–26.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	4 *ad.* + 5 *juv.*	Tar J.
2001.09.27.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	23	Tar J.
2001.09.28.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	17	Nagy T. és társai
2001.09.29.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	21	Emri T., Zöld B., Gyüre P.
2001.10.01.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	18 *ad.* + 33 *juv.*	Tar J.
2001.10.03.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	54	Tar J.
2001.10.05.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	1	Oláh J., Tar J.

2001.10.08.	Tiszacsege, Cserepes-puszta	30	Schmidt A. és társai
2001.10.09.	Tiszacsege, Cserepes-puszta	kb. 50	Schmidt A. és társai
2001.10.10.	Tiszacsege, Cserepes-puszta	21	Végvári Zs.
2001.10.10.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	8 *ad.* + 10 *juv.*	Konyhás S.; Tar J.
2001.10.11–12.	Hortobágy, Bivalyhalmi-halastó	55	Nagy T., Tar J.
2001.10.12.	Hortobágy, Bödön-hát	1 *ad.*	Tar J.
2001.10.13.	Hortobágy, Bivalyhalmi-halastó	40	Tar J.
2001.10.13.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	29	Tar J.
2001.10.14.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	22	Tar J., Szilágyi A., Zalai T.
2001.10.15.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	59	Konyhás S.
2001.10.15.	Újszentmargita	9	Nagy T. és társai
2001.10.15.	Tiszacsege, Cserepes-puszta	59	Konyhás S.
2001.10.16.	Tiszacsege, Cserepes-puszta	4 *ad.* + 7 *juv.*	Konyhás S., Tar J.
2001.10.19.	Tiszacsege, Cserepes-puszta	6 *ad.* + 10 *juv.*	Konyhás J., Konyhás S.
2001.10.19.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	5 *ad.* + 6 *juv.*	Oláh J.
2001.10.20.	Hortobágy, Derzsi-halastó	29	Emri T., Gyüre P., Konyhás S.
2001.10.20.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	55	Kovács G.
2001.10.21.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	36	Tokody B. és társai
2001.10.22.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	55 + 16	Tar J. és társai
2001.10.23.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	46	Tar J. és társai
2001.10.25.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	48	Tar J.
2001.10.27.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	49	Oláh J., Tar J.
2001.10.28.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	30	Emri T.; Tar A.
2001.10.31.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	4	Oláh J.
2001.11.03.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	kb. 30	Szilágyi A., Pabar Z., Kalász R., Gál Z., Lovas I. és mások
2001.11.12.	Szabadszállás, Zab-szék	2 *ad.*	Pigniczki Cs., Németh Á., Madarász B.
2001.11.24.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	3	Simay G., Konyhás I., Kovács A.
2001.11.04.	Hortobágy, Kecskés-puszta	6	Zöld B., Tar A., Gyüre P.
2001.11.18.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	38	Tar J.
2001.11.21.	Hortobágy, Bivalyhalmi-halastó	3	Tar J.
2001.11.25.	Nádudvar, Ecse-zug	2	Kovács G.
2001.12.21.	Pereszteg, Belső-fenyős	2 *ad.*	Pellinger A.
2001.12.28.	Pereszteg, Belső-fenyős	1 *ad.*	Pellinger A., Hadarics T., Laczik D.
2002.01.29.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	2 *ad.* + 1 *imm.* (2y)	Hadarics T.
2002.02.04.	Tiszacsege, Szilágyi-dűlő	1 *imm.*	Tar J.
2002.02.11.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	3	Tar J.
2002.02.12.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	2 *ad.*	Szilágyi A., Zalai T.
2002.02.13.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *ad.* hím	Tar J.
2002.02.16.	Sarród, Lászlómajor	2 *ad.* + 1 *imm.* (2y)	Hadarics T.
2002.02.27.	Egyek, Csórés	2 *ad.* + 1 *imm.* (2y)	Szilágyi A., Zalai T.
2002.03.01.	Sarród, Lászlómajor	1 *ad.*	Pellinger A.
2002.03.01–12.	Hortobágy, Kecskés	1 *ad.*	Tar J. és mások
2002.03.03.	Biharugra, Biharugrai-halastavak	1 *ad.*	Vasas A., Tőgye J., Széll A., Sallai R. B.
2002.03.08.	Geszt, Begécsi-víztároló	2 *ad.*	Vasas A., Tőgye J.
2002.03.09.	Geszt, Begécsi-víztároló	3 *ad.*	Vasas A., Tőgye J.
2002.03.11.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	5	Tar J., Zalai T.
2002.03.12–13.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	7 *ad.*	Konyhás S.; Oláh J. és mások
2002.03.14.	Biharugra, Fertály	4 *ad.*	Vasas A., Tőgye J., Palercsik J.
2002.03.15.	Biharugra, Fertály	5 *ad.*	Tőgye J.
2002.03.15.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	3	Emri T., Gyüre P.
2002.03.16–17.	Biharugra, Fertály	3 *ad.*	Vasas A., Tőgye J., Palercsik J.
2002.03.20.	Szabadszállás, Zab-szék	1 *imm.*	Pigniczki Cs.
2002.03.20.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	4 *ad.*	Selmeczi Kovács Á., Palatin G.

2002.03.26.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	35	Tar J.
2002.03.27.	Hortobágy, Kecskés	1	Tar J.
2002.03.27.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	53	Tar J.
2002.03.29–31.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	43	Szilágyi A., Zalai T.
2002.03.30.	Tiszacsege, Cserepes	8	Tar J.
2002.04.01.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	22 *ad.*	Konyhás S., Tar J.
2002.04.02.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	2	Tar J.
2002.04.22–05.09.	Tiszacsege, Cserepes	6 *imm.* (2y)	Konyhás S., Tar J., Tihanyi G.
2002.05.16.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *imm.* (2y)	Konyhás S.
2002.09.17.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	19	Tar J.
2002.09.18–19.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	22	Tar J.; Kovács G.
2002.09.23–24.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	29	Tar J.
2002.09.25.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	38	Tar J.
2002.09.30.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	18	Tar J.
2002.10.02.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	11	Simay A., Simay G.
2002.10.04.	Hortobágy, Rókás	20	Tar J.
2002.10.06.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	20	Konyhás S., Tar J.
2002.10.15.	Tiszacsege, Cserepes	22	Konyhás S.
2002.10.17.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	34	Tar J.
2002.10.20.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	49	Tar J.
2002.10.22.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	22	Tar J.
2002.10.22.	Balmazújváros, Darassa-puszta	10	Végvári Zs.
2002.10.26.	Tiszacsege, Cserepes	13	Konyhás S.
2002.10.27.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	12	Tar J.
2002.10.29.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	14 *ad.* + 5 *juv.* (1y)	Végvári Zs.
2002.10.29.	Tiszacsege, Cserepes	15	Konyhás S.
2002.10.31.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	21	Tar J., Tihanyi G., Oláh J., Szilágyi A.
2002.11.01–03.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	16	Gyüre P., Zöld B., Emri T.
2002.11.11.	Szabadszállás, Büdös-szék	2 *ad.* + 1 *juv.* (1y)	Pigniczki Cs.
2002.11.12.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	5	Szilágyi A., Tihanyi G., Tar J.
2002.11.17.	Hortobágy, Vajda-lapos	2 *ad.*	Szilágyi A.
2002.11.18.	Nagyhegyes, Elepi-halastó	2 *ad.*	Tar J.
2002.11.24.	Szabadszállás, Zab-szék	3 *ad.* + 1 *juv.* (1y)	Laposa D., Kókay B.
2002.11.26–27.	Szabadszállás, Zab-szék	1 *ad.*	Pigniczki Cs., Németh Á.; Laposa D., Kókay B.
2003.01.17.	Debrecen, Látókép	5	Tar J., Végvári Zs., Emri T., Zöld B.
2003.02.02.	Nagyhegyes	1 *ad.*	Vasas A.
2003.02.14.	Nyárliget	1 *ad.*	Pellinger A.
2003.03.01.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	2 *ad.*	Pellinger A., Goda I., Váczi M.
2003.03.07.	Nagyiván, Nagyiváni-puszta	1	Kovács G.
2003.03.09.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	3 *ad.*	Pellinger A.
2003.03.10.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	2 *ad.*	Hadarics T.
2003.03.11–22..	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	1 *ad.*	Hadarics T. és mások
2003.03.16.	Bősárkány, Nyirkai-Hany	2 *ad.*	Pellinger A.
2003.03.17.	Pusztaszer, Büdös-szék	2 *ad.* + 2 *imm.* (2y)	Nagy T.
2003.03.20.	Szabadszállás, Zab-szék	1 *ad.*	Kókay B., Laposa D.
2003.03.20.	Hortobágy, Kis-Kecskés	1 *ad.* hím	Tar J.
2003.03.25.	Hortobágy, Kása-hát	2	Kovács G.
2003.03.28.	Hortobágy, Kis-Kecskés	6	Szilágyi A., Tar J.
2003.03.28.	Hortobágy, Dinnyés-lapos	1	Tar J.
2003.03.28–29.	Hortobágy, Cserepes-puszta és Dinnyés-lapos	18	Tar J.; Oláh J.
2003.04.13.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	46	Tar J.

2003.04.20.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	6	Fodor A. és társai
2003.04.21.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	14	Oláh J., Tihanyi G.
2003.04.21–23.	Hortobágy, Rókás	14	Tar J., Konyhás S.
2003.04.26.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	14	Gyüre P.
2003.04.27.	Hortobágy, Kis-Kecskés	12	Emri T.
2003.04.28.	Hortobágy, Kis-Kecskés	13	Tar J.
2003.09.19.	Hortobágy, Cserepes-puszta	7	Tar J.
2003.09.22–24.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	39	Tar J. és mások
2003.09.26.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	39	Harangi M., Nagy Gy., Tar J.
2003.09.27.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	45	Végvári Zs.
2003.09.28.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	42	Végvári Zs.
2003.09.29.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	3	Végvári Zs.
2003.10.02.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	4	Tar J.
2003.10.03.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	39	Tar J.
2003.10.08.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	40	Végvári Zs.
2003.10.11–12.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	30	Végvári Zs., Tar J.
2003.10.14.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	42	Tar J., Tihanyi G.
2003.10.16.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	42	Konyhás S.
2003.10.16.	Hortobágy, Rókás	26	Konyhás S.
2003.10.27.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	42	Konyhás S.
2003.10.28.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	32	Tar J.
2003.10.29.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	35	Ecsedi Z.
2003.10.31.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	33	Oláh J., Tar J.
2003.10.31–11.01.	Pusztaszer, Büdös-szék	1 *ad.*	Nagy T.
2003.11.02.	Hortobágy, Kis-Kecskés	33	Tar J.
2003.11.02–04.	Geszt, Begécsi-víztároló	1 *ad.* + 1 *juv.* (1y)	Oláh J., Ecsedi Z., Vasas A.; Tőgye J.
2003.11.03–07.	Pusztaszer, Büdös-szék	2 *ad.*	Nagy T.
2003.11.05.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	32	Ecsedi Z., Nagy Gy.
2003.11.06.	Hortobágy, Nagy-Kecskés	27	Oláh J.
2003.11.08.	Dunatetétlen, Böddi-szék	2 *ad.*	Kókay B., Laposa D., Hegedűs D.
2003.11.08.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	27	Emri T., Gyüre P.
2003.11.09.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	3	Ecsedi Z., Tar J., Tihanyi G.
2003.11.10.	Sarród, Lászlómajor	1 *ad.*	Pellinger A.
2003.11.12.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	1 *ad.*	Riezing N., Kalmár S.
2003.11.13.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	1 *juv.* (1y)	Oláh J., Tar J., Tihanyi G.
2003.11.14.	Biharugra, Biharugrai-halastavak	1 *ad.*	Vasas A., Tőgye J., Széll A.
2003.11.17–24.	Pusztaszer, Büdös-szék	1 *ad.*	Nagy T.
2003.11.18.	Hortobágy, Kis-Kecskés	1 *imm.* (2y)	Tar J.
2003.11.20.	Tiszanána, Pap-föld	2 *ad.* + 1 *juv.* (1y)	Borbáth P.
2003.11.21.	Fülöpszállás, Csaba-szék	2 *ad.*	Kókay B., Steiner A.
2003.11.28.	Szabadszállás, Zab-szék	1 *ad.*	Pigniczki Cs.
2003.12.13.	Fülöpszállás, Kelemen-szék	2 *ad.*	Kókay B., Hegedűs D.
2003.12.21–22.	Fertőújlak, Cikes	2 *ad.*	Pellinger A.
2004.01.07.	Baks, Baksi-puszta	1 *imm.* (2y)	Nagy T.
2004.01.10.	Baks, Lelevény	1 *imm.* (3y)	Nagy T.
2004.01.26–28.	Hegykő, Kis-Bajcsa	1 *imm.* (2y)	Pellinger A.
2004.02.17.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	1 *ad.*	Pellinger A.
2004.03.01.	Pereszteg	1 *imm.* (2y)	Pellinger A.
2004.03.02.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	2	Tar J., Szilágyi A., Zalai T., Tihanyi G.
2004.03.05.	Hortobágy, Kis-Kecskés	2 *ad.*	Tar J.
2004.03.26.	Pusztaszer, Büdös-szék	1 *imm.* (2y)	Nagy T.
2004.03.30.	Hortobágy, Nyírő-lapos	1	Végvári Zs., Tar J., Szilágyi A.

2004.03.31.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	38	Tar J., Konyhás S.
2004.04.04.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	42	Emri T.
2004.04.09.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	59	Emri T.
2004.04.12.	Hortobágy, Rókás	38	Tar J.

3.11. Indiai lúd (*Anser indicus*)

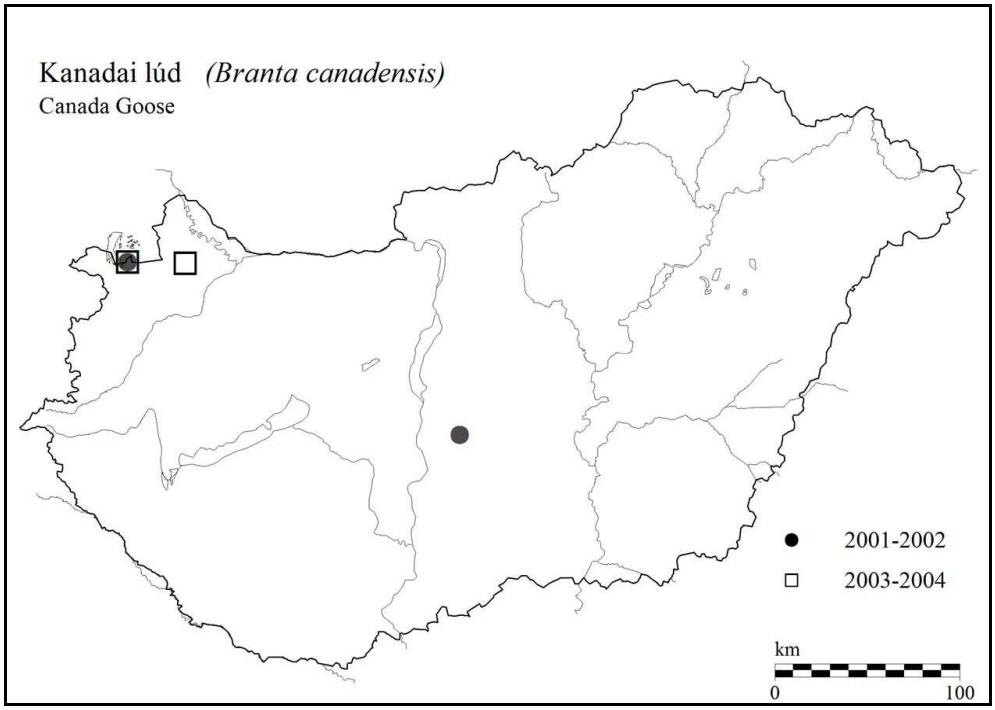
Egyedül a 2002/2003-as szezonban került megfigyelésre, ekkor az őszi vonulás során (októberben) egy öreg példányt láttak a Dinnyési-Fertőn. Az adatot a Nomenclator Bizottság C kategóriába fogadta el, ami azt jelenti, hogy a madár valószínűleg az Európában élő, önfenntartó populációból származhatott.

2002.10.18–23.	Dinnyés, Dinnyési-Fertő	1 *ad.* (C)	Fenyvesi L.; Szász P. Zs. és mások

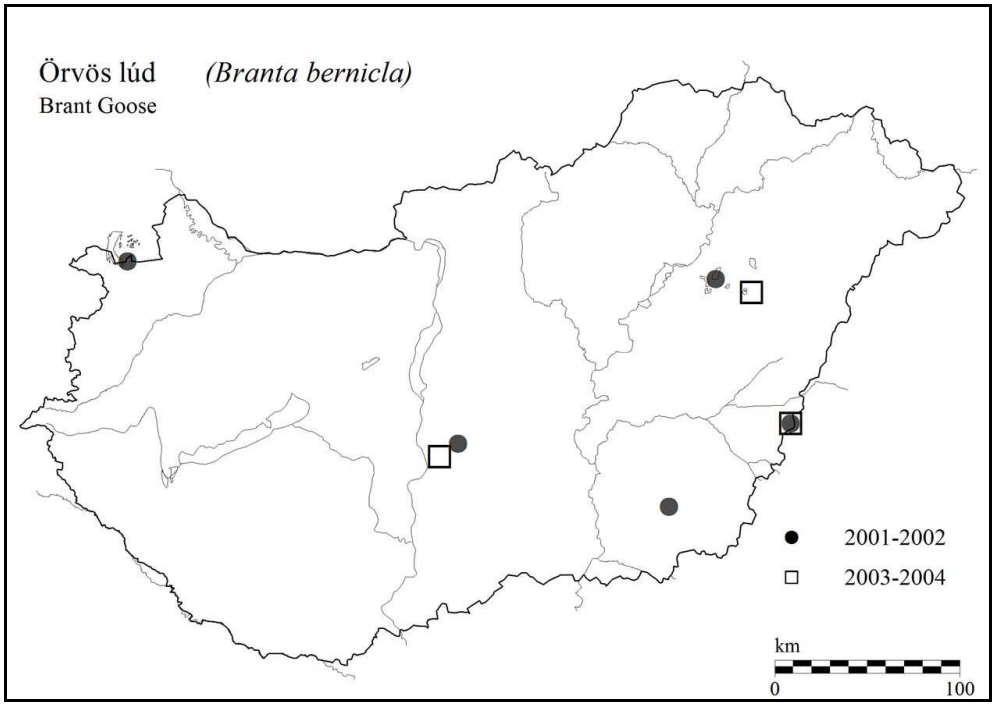
3.12. Kanadai lúd (*Branta canadensis*)

A 2001/2002-es idényben először (január) a szabadszállási Zab-széken bukkant fel egy kis termetű öreg madár, majd márciusban valószínűleg ugyanezt a példányt látták Fertőújlakon is. E példány kapcsán felmerült a madár vad (észak-amerikai) eredetének a kérdése, hiszen az leginkább a Kanada északi részén (Melville-félsziget, Southampton- és Baffin-sziget) és Nyugat-Grönlandon költő alfajra (*ssp. hutchinsii*) hasonlított, és ez a kistermetű alfaj azon alfajok egyike, amelyeknek vad, tehát észak-amerikai eredetű példányai már bizonyítottan előfordultak Nyugat-Európában, míg az Európában költő elvadult populáció a törzsalakhoz (*ssp. canadensis*) tartozik, illetve a nem tisztavérű egyedek is a törzsalakhoz hasonlítanak méretben és színezetben egyaránt. Az adatot a Nomenclator Bizottság végül csak D_E kategóriába fogadta el, ami azt jelenti, hogy a madár eredete megbízhatóan nem dönthető el, és az alfaj sem volt biztosan meghatározható (a madár vagy a *hutchinsii* vagy a *parvipes* alfajhoz tartozott). 2002. áprilisában egy nagy termetű (*ssp. canadensis*) madarat láttak ugyancsak Fertőújlakon, és valószínűleg ugyanezt a madarat látták újra május elején is. 2003. júliusában egy *juv*. kanadai ludat láttak szintén Fertőújlakon, és valószínűleg ez a madár bukkant fel a későbbiekben többször is a hansági élőhely-rekonstrukciós területen (Bősárkány) (**5. térkép**).

2002.01.27.	Szabadszállás, Zab szék	1 *ad. ssp. indet.* (D_E)	Pigniczki Cs.
2002.03.01–10.	Fertőújlak, Lászlómajor, Nyéki-szállás, Pap-rét	1 *ad. ssp. indet.* (D_E)	Pellinger A., Vasas A. és mások (HADARICS, 2006)
2002.04.09–13.	Fertőújlak, Pap-rét, Nyéki-szállás és Borsodi-dűlő	1 *ad. ssp. canadensis* (C)	Pellinger A., Vasuta G., Orbán G.; Hadarics T.; Mogyorósi S. és társai
2002.05.07.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	1 *ad. ssp. canadensis* (C)	Pellinger A.
2003.07.16.	Fertőújlak, Nyéki-szállás	1 *juv. ssp. canadensis* (D_E)	Pellinger A. (HADARICS, 2006)
2003.08.06–12.09.	Bősárkány, Nyirkai-Hany	1 *juv. ssp. canadensis* (D_E)	Pellinger A., Ferenczi M., Kozma L.
2004.04.24–26.	Fertőújlak, Borsodi-dűlő	1 *imm. ssp. canadensis* (D_E)	Pellinger A.,Szteszkó F.
2004.05.02.	Fertőújlak, Pap-rét	1 *imm. ssp. candensis* (D_E)	Pellinger A.



5. térkép: A kanadai lúd előfordulása Magyarországon, 2001-2002, 2003-2004
Map 5: Canada Goose in Hungary observed, 2001-2002, 2003-2004



6. térkép: Az örvös lúd előfordulása Magyarországon, 2001-2002, 2003-2004
Map 6: Brant Goose in Hungary observed, 2001-2002, 2003-2004

3.13. Örvös lúd (*Branta bernicla*)
A 2001/2002-es idényben januárból és februárból származik néhány előfordulása, minden esetben magányos öreg madarat láttak. Előfordulásai – egy kivételével – az Alföldről származnak. A 2003/2004-es idényben mindössze három alföldi adata vált ismertté, kettő novemberből (egy öreg és egy fiatal madár), illetve egy január végéről (**6. térkép**).

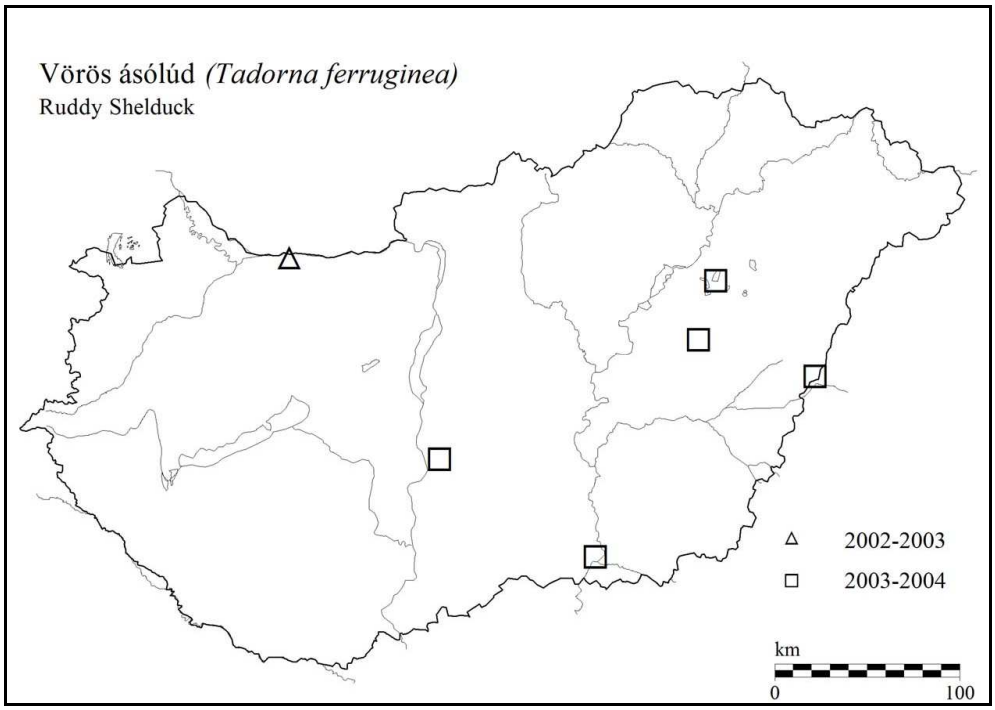
2002.01.25.	Kardoskút, Fehér-tó	1 *ad.*	Kotymán L.
2002.01.29.	Fülöpszállás, Kelemen-szék	1 *ad.*	Pigniczki Cs.
2002.02.06–10.	Geszt, Begécsi-víztároló	1 *ad.*	Tőgye J., Vasas A.
2002.02.21–04.22.	Fertőújlak, élőhely-rekonstrukció	1 *ad.*	Pellinger A.; Hadarics T. és mások
2002.02.22–23.	Hortobágy, Derzsi-halastó	1 *ad.*	Gyüre P., Nagy B.; Emri T. és társai
2003.11.12–17.	Dunatetétlen, Böddi-szék	1 *juv.*	Kókay Sz., D. Byrne és mások
2003.11.23.	Geszt, Begécsi-víztároló	1 *ad.*	Vasas A., Tőgye J.
2004.01.25–31.	Nagyhegyes	1 *imm.* (2y)	Weszelinov O. és mások

3.14. Nílusi lúd (*Alopochen aegyptiacus*)
A 2003/2004-es szezonban láttak egy példányt. A madár a tél második felében tűnt fel Egerben, és a megfigyelés körülményei alapján kizárható, hogy akár vad eredetű legyen, akár az Európában elvadultan élő önfenntartó populációból származzon (ezért az adatot a Nomenclator Bizottság csak E kategóriába fogadta el).

2004.01.26–02.eleje	Eger, Eger-patak	1 *ad.* (E)	Fitala Cs., Kozma P. és mások

3.15. Vörös ásólúd (*Tadorna ferruginea*)
A 2002/2003-as idényben egy öreg hím példány hónapokig tartózkodott Ács és Naszály környékén, ezt az adatot a Nomenclator Bizottság DE kategóriásként fogadta el, azaz a madár eredete bizonytalan, nagyobb valószínűséggel inkább fogságból szökött példányról lehetett szó. A 2003/2004-es idényben az Alföldön többfelé megfigyel magányos vörös ásóludak esetében a Nomenclator Bizottság valamennyi adatot DA kategóriába helyezte, ami azt jelenti, hogy bár a madarak eredet ebben az esetben is bizonytalan, itt inkább vad eredetű (vagy önfenntartó szabadon élő populációból származó) egyedekről van szó. A vörös ásólúd megfigyeléseinél mindig felmerül a madarak vad vagy fogsági eredetének a kérdése, ezért célszerű alaposan megfigyelni a madarak viselkedését és az esetlegesen rajtuk lévő jelölést (**7. térkép**).

2002.07.17–2003.03.10.	Ács, cukorgyári ülepítők és Naszály, Ferencmajori-halastavak	1 *ad.* hím (D_E)	Riezing N., Palatin G., Csonka P. és mások
2003.08.14.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó (Kondás)	1 *juv.* (D_A)	Tihanyi G., Nagy I., Papp J.
2003.11.09.	Karcag, Vajasi-legelő	1 *ad.* (D_A)	Pabar Z., Dékány B., Monoki Á. (Monoki, 2003)
2003.11.09–12.	Dunatetétlen, Böddi-szék	1 *ad.* hím (D_A)	Pigniczki Cs., Ferenczi M., Kovács S.; Kókay Sz., D. Byrne
2003.12.15–17.	Szeged, Szegedi-Fertő	1 *ad.* (D_A)	Mészáros Cs.; Kókai K.
2004.03.09.	Ártánd, Ártándi-kavicsbányató	1 *ad.* hím (D_A)	Vasas A., Hajdú Á., Tőgye J.

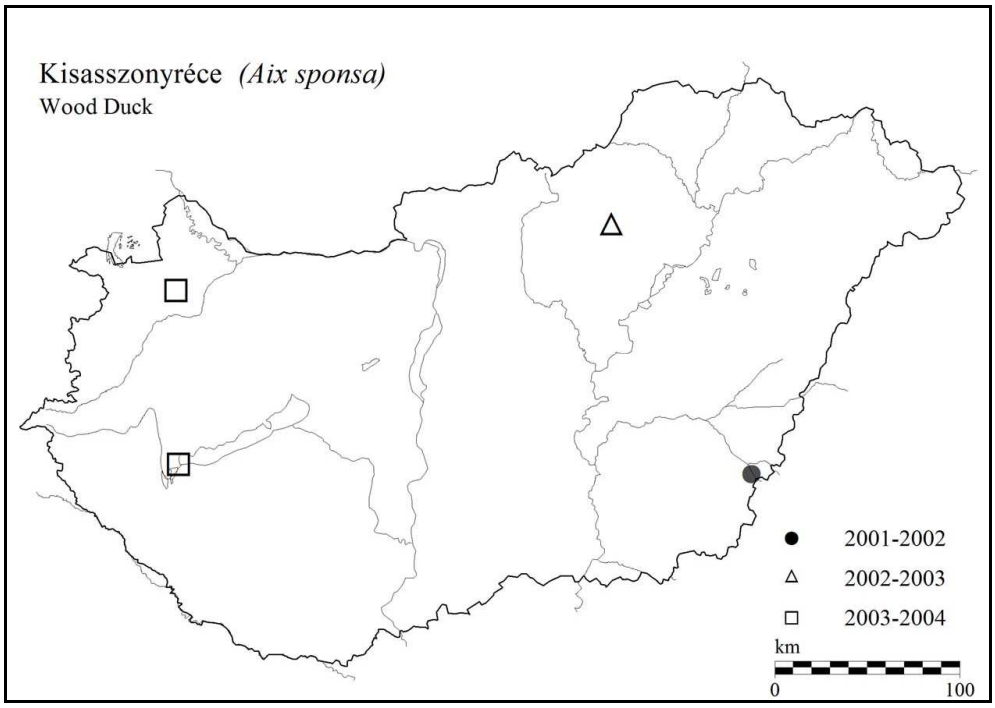


7. térkép: A vörös ásólúd előfordulása Magyarországon, 2002-2003, 2003-2004
Map 7: Ruddy Shelduck in Hungary observed, 2002-2003, 2003-2004

3.16. Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*)
A bütykös ásólúd előfordulásai az utóbbi években gyakoribbakká váltak. A faj fészkelőként is megjelent hazánkban (HADARICS, 1996, 1999; MOGYORÓSI, 1997). 2003 nyarán Mikepércs határában (Tócó-Kösely menti víztározó) bizonyították fészkelését, egy pár 11 fiókát vezetett (PÁSTI, 2003). 2004-ben is költött ugyanott, ekkor egy pár 9 fiókát nevelt (PÁSTI, 2005).

3.17. Kisasszonyréce (*Aix sponsa*)
2001 év végén és 2002 elején egy hím és egy fehér színű tojó példány hetekig tartózkodott Gyulán, az adatot a Nomenclator Bizottság E kategóriásnak (valószínűleg fogságból szökött példányok) fogadta el. A 2003 és 2004 tavaszán megfigyelt madarak szintén csak E kategóriásként kerültek elfogadásra (**8. térkép**).

2001.11– 2002.01.	Gyula, Élővíz-csatorna	1 hím + 1 (fehér színű) tojó (E)	Kurpé I., Forgách B., Mazula A.
2003.03.28.	Egerszalók, Egerszalóki-víztároló	1 *ad.* hím (E)	Visnyei L., Gyóni G.; Fitala Cs. Molnár T., Seres N.
2004.03.20. 2004.04.18.	Bogyoszló, horgásztó Fenékpuszta és Sármellék között	1 *ad.* hím (E) 1 tojó (E)	Pintér Cs., Hadarics T. Schmidt A.



8. térkép: A kisasszonyréce előfordulása Magyarországon, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004

Map 8: Wood Duck in Hungary observed, 2001-2002-2002-2003, 2003-2004

3.18. Örvös réce (*Aythya collaris*)

2003 áprilisában egy nászruhás hím példányát figyelték meg a Sumonyi-halastavon (MOLNÁR *et al.*, 2008). Az adatot a Nomenclator Bizottság a faj első magyarországi előfordulásaként hitelesítette, így új fajként az örvös réce is bekerült Magyarország ornito-faunájába

2003.04.20–26.	Sumony, Sumonyi-halastó	1 *ad.* hím	Molnár Z., Sós E., Molnár V. és mások

3.19. Búbos réce (*Aythya affinis*)

2003 áprilisában egy nászruhás hím példányát figyelték meg a Hortobágyon. Az adatot a Nomenclator Bizottság a faj első magyarországi előfordulásaként hitelesítette, így új fajként a búbos réce is bekerült Magyarország ornito-faunájába.

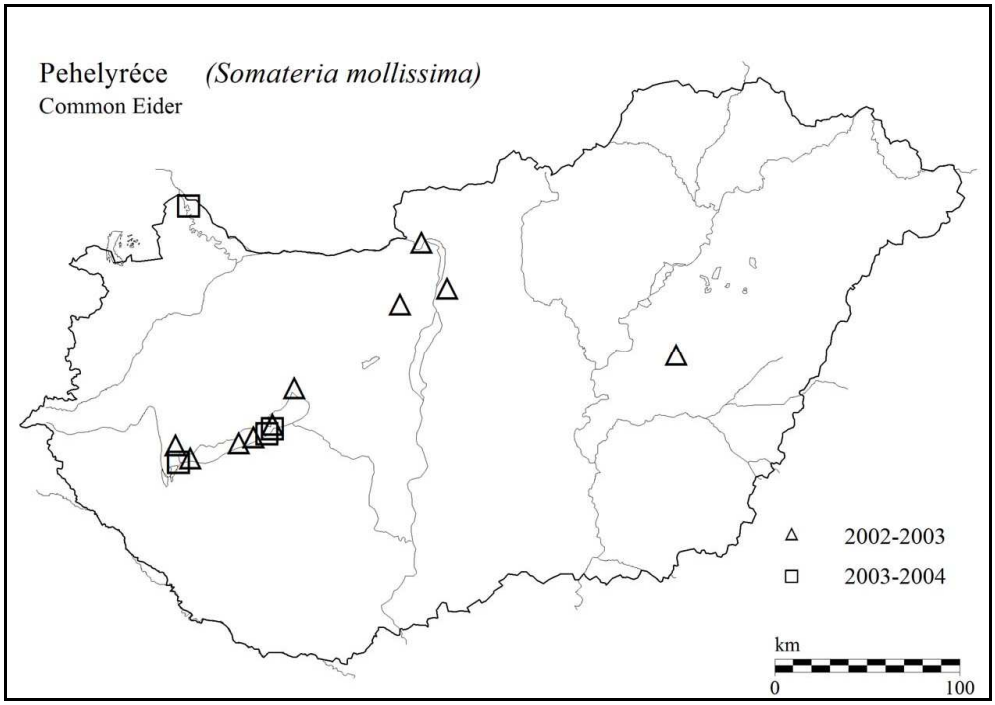
2003.04.19–20.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *ad.* hím	Tar János és mások

3.20. Pehelyréce (*Somateria mollissima*)

Míg a 2001/2002-es idényben egyetlen egyszer sem került elő, addig a 2002/2003-as idényben szeptembertől decemberig több adata is ismertté vált, legtöbbször a Balatonon látták. A 2003/2004-es idény október–december időszakából származó öt adatából négy ugyancsak a Balatonról származik (**9. térkép**).

2002.09.21–22.	Biatorbágy, Biatorbágyi-halastó	1 *juv.*	Kóta A., Ungi B., Gőgös Zs., Laposa D.
2002.09.29.	Budapest, Duna	1	Horváth G., Laposa D., Kókay B.
2002.10.05–06.	Szántód, Balaton	2 hím + 2 tojó/*juv.*	Palatin G.; Gál Sz., Faragó Á., Cser Sz.
2002.10.05–08.	Kisújszállás, horgásztó	1 *juv.* tojó	Monoki Á. és mások
2002.10.19.	Szántód, Balaton	1 *juv.*	Vasuta G.
2002.10.06–26.	Visegrád, Duna (Visegrádi-öböl)	1 *juv.* hím	Kóta A., Kóta L. és mások

2002.10.26.	Szántód, Balaton	1	Bárdos I.; Gál Sz. és társai
2002.11.09.	Balatonszemes, Balaton	2 + 1	Palatin G., Gál Sz., Faragó I. Cs., Faragó Á.
2002.11.14.	Keszthely, Balaton (Keszthelyi-öböl)	1 *juv.* hím	Sós E., Szigeti B.
2002.11.16.	Balatonfűzfő, Balaton	1	Vasuta G. és társai
2002.11.24.	Balatonszemes, Balaton	2 tojó/*juv.*	Schmidt A., Schmidt E., Kővári I.
2002.12.07.	Balatonberény, Balaton	1	Cser Sz., Gál Sz., Faragó I. Cs.
2002.12.07.	Balatonboglár, Balaton	1	Cser Sz., Gál Sz., Faragó I. Cs.
2003.10.11.	Dunakiliti, Duna (duzzasztómű)	3	Pénzes L.
2003.11.02.	Fenékpuszta, Balaton	2	Cser Sz., Gál Sz., Faragó Á.
2003.11.02–23.	Szántód, Balaton	1	Cser Sz., Gál Sz., Faragó Á.; Illés G. és mások
2003.11.15.	Balatonföldvár, Balaton	1	Illés G., Lelovics A., Pálinkás A.
2003.12.05.	Fenékpuszta, Balaton	2	Oláh J., Tar J., Zalai T., Végvári Zs.



9. térkép: A pehelyréce előfordulása Magyarországon, 2002-2003, 2003-2004
Map 9: Common Eider in Hungary observed, 2002-2003, 2003-2004

3.21. Steller-pehelyréce (*Polysticta stelleri*)

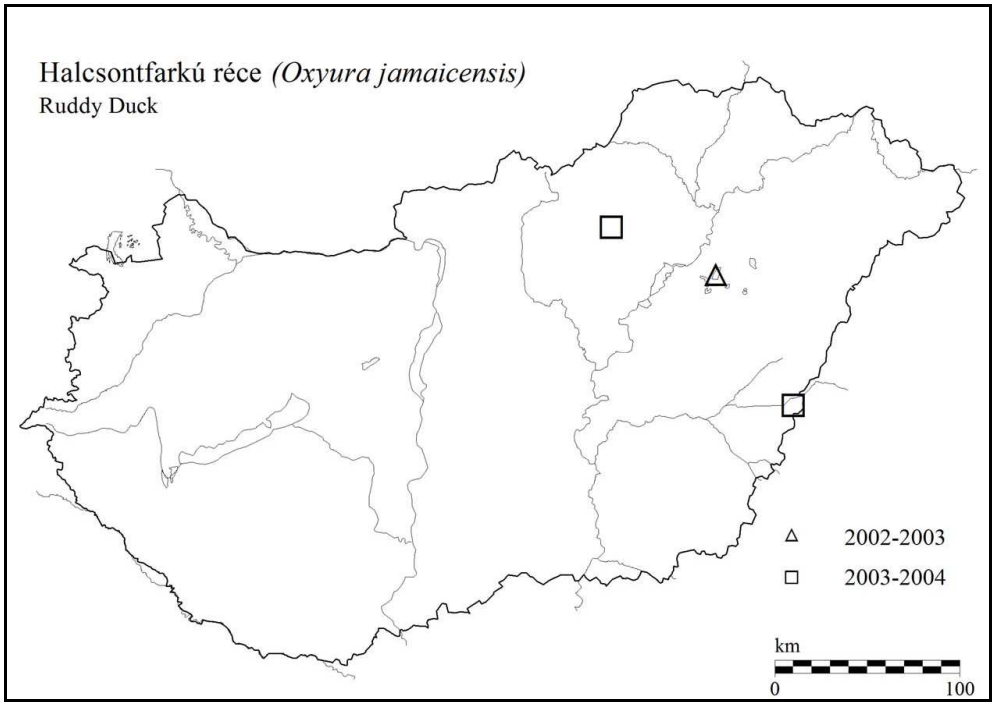
2002 januárjában először megfigyelték a madarat a Pilismaróti-öbölben, másnap pedig elpusztulva találták meg ugyanott. A preparálás során kiderült, hogy a madárban több sörét is volt, valószínűleg ezek okozták pusztulását. Az adatot a Nomenclator Bizottság a faj első magyarországi előfordulásaként hitelesítette, így új fajként a Steller-pehelyréce is bekerült Magyarország ornito-faunájába. A bizonyító példány preparátuma a Magyar Madártani Intézet gyűjteményébe (Budapest, Költő utca) került.

2002.01.12–13.	Pilismarót, Duna (Pilismaróti-öböl)	1 *ad.* tojó	Laposa D.

3.22. Halcsontfarkú réce (*Oxyura jamaicensis*)

A 2002/2003-as idényben egy fiatal vagy tojó példányt figyeltek meg a Hortobágyon. A 2003/2004-es idényben ősszel Biharugrán, tavasszal pedig Eger mellett került szem elé egy-egy hím madár. A Nomenclator Bizottság mindhárom adatot C kategóriásként hitelesítette, azaz a megfigyelt madarak nagy valószínűséggel az Európában szabadon élő önfenntartó populációból származhattak (**10. térkép**).

2002.11.10.	Hortobágy, Hortobágyi-halastó	1 *juv.*/tojó (C)	Bajor Z. és társai; Tar J., Szilágyi A. és társaik
2003.10.27–12.21.	Biharugra, Biharugrai-halastavak	1 hím (C)	Tőgye J., Vasas A. és mások (TŐGYE, 2004a)
2004.03.31.	Egerszalók, Laskó-völgyi-víztároló	1 hím (C)	Fitala Cs., Tóth L., Demeter I., Szabó A., Sali I.

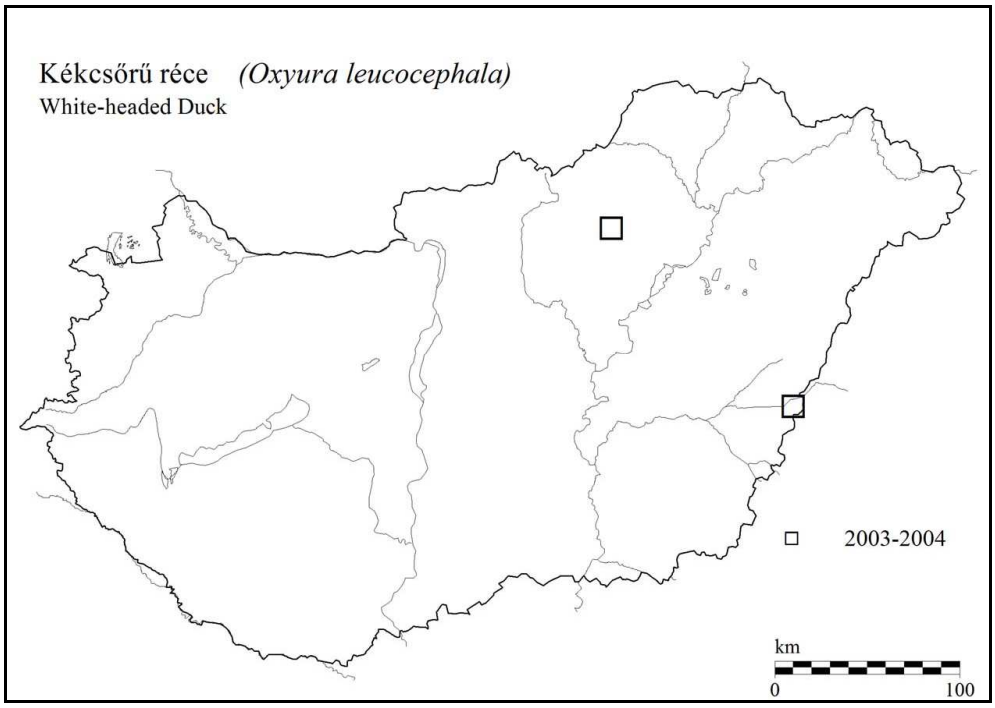


10. térkép: A halcsontfarkú réce előfordulása Magyarországon, 2002-2003, 2003-2004
Map 10: Ruddy Duck in Hungary observed, 2002-2003, 2003-2004

3.23. Kékcsőrű réce (*Oxyura leucocephala*)

A tárgyalt három idény közül csak a 2003/2004-esben fordult elő. 2003 októberének végén és decemberében figyeltek meg egy fiatal vagy tojó példányt a Hortobágyon (valószínűleg mindhárom adat ugyanarra az egyedre vonatkozik) (**11. térkép**).

2003.10.29.	Balmazújváros, Virágoskúti-halastó	1 tojó/*imm.*	Tar J., Tihanyi G. és mások
2003.12.07–10.	Hortobágy, Fényesi-halastó	1 *juv.*	Emri T., Gyüre P., Zöld B. és mások
2003.12.16.	Hortobágy, Csécsi-halastó	1 *juv.*	Emri T.



11. térkép: A kékcsőrű réce előfordulása Magyarországon, 2003-2004
Map 11: White-headed Duck in Hungary observed, 2003-2004

4. ÖSSZEFOGLALÁS

A gyakori, és hazánkon nagy tömegben átvonuló fajok vonulás-dinamikájának a megismerése szempontjából a havonta egyszer, minden hónap közepén végzett szinkronfelmérések elégnek látszanak, bár nyilván gyakoribb adatgyűjtéssel pontosabb képet kaphatnánk, hiszen elképzelhető, hogy egy-egy faj vonulásának csúcspontja éppen a két felmérés közötti időszakra esik (sokszor napok alatt is jelentős mennyiségi változások lehetnek a madarak számában).

A hazánkban ritkábban megjelenő madárfajok vonulás-dinamikája a havi egy felméréssel már nem rajzolódik ki teljesen, hiszen minél ritkább egy faj, annál kisebb a valószínűsége, hogy éppen a szinkronnapokon kerül szem elé. Ezért az alábbi írásban közreadjuk a Magyarországon ritka vagy közepesen ritka fajok valamennyi adatát. Természetesen ezek az adatsorok a gyakori fajok szinkronadataival nem vethetők össze, de az adott madárfaj vonulásáról hűbb képet rajzolnak.

A jelen közleményben tárgyalt három szezon időszakában nem volt rendszeres, „szervezett” faunisztikai adatgyűjtés, így ebből az időszakból a közepesen ritka fajok adatai nem állnak rendelkezésünkre, ezért ezekből az évekből (2001/2002-es, 2002/2003-as és 2003/2004-es vonulási idény) csak a ritka, a Nomenclator Bizottság által hitelesítendő előfordulású fajokról vannak adataink. A közepesen ritka vízimadárfajokról (északi búvár, sarki búvár, kis kárókatona, apácalúd, vörösnyakú lúd, bütykös ásólúd, üstökösréce, hegyi réce, fekete réce, füstös réce és örvös bukó) alig van adatunk, ezeket nem is közöljük, csak a kis kárókatona és a bütykös ásólúd esetében említjük meg az erre az időszakra eső költési adatokat.

A tárgyalt időszakban három, a hazai faunára új récefaj került elő Magyarországon: a Steller-pehelyréce (2002. január, Pilismarót), a búbos réce (2003. április, Hortobágy) és az örvös réce (2003. április, Sumony).

Ezeken kívül kiemelendő a jeges búvár hetedik hazai előfordulása (2004. június, Kiskunlacháza), a kis hattyú egyre gyakoribb előfordulásai, illetve a rövidcsőrű lúd tizenkettedik hazai adata (2003. március, Pusztaszer).

IRODALOMJEGYZÉK

FARAGÓ S. (1995): *Geese in Hungary. Numbers, Migration and Hunting Bags.* IWRB, Slimbridge, 97 p.

FARAGÓ S. (1996): A Magyar Vadlúd Adatbázis 1984–1995: egy tartamos monitoring. Magyar *Vízivad Közlemények* 2., p. 3–168.

FARAGÓ S. (1998a): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 4., p. 61–262.

FARAGÓ S. (1998b): A vadlúd monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 4., p. 17–60.

FARAGÓ S. (1999a): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 5., p. 63–327.

FARAGÓ S. (1999b): A vadlúd monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 5., p. 3–62.

FARAGÓ S. (2001a): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 7., p. 41–212.

FARAGÓ S. (2001b): A vadlúd monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 7., p. 3–40.

FARAGÓ S. (2002a): A magyar vízivad monitoring eredményei az 2000/2001-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 9., p. 47–249.

FARAGÓ S. (2002b): A vadlúd monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 8., p. 3–43.

FARAGÓ S. (2002c): A vadlúd monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 9., p. 3–45.

FARAGÓ S. & GOSZTONYI L. (2002): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 8., p. 45–256.

FARAGÓ S. & JÁNOSKA F. (1996): A vadlúd monitoring eredményei az 1995/1996-os idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* 2., p. 169–212.

HADARICS T. (1996): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Magyarországon. *Túzok* 1., p. 124–127.

HADARICS T. (1999): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb fészkelése Nyugat-Magyarországon. *Túzok* 4., 22–23.

HADARICS T. (2000): Ritkább vízivadfajok előfordulása Magyarországon az 1997/1998-as vonulási idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 6., p. 207–258.

HADARICS T. (szerk.) (2001): Érdekes madármegfigyelések, 2001. május–július. *Túzok* 6., p. 149–159.

HADARICS T. (2003a): Ritkább vízivadfajok előfordulása Magyarországon az 1998/1999-es vonulási idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 10., p. 141–195.

HADARICS T. (2003b): Ritkább vízivadfajok előfordulása Magyarországon az 1999/2000-es vonulási idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 10., p. 197–263.

HADARICS T. (2006): Új fajok a Fertő madárfaunájában 1996 és 2003 között. New bird species in the bird fauna of Lake Fertő between 1996 and 2003. *Szélkiáltó* 12., p. 23–27.

HADARICS T. (2008): Ritkább vízivadfajok előfordulása Magyarországon a 2000/2001-es vonulási idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* 16., p. 201–245.

MOGYORÓSI S. (1997): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb fészkelése Magyarországon. *Túzok* 2., p. 112.

MOLNÁR Z., SÓS E. & MOLNÁR V. (2008): Örvös réce (*Aythya collaris*) első megkerülése Magyarországon. *Aquila* 114–115., p. 155–156, 175–176.

OLÁH J. & KONYHÁS S. (2004): Kis kárókatona *Phalacrocorax pygmeus* (Pallas, 1773). *In:* ECSEDI Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága*. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület – Winter Fair, Balmazújváros–Szeged, p. 115–117.

PÁSTI CS. (2003): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) fészkelése Debrecen határában. *Aquila* 109–110., p. 159–160, 175–176.

PÁSTI CS. (2005): Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*) újabb hazai fészkelése. *Aquila* 112., p. 215–216, 228–229.

SZINAI, P. (2005): The present status of Pygmy Cormorants (*Phalacrocorax pygmeus*) in Hungary. *Wetlands International Cormorant Research Group Bulletin* 6., p. 19–20.

TŐGYE J. (2004a): Beszámoló a Biharugrai-halastavak madárállományáról és állapotáról 2003-ban. *A Puszta* 20., p. 81–134.

TŐGYE J. (2004b): A Biharugrai-halastavak madárállománya 2002-ben. *A Puszta* 19., p. 91–178.

THE OCCURENCE OF RARE WATERBIRD SPECIES IN HUNGARY DURING THE 2001/2002, 2002/2003 AND 2003/2004 SEASONS

Hadarics, T.

SUMMARY

In the three seasons (2001/2002, 2002/2003 and 2003/2004) processed by this paper was not regular faunistical data collection, therefore, the moderately rare waterfowl species data (Red breasted Goose, Common Shelduck, Red-crested Pochard, Greater Scaup, Black Scoter, Velvet Scoter, Red-breasted Merganser, Red-throated Loon and Black-throated Loon) are not available. We have data only really rare species, what are verificated by Hungarian Checklist and Rarities Committee. Only the breeding data of moderately rare waterfowl species (Pygmy Cormorant and Common Shelduck) were published.

In the investigated period has been recorded **three new** duck species in Hungary: the **Steller's Eider** (*Polysticta stelleri*) (Pilismarót, Danube-bend, January 2002), the **Lesser Scaup** (*Aythya affinis*) (Hortobágy, April 2003) and the **Ring-necked Duck** (*Aythya collaris*) (Fishponds at Sumony, April 2003).

In addition are also noted the seventh occurrence of **Great Northern Loon** (*Gavia immer*) (Kiskunlacháza, June 2004), increasing number of observations of **Tundra Swan** (*Cygnus columbianus*), and the twelfth occurrence of **Pink-footed Goose** (*Anser brachyrhynchus*) (Pusztaszer, March 2003) in Hungary.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.05

A 2008 NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZES ÉLŐHELYEKEN

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2008) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács Gyula

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
University of West Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5., Hungary

Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport)
South-Balaton Nature Conservation Group (Local Group No. 35. of BirdLife Hungary)
H-8638 Balatonlelle, Irmapuszta, Hungary, e-mail: del-balaton@mme.hu

1. BEVEZETÉS

Az Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport) a korábbi évekhez hasonlóan (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c) 2008-ben is végzett vízimadár-szinkronszámlálást a Balaton teljes területén és a környező vizes élőhelyeken.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A felmérés 2008.11.15-én a teljes Balaton körül 47 partszakaszon, továbbá 3 környező vizesélőhelyen történt (**1. táblázat**) a korábbi években alkalmazott metodika szerint (KAUPINNEN *et al*., 1991; KOSKIMIES & PÖYSA, 1991, KOVÁCS, 2008a). A szinkronnapon az időjárási körülmények ideálisak voltak a megfigyelésekhez.

A felmérésben részt vettek: BENDE ZSOLT, CSERHÁTI GÁBOR, FARAGÓ ÁDÁM, GÁL SZABOLCS, KOVÁCS GYULA, SZELLE ERNŐ és SZINAI PÉTER. Köszönettel tartozunk munkájukért!

A taxonómiai besorolás *Magyarország Madarainak Névjegyzéke* (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008) alapján történt.

A megfigyelési adatok értékelése során az egyed- és fajszám mellett, meghatároztam a dominancia és konstancia (frekvencia) értékeket is. A nagyobb területi összehasonlításokhoz Rényi-féle diverzitási rendezést, illetve diverzitási profilokat (TÓTHMÉRÉSZ, 1997) használtam. Az egyes vízterek vízimadár-közösségeinek további összehasonlítását hierarchikus agglomeratív klaszteranalízissel végeztem el. A csoportosítás a jelenlét-hiányt mutató Sørensen (SØRENSEN, 1948), illetve az abundanciát is figyelembe vevő Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indexek alapján történt. A dendrogramok a távolságokat optimalizáló csoportátlag (UPGMA) eljárással készültek (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963). Az adatfeldolgozás Microsoft Excel 2010, PAST v.2.12 (HAMMER *et al*., 2001) és Digiterra Map v.3 programmal készült.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A felmért területek közül – az előző két évhez hasonlóan – a Balatonfenyvestől délre található Nagyberek Fehérvíz Természetvédelmi Területen számoltuk a legtöbb vízimadarat, közel

tízezer példányt. 6 balatoni partszakaszon figyeltünk meg 1000–2000 közötti, további 33 területen 100 feletti egyedszámot (**1. táblázat**, **1. térkép**).

Összesen 8 rend 9 család 38 vízimadárfaját figyeltük meg. 11 területen számoltunk tíznél több vízimadárfajt, a legfajgazdagabb partszakaszok Balatonszemes és Szántód voltak (**2. térkép**). A halastavakon, berkekben a domináns (D>5%) fajok a nagy lilik, a nyári lúd és a kárókatona voltak; míg a Balatonon a szárcsa, a tőkés réce, a búbos vöcsök, a kontyos réce, a dankasirály és a barátréce. Az észlelt madarak több mint fele récefélékhez tartozott, közel egyötöde a guvatfélékhez, de jelentős volt még a vöcskök, kárókatonák és a sirályok aránya (**2. táblázat**). Szokatlannak mondható a búbos vöcsök tömeges előfordulása és az, hogy a megfigyelt egyedek közel fele a Keszthelyi-medencében koncentrálódott. További érdekességek a bütykös ásólúd (1 pld), a cigányréce (24 pld), a hegyi réce (8 pld), az északi búvár (1 pld), a sarki búvár (6 pld) és az ezüstsirály (1 pld) előfordulása. Emellett sikerült mind az öt hazai vöcsökfajt megfigyelni, köztük vörösnyakú vöcsökből 2 pld-t, füles vöcsökből 6 pld-t és feketenyakú vöcsökből 3 egyedet.

1. táblázat: A Balatonon és a környező vizes élőhelyeken megfigyelt vízimadár egyed- és fajszámok (2008.11.15.)

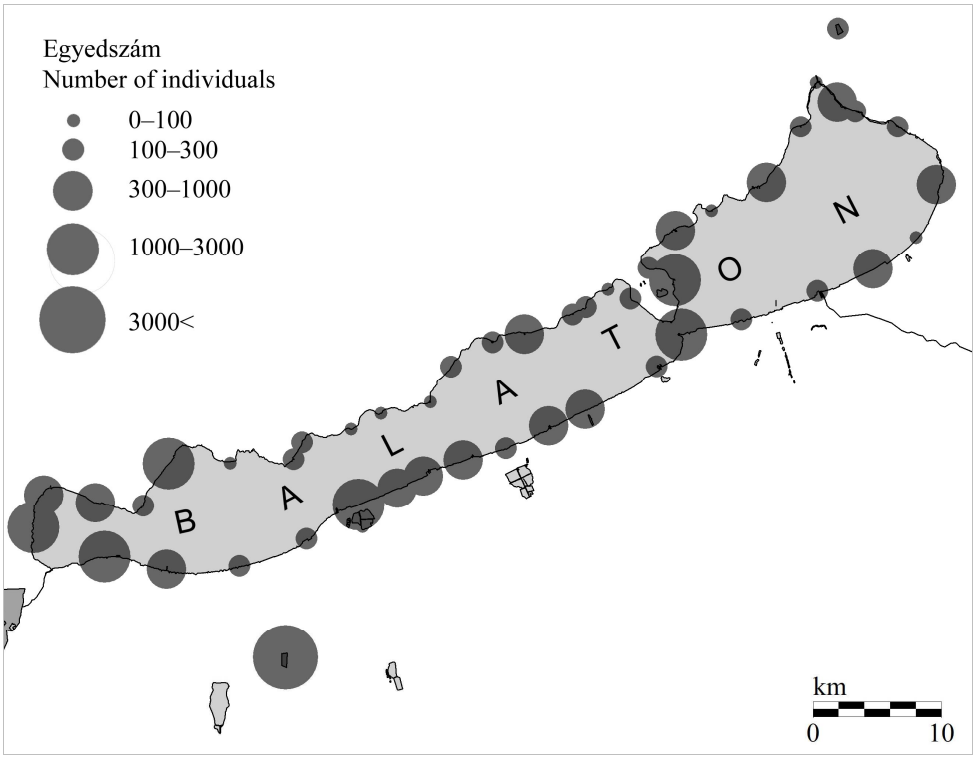
Table 1: Number of waterbird individuals and species richness on Lake Balaton and surrounding wetlands (15 November 2008)

Terület Survey plot	**Egyedszám** Number of individuals	**Fajszám** Species richness	**Terület** Survey plot	**Egyedszám** Number of individuals	**Fajszám** Species richness
Balatonberény	1878	13	Csopak	82	7
Balatonmáriafürdő	332	9	Balatonfüred (móló)	473	7
Balatonfenyves	207	9	Tihany (Gödrös)	298	8
Bélatelep	156	5	Tihany (móló)	1164	6
Fonyód	1132	11	Sajkod	276	9
Fonyódliget	594	13	Örvényes	37	3
Balatonboglár	640	13	Balatonudvari	260	6
Balatonlelle	382	8	Fövenyes	172	8
Balatonlelle-felső	193	8	Balatonakali	575	9
Balatonszemes	547	15	Zánka	137	8
Balatonföldvár	128	5	Balatonszepezd	112	4
Balatonszárszó	608	12	Révfülöp	62	6
Szántód	1238	15	Balatonrendes	98	5
Zamárdi	136	9	Ábrahámhegy	1	1
Siófok	133	11	Badacsonytomaj	183	7
Balatonszabadi	385	6	Badacsony	253	4
Sóstó	72	6	Szigliget	79	6
Balatonaliga	319	8	Becehegy	1409	7
Balatonkenese	156	6	Balatongyörök	201	6
B.fűzfő-B.kenese között	248	7	Vonyarcvashegy	443	7
Balatonfűzfő (strand)	562	4	Keszthely	860	13
Balatonfűzfő (Tobruk)	69	3	Fenékpuszta	1470	12
Balatonalmádi	121	9	*Nagyberek Fehérvíz TT*	*9921*	*14*
Káptalanfüred	31	7	*Fonyódi-halastavak*	*27*	*6*
Alsóörs	901	8	*Királyszentistván*	*133*	*10*
***Halastavak, berkek** / Fishponds, marshes*				***10 081***	***20***
Balaton / Lake Balaton				**19 813**	**36**
Összesen / Total				**29 894**	**38**

2. táblázat: A Balatonon és a környező vizes élőhelyeken megfigyelt vízimadár fajok dominanciája (D) és konstanciája (C) (2008.11.15.)

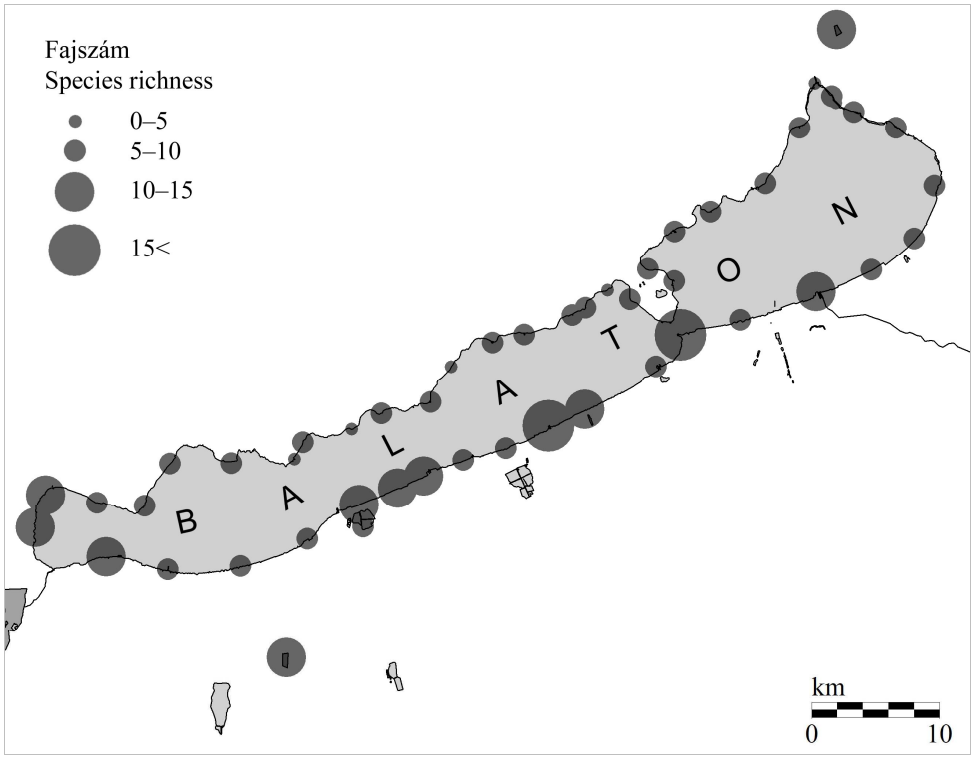
Table 2: Dominance (D) and constancy (C) values of waterbird species observed on Lake Balaton and surrounding wetlands (15 November 2008)

Fajok Species	**Halastavak, berkek** Fishponds, marshes		**Balaton** Lake Balaton		**Összesen** Total	
	D	**C**	**D**	**C**	**D**	**C**
Anseriformes / Anatidae	**82,8%**		**43,1%**		**56,5%**	
Cygnus olor	0,0%	66,7%	1,1%	61,7%	0,7%	62,0%
Anser albifrons	59,5%	33,3%	0,4%	4,3%	20,4%	6,0%
Anser anser	19,8%	33,3%	0,9%	14,9%	7,3%	16,0%
Tadorna tadorna	—	—	0,0%	2,1%	0,0%	2,0%
Anas penelope	0,4%	66,7%	0,1%	2,1%	0,2%	6,0%
Anas strepera	—	—	0,1%	4,3%	0,0%	4,0%
Anas crecca	0,6%	66,7%	0,1%	4,3%	0,3%	8,0%
Anas platyrhynchos	1,7%	100,0%	18,9%	76,6%	13,1%	78,0%
Anas clypeata	—	—	1,5%	4,3%	1,0%	4,0%
Netta rufina	—	—	0,0%	4,3%	0,0%	4,0%
Aythya ferina	0,5%	66,7%	6,3%	38,3%	4,4%	40,0%
Aythya nyroca	0,0%	33,3%	0,1%	4,3%	0,1%	6,0%
Aythya fuligula	0,1%	33,3%	9,0%	29,8%	6,0%	30,0%
Aythya marila	—	—	0,0%	4,3%	0,0%	4,0%
Bucephala clangula	0,0%	33,3%	4,5%	57,4%	3,0%	56,0%
Mergus serrator	—	—	0,0%	8,5%	0,0%	8,0%
Gaviiformes / Gaviidae	—		**0,0%**		**0,0%**	
Gavia stellata	—	—	0,0%	2,1%	0,0%	2,0%
Gavia arctica	—	—	0,0%	8,5%	0,0%	8,0%
Podicipediformes / Podicipedidae	**0,1%**		**12,5%**		**8,3%**	
Tachybaptus ruficollis	0,1%	66,7%	0,0%	2,1%	0,0%	6,0%
Podiceps cristatus	0,0%	33,3%	12,4%	97,9%	8,2%	94,0%
Podiceps grisegena	—	—	0,0%	4,3%	0,0%	4,0%
Podiceps auritus	—	—	0,0%	6,4%	0,0%	6,0%
Podiceps nigricollis	—	—	0,0%	4,3%	0,0%	4,0%
Pelecaniformes / Phalacrocoracidae	**16,6%**		**4,6%**		**8,6%**	
Phalacrocorax carbo	15,9%	66,7%	4,6%	59,6%	8,4%	60,0%
Phalacrocorax pygmeus	0,6%	33,3%	0,1%	8,5%	0,2%	10,0%
Ciconiiformes / Ardeidae	**0,4%**		**0,0%**		**0,1%**	
Egretta alba	0,3%	66,7%	0,0%	6,4%	0,1%	10,0%
Ardea cinerea	0,0%	66,7%	0,0%	4,3%	0,0%	8,0%
Gruiformes / Rallidae	**0,0%**		**29,5%**		**19,5%**	
Rallus aquaticus	—	—	0,0%	2,1%	0,0%	2,0%
Gallinula chloropus	—	—	0,0%	4,3%	0,0%	4,0%
Fulica atra	0,0%	33,3%	29,4%	80,9%	19,5%	78,0%
Charadriiformes / Scolopacidae	**0,1%**		—		**0,0%**	
Gallinago gallinago	0,0%	33,3%	—	—	0,0%	2,0%
Tringa ochropus	0,1%	33,3%	—	—	0,0%	2,0%
Laridae	—		**10,2%**		**6,8%**	
Larus ridibundus	—	—	8,6%	83,0%	5,7%	78,0%
Larus canus	—	—	0,1%	12,8%	0,1%	12,0%
Larus argentatus	—	—	0,0%	2,1%	0,0%	2,0%
Larus cachinnans/michahellis	—	—	1,5%	61,7%	1,0%	58,0%
Rissa tridactyla	—	—	0,0%	2,1%	0,0%	2,0%
Coraciiformes / Alcedinidae	**0,0%**		**0,0%**		**0,0%**	
Alcedo atthis	0,0%	33,3%	0,0%	10,6%	0,0%	12,0%



1. térkép: Megfigyelt egyedszámok a Balatonon és a környező vizes élőhelyeken (2008.11.15.)

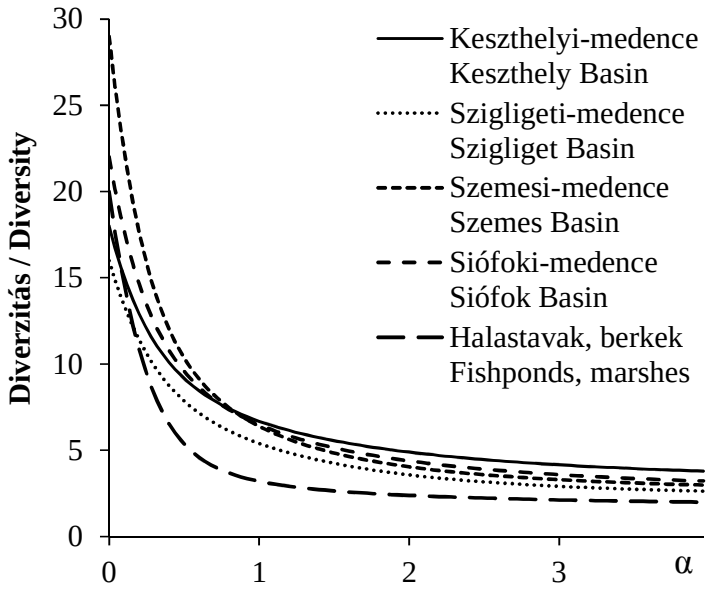
Map 1: Number of individuals counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (15 November 2008)



2. térkép: Megfigyelt fajszámok a Balatonon és a környező vizes élőhelyeken (2008.11.15.)

Map 2: Species richness counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (15 November 2008)

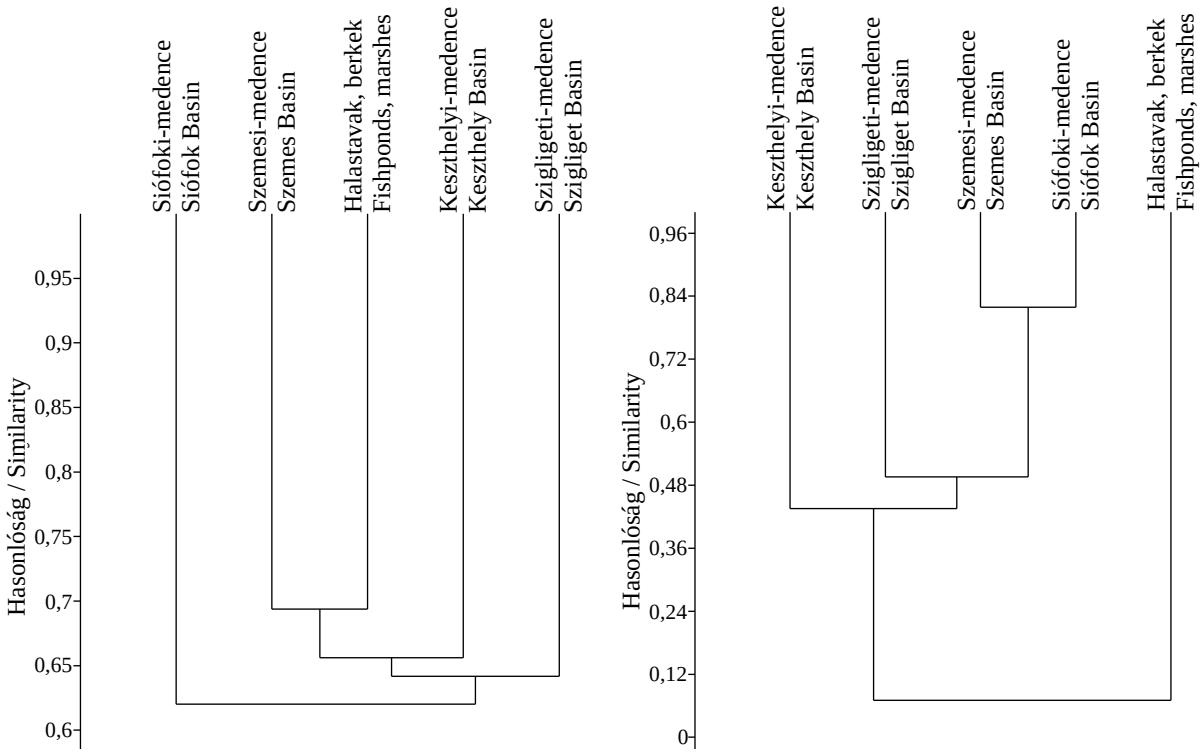
Az egyes vízterek vízimadár-közösségének diverzitási rendezéssel való összehasonlítása alapján az alábbi sorrendek állíthatók fel: Szemesi-medence>Szigligeti-medence>halastavak, berkek; Keszthelyi-medence > Szigligeti-medence; Siófoki-medence > Szigligeti-medence; illetve Siófoki-medence > halastavak, berkek. A többi esetben egyértelmű sorrend nem állítható fel a diverzitási profilok metszése miatt. Bár a legnagyobb fajszám a Szemesi-medencében volt (29), mégis a mind a ritka (α=1), mind a gyakori (α=2) fajok tekintetében a Keszthelyi-medence közössége mutatott nagyobb diverzitást (**1. ábra**).



1. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizes élőhelyek diverzitási profiljai (2008.11.15.)

Figure 1: Diversity profiles of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (15 November 2008)

A Sørensen-féle fajazonosság szerint nem volt nagy eltérés az egyes vízterek között; a maximális hasonlóság a halastavak, berkek és a Szemesi-medence között (69%) volt, a minimális a halastavak, berkek és a Siófoki-medence (57%) viszonylatában. Utóbbi térség közössége különült el jobban a többitől. Az abundanciát is figyelembe véve a halastavak, berkek vízimadár közössége már lényegesen elkülönült a többitől, a hasonlóság egy esetben 10%, a többi esetben ez alatti, a legkisebb érték a Keszthelyi-medencéhez viszonyítva (5%) volt. A legnagyobb egyezés ugyanakkor jóval nagyobb mértékű volt az előzőekhez képest a Szemesi-medence és a Siófoki-medence tekintetében (82%) (**2. ábra**).



2. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizes élőhelyek Sørensen és Bray-Curtis indexen alapuló klaszteranalízis dendrogramjai (2008.11.15.)

Figure 2: Sørensen and Bray-Curtis cluster analysis dendrograms of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (15 November 2008)

A kutatás a „Talentum – Hallgatói tehetséggondozás feltételrendszerének fejlesztése a Nyugat-magyarországi Egyetemen c. TÁMOP – 4.2.2. B – 10/1 – 2010 – 0018 számú projekt” keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p.

KAUPINNEN, J., KOSKIMIES, P. & VÄISÄNEN, R. A. (1991): Waterfowl round count. *In*: KOSKIMIES, P. & VÄISÄNEN, R. A. (ed.): *Monitoring Bird Populations*. Zoological Museum-Finnish Museum of History-University of Helsinki, Helsinki. p. 45–51.

KOSKIMIES, P. & PÖYSA, H. (1991): Waterfowl point count. *In*: KOSKIMIES, P. & VÄISÄNEN, R. A (ed.): *Monitoring Bird Populations*. Zoological Museum-Finnish Museum of History-University of Helsinki, Helsinki. p. 41–44.

KOVÁCS GY. (2008a): A 2005. november 12-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 247–254.

KOVÁCS GY. (2008b): A 2006. december 16-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 255–260.

KOVÁCS GY. (2008c): A 2007. november 10-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 261–266.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (szerk.) (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator Avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 278 p.

ROHLF, F. J. (1963). Classification of Aedes by numerical taxonomic methods (Diptera: Culicidae). *Annals of the Entomological Society of America* 56: 798–804.

SOKAL R. R. & MICHENER C. D. (1958): A Statistical Method for Evaluating Systematic Relationships. *The University of Kansas Scientific Bulletin* 38: 1409–1438.

SØRENSEN, T. (1948): A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Biologiske Skrifter* 5: 1–34.

TÓTHMÉRÉSZ B. (1997): *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó, Budapest. 98 p.

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2008) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács, Gy.

SUMMARY

Waterbird census was carried out at 50 survey plots (**Table 1**) around Lake Balaton and its surrounding wetlands on 15th November 2008, like in previous years (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c) by South-Balaton Nature Conservation Group (BirdLife Hungary).

A total of 38 waterbird species from 9 families and 8 orders were observed. The largest number of individuals was counted in Nagyberek Fehérvíz Nature Conservation Area (**Map 1**), the highest species richness was found at Balatonszemes and Szántód at Lake Balaton (**Map 2**). On the fishponds and marshes, the dominant (D>5%) species were the Greater White-fronted Goose, the Greylag Goose and the Great Cormorant; at Lake Balaton the Eurasian Coot, the Mallard, the Great Crested Grebe, the Tufted Duck, the Black-headed Gull and the Common Pochard (**Table 2**). Mass occurrence of the Great Crested Grebe was an unusual phenomenon, nevertheless nearly 50% of the observed individuals concentrated in the Keszthely Basin. Interesting faunistic results were the occurrence of the Common Shelduck (1 individual), the Ferruginous Duck (24 individuals), the Greater Scaup (8 individuals), the Red-throated Loon (1 individual) the Black-throated Loon (6 individuals), the Red-necked Grebe (2 individuals), the Horned Grebe (6 individuals) and the Black-necked Grebe (3 individuals).

Comparing waterbird communities at large spatial scale of Lake Balaton and its surrounding wetlands Rényi's diversity ordering and diversity profiles (TÓTHMÉRÉSZ, 1997), also hierarchical agglomerative cluster analyses (UPGMA) (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963) with Sørensen (SØRENSEN, 1948) and Bray–Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indices were used. Although the highest species richness was found in the Szemes Basin (29 species), the highest diversities were calculated for the Keszthely Basin to the rare species (α=1) and to the common species (α=2) too (**Figure 1**). There was no particular difference between the studied sites based on the Sørensen similarity index while the waterbird communities of the fishponds and marshes were clearly separated when taking into account the abundance data (Bray–Curtis index) (**Figure 2**).

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.06

A 2009 NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZESÉLŐHELYEKEN

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2009) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács Gyula

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
University of West Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5., Hungary, e-mail: kovacs.gyula@emk.nyme.hu

Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport)
South-Balaton Nature Conservation Group (Local Group No. 35. of BirdLife Hungary)
H-8638 Balatonlelle, Irmapuszta, Hungary

1. BEVEZETÉS

A Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport) az elmúlt évekhez hasonlóan (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c; 2013) 2009-ben is végzett vízimadár-szinkronszámlálást a Balaton teljes területén és a környező vizesélőhelyeken.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A számlálás 2009.11.14-én a teljes Balaton körül 46 partszakaszon, továbbá 11 környező vizesélőhelyen történt (**1. táblázat**) a korábbiakhoz hasonló módon (KOVÁCS, 2008a). A felméréskor az időjárási körülmények megfelelőek voltak.

Köszönettel tartozunk: BENDE ZSOLT, BENKE SZABOLCS, FŐNYEDI ELEMÉR, ILLÉS GABRIELLA, JAKUS LÁSZLÓ, KOVÁCS GYULA, LÁSZLÓ CSABA, NAGY ÁDÁM, NAGY ANDREA, NAGY ESZTER, PÁLINKÁS ANDOR, PÁNCZÉL MÁTYÁS, PAPRIKA ANIKÓ, SZÉKELY BALÁZS, SZELLE ERNŐ, SZÉPLAKI IMRE és SZINAI PÉTER önkéntes felmérőknek!

A megfigyelési adatok értékeléséhez egyedszám, fajszám, dominancia és konstancia (frekvencia) értékeket határoztam meg. Az egyes vízterek vízimadár-közösségeinek összehasonlítása Rényi-féle diverzitási rendezéssel, diverzitási profilokkal (TÓTHMÉRÉSZ, 1997) és hierarchikus agglomeratív klaszteranalízissel történt. A klaszterezés során a csoportosítást Sørensen (SØRENSEN, 1948) és Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indexekkel, valamint a távolságokat optimalizáló csoportátlag (UPGMA) eljárással (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963) végeztem el. Az adatfeldolgozás Microsoft Excel 2010, PAST v.2.12 (HAMMER *et al*., 2001) és Digiterra Map v.3 programmal készült. A nevezéktan forrása az MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) munkája volt. A feldolgozás során a sztyeppi és a sárgalábú sirályt egy fajként kezeltem, mivel a számláláskor sem különítettük el.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Összesen 8 rend 9 család 35 vízimadárfaját figyeltük meg. Az észlelt madarak több mint fele récefélékhez tartozott, egyötöde a guvatfélékhez, de jelentős volt még a sirályok és a kárókatonák aránya (**2. táblázat**). A halastavakon, berkekben a domináns (D>5%) fajok a nagy lilik, a nyári lúd, a tőkés réce, a kárókatona és a dankasirály voltak; a Balatonon a szárcsa, a tőkés réce, a dankasirály, a kárókatona, a búbos vöcsök, a barátréce és a kerceréce.

Faunisztikai érdekességek a böjti réce (1 pld), a cigányréce (4 pld), a hegyi réce (9 pld), a sarki búvár (17 pld), a feketenyakú vöcsök (1 pld) és az ezüstsirály (1 pld) előfordulása.

A felmért területek közül a Nagyberek Fehérvíz Természetvédelmi Területen figyeltük meg a legtöbb vízimadárfajt és egyedet (>12000 pld). További 40 területen számoltunk 100 feletti, 5 területen 1000 feletti egyedszámot (**1. térkép**), illetve még 8 helyen tíznél több vízimadárfajt (**2. térkép**).

Az egyes vízterek vízimadár-közösségének diverzitási rendezése alapján az alábbi rangsorolás végezhető el: halastavak, berkek > Siófoki-medence; halastavak, berkek > Szigligeti-medence; Keszthelyi-medence > Szigligeti-medence és Szemesi-medence > Szigligeti-medence. A többi esetben egyértelmű sorrend nem állítható fel a diverzitási profilok metszése miatt. A legtöbb faj, illetve a ritka fajok (α=1) esetében a legnagyobb diverzitás a halastavakon és berkekben, a gyakori fajok (α=2) alapján a Szemesi-medencében volt (**1. ábra**).

1. táblázat: A Balatonon és a környező vizesélőhelyeken megfigyelt vízimadár egyed- és fajszámok (2009.11.14.)

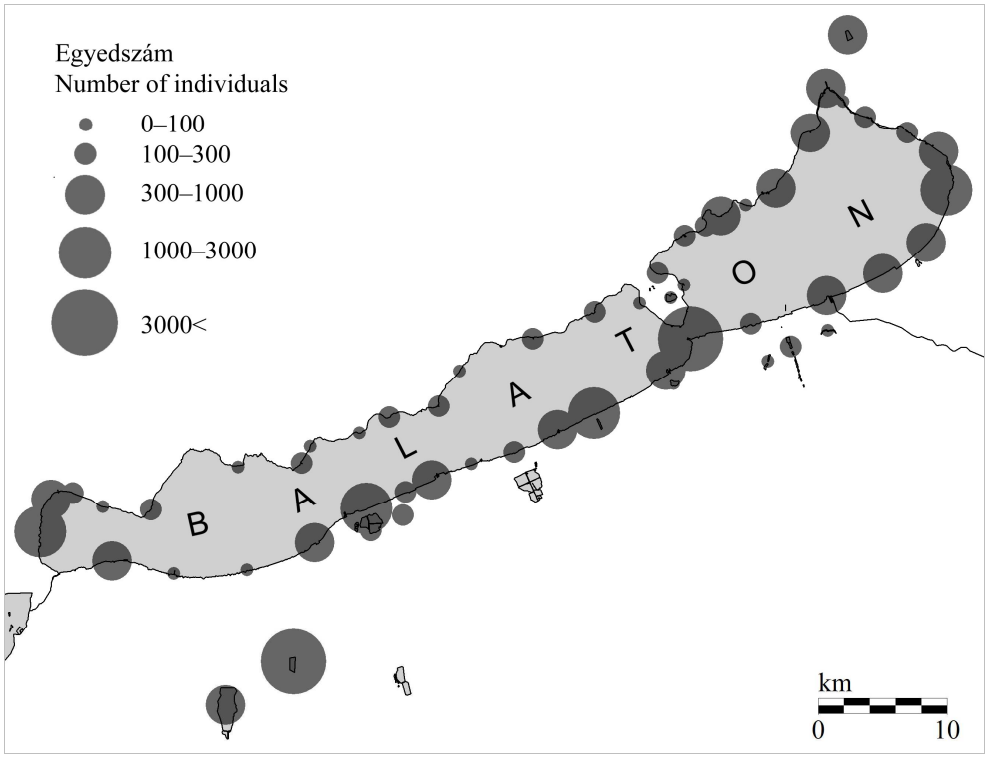
Table 1: Number of waterbird individuals and species richness on Lake Balaton and surrounding wetlands (14 November 2009)

Terület Survey plot	**Egyedszám** Number of individuals	**Fajszám** Species richness	**Terület** Survey plot	**Egyedszám** Number of individuals	**Fajszám** Species richness
Balatonberény	441	6	Tihany (Gödrös)	248	12
Balatonmáriafürdő	55	5	Tihany (móló)	68	7
Balatonfenyves	32	5	Sajkod	54	3
Bélatelep	473	6	Balatonudvari	198	6
Fonyód	1201	7	Balatonakali	161	3
Fonyódliget	187	5	Balatonszepezd	17	2
Balatonboglár	502	11	Révfülöp	159	6
Balatonlelle	64	7	Balatonrendes	134	4
Balatonlelle-felső	182	7	Ábrahámhegy	90	5
Balatonszemes	337	9	Badacsonytomaj	16	3
Balatonszárszó	1027	8	Badacsony	119	4
Balatonföldvár	353	7	Szigliget	47	4
Szántód	3149	11	Balatongyörök	153	8
Zamárdi	159	5	Vonyarcvashegy	30	7
Siófok	431	6	Gyenesdiás	178	6
Balatonszabadi	383	8	Keszthely	864	16
Sóstó	464	6	Fenékpuszta	1318	11
Balatonaliga	1093	9	*Nagyberek Fehérvíz TT*	*12293*	*18*
Balatonakarattya	376	7	*Marcali-víztározó*	*940*	*11*
B.kenese-B.fűzfő között	129	5	*Fonyódi-halastavak*	*172*	*8*
Balatonkenese	103	8	*Ordacsehi-berek*	*106*	*3*
Balatonfűzfő (Tobruk)	674	8	*Balatonszárszói-berek*	*228*	*4*
Balatonalmádi	865	12	*Balatonföldvári-halastavak*	*48*	*5*
Káptalanfüred	2	1	*Balatonendrédi-halastavak*	*0*	*0*
Alsóörs	423	8	*Töreki-halastavak*	*101*	*8*
Paloznak	65	2	*Békás-tó (Csépányi-tó)*	*1*	*1*
Csopak	496	4	*Királyszentistván*	*363*	*13*
Balatonfüred (csopaki oldal)	105	7	*Tihany, Belső-tó*	*94*	*7*
Balatonfüred (móló)	285	10			
***Halastavak, berkek** / Fishponds, marshes*				***14 346***	***26***
Balaton / Lake Balaton				**17 910**	**29**
Összesen / Total				**32 256**	**35**

2. táblázat: A Balatonon és a környező vizesélőhelyeken megfigyelt vízimadár fajok dominanciája (D) és konstanciája (C) (2009.11.14.)

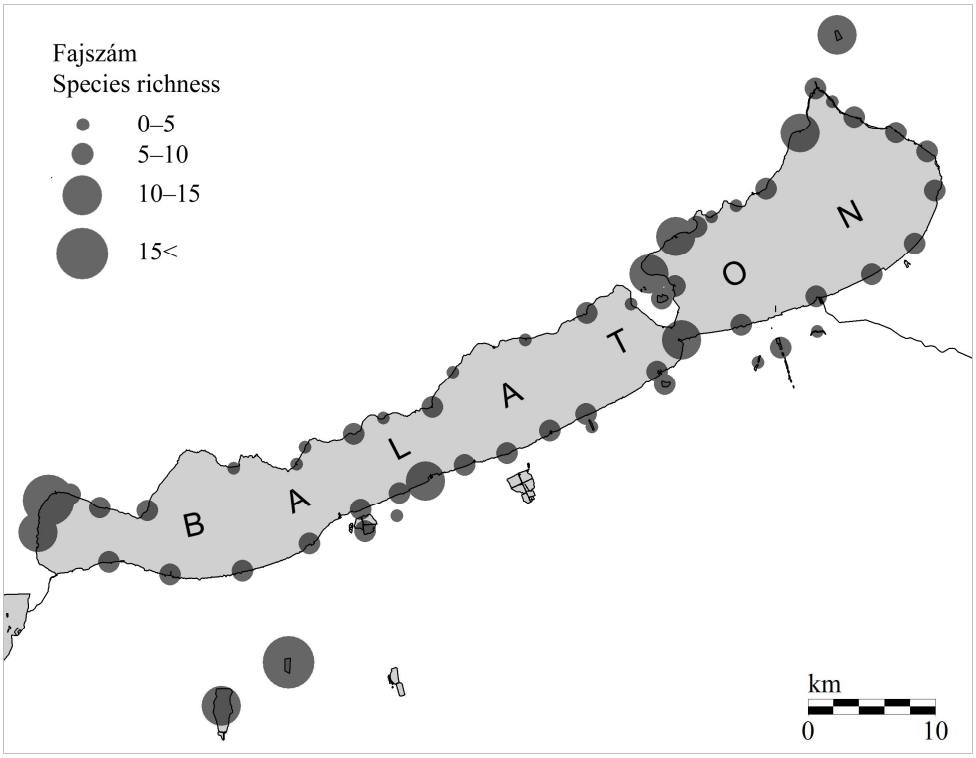
Table 2: Dominance (D) and constancy (C) values of waterbird species observed on Lake Balaton and surrounding wetlands (14 November 2009)

Fajok Species	**Halastavak, berkek** Fishponds, marshes		**Balaton** Lake Balaton		**Összesen** Total	
	D	**C**	**D**	**C**	**D**	**C**
Anseriformes / Anatidae	**75,3%**		**36,5%**		**53,8%**	
Cygnus olor	0,5%	45,5%	1,0%	63,0%	0,8%	59,6%
Anser fabalis	3,6%	18,2%	—	—	1,6%	3,5%
Anser albifrons	32,1%	18,2%	0,1%	2,2%	14,3%	5,3%
Anser anser	17,4%	27,3%	4,5%	4,3%	10,2%	8,8%
Anas penelope	1,7%	27,3%	0,0%	4,3%	0,8%	8,8%
Anas strepera	1,8%	9,1%	—	—	0,8%	1,8%
Anas crecca	2,5%	27,3%	—	—	1,1%	5,3%
Anas platyrhynchos	13,6%	72,7%	17,4%	89,1%	15,7%	86,0%
Anas acuta	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Anas querquedula	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Anas clypeata	1,0%	18,2%	0,2%	6,5%	0,6%	8,8%
Netta rufina	0,1%	18,2%	0,0%	4,3%	0,0%	7,0%
Aythya ferina	1,0%	27,3%	6,1%	32,6%	3,8%	31,6%
Aythya nyroca	0,0%	9,1%	—	—	0,0%	1,8%
Aythya fuligula	0,0%	9,1%	1,3%	17,4%	0,8%	15,8%
Aythya marila	—	—	0,1%	6,5%	0,0%	5,3%
Bucephala clangula	0,0%	18,2%	5,0%	54,3%	2,8%	47,4%
indet. bukóréce/diving duck	—	—	150 pld	—	150 pld	—
Mergellus albellus	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Gaviiformes / Gaviidae	**—**		**0,1%**		**0,1%**	
Gavia arctica	—	—	0,1%	8,7%	0,1%	7,0%
Podicipediformes / Podicipedidae	**0,2%**		**6,2%**		**3,5%**	
Tachybaptus ruficollis	0,1%	27,3%	0,0%	4,3%	0,1%	8,8%
Podiceps cristatus	0,0%	27,3%	6,2%	71,7%	3,5%	63,2%
Podiceps nigricollis	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Pelecaniformes / Phalacrocoracidae	**12,6%**		**6,8%**		**9,4%**	
Phalacrocorax carbo	12,1%	27,3%	6,2%	50,0%	8,9%	45,6%
Phalacrocorax pygmeus	0,5%	18,2%	0,6%	15,2%	0,5%	15,8%
Ciconiiformes / Ardeidae	**2,2%**		**0,0%**		**1,0%**	
Egretta alba	1,1%	27,3%	0,0%	4,3%	0,5%	8,8%
Ardea cinerea	1,0%	54,5%	0,0%	2,2%	0,5%	12,3%
Gruiformes / Rallidae	**3,1%**		**33,9%**		**20,2%**	
Fulica atra	3,1%	36,4%	33,9%	58,7%	20,2%	54,4%
Charadriiformes / Scolopacidae	**0,0%**		**—**		**0,0%**	
Gallinago gallinago	0,0%	9,1%	—	—	0,0%	1,8%
Tringa ochropus	0,0%	9,1%	—	—	0,0%	1,8%
Laridae	**6,7%**		**16,4%**		**12,1%**	
Larus ridibundus	5,8%	54,5%	12,8%	76,1%	9,7%	71,9%
Larus canus	—	—	0,3%	15,2%	0,2%	12,3%
Larus argentatus	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Larus michahellis/cachinnans	0,8%	54,5%	3,2%	58,7%	2,1%	57,9%
Coraciiformes / Alcedinidae	**0,0%**		**0,0%**		**0,0%**	
Alcedo atthis	0,0%	18,2%	0,0%	6,5%	0,0%	8,8%



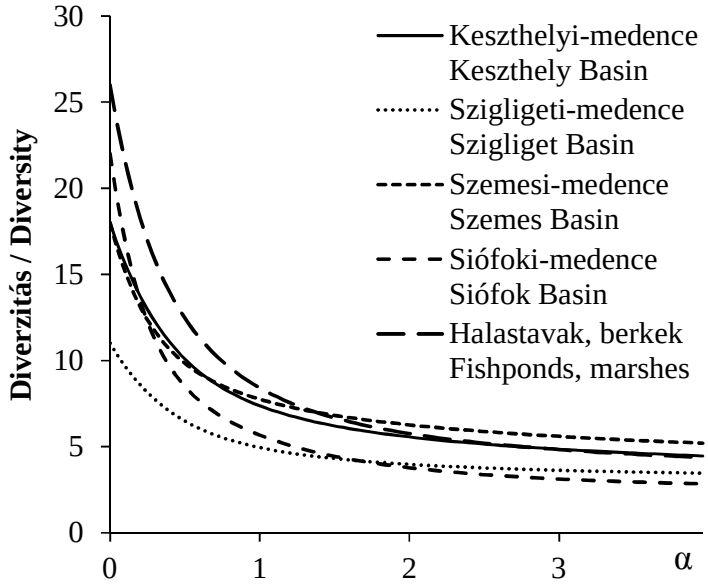
1. térkép: Megfigyelt egyedszámok a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken (2009.11.14.)

Map 1: Number of individuals counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (14 November 2009)



2. térkép: Megfigyelt fajszámok a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken (2009.11.14.)

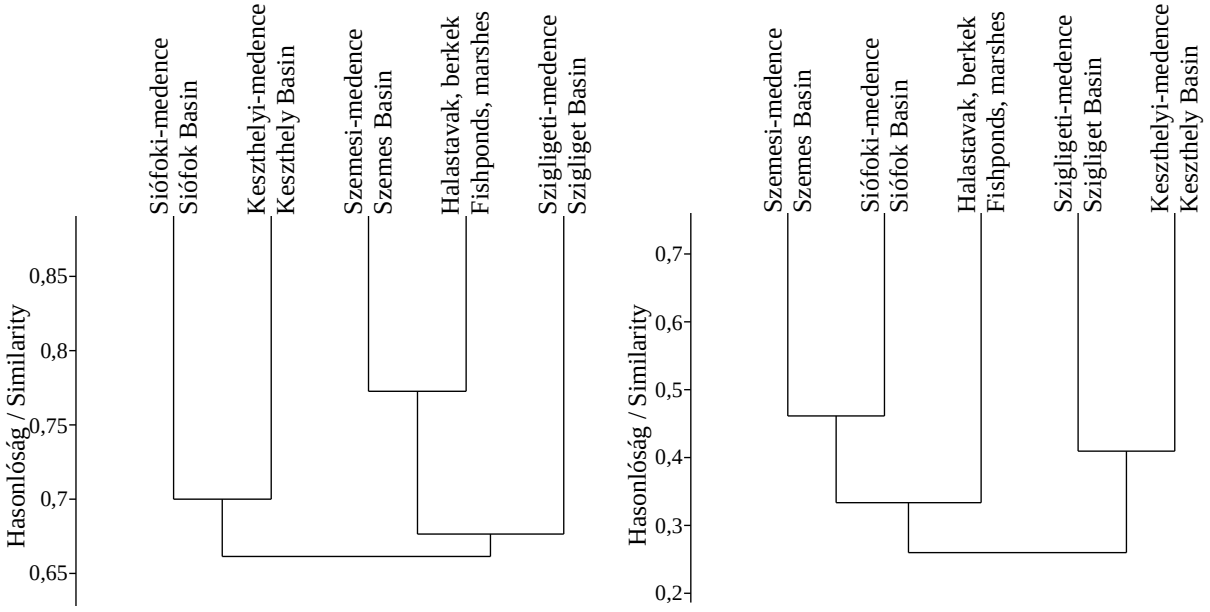
Map 2: Species richness counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (14 November 2009)



1. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizesélőhelyek diverzitási profiljai (2009.11.14.)

Figure 1: Diversity profiles of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (14 November 2009)

A jelenlét-hiány (Sørensen index) alapján nem volt nagy eltérés az egyes vízterek fajkészlete között. A legnagyobb hasonlóság a halastavak, berkek és a Szemesi-medence (77%), a legkisebb a halastavak, berkek és a Szigligeti-medence (59%) viszonylatában volt. Az abundanciát is figyelembe véve (Bray-Curtis index) a legnagyobb egyezés a Szemesi- és a Siófoki-medence tekintetében (46%), a legkisebb a Szigligeti-medence és a halastavak, berkek esetében volt (11%) (**2. ábra**).



2. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizesélőhelyek Sørensen és Bray-Curtis indexen alapuló klaszteranalízis dendrogramjai (2009.11.14.)

Figure 2: Sørensen and Bray-Curtis cluster analysis dendrograms of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (14 November 2009)

A kutatás a „Talentum – Hallgatói tehetséggondozás feltételrendszerének fejlesztése a Nyugat-magyarországi Egyetemen c. TÁMOP – 4.2.2. B – 10/1 – 2010 – 0018 számú projekt" keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p.

KOVÁCS GY. (2008a): A 2005. november 12-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 247–254.

KOVÁCS GY. (2008b): A 2006. december 16-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 255–260.

KOVÁCS GY. (2008c): A 2007. november 10-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 261–266.

KOVÁCS GY. (2013): A 2008. novemberi vízimadár-felmérés eredményei a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken. *Magyar Vízivad Közlemények* 23: 145-152.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (szerk.) (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator Avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 278 p.

ROHLF, F. J. (1963). Classification of Aedes by numerical taxonomic methods (Diptera: Culicidae). *Annals of the Entomological Society of America* 56: 798–804.

SOKAL R. R. & MICHENER C. D. (1958): A Statistical Method for Evaluating Systematic Relationships. *The University of Kansas Scientific Bulletin* 38: 1409–1438.

SØRENSEN, T. (1948): A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Biologiske Skrifter* 5: 1–34.

TÓTHMÉRÉSZ B. (1997): *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó, Budapest. 98 p.

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2009) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács, Gy.

SUMMARY

Synchronous waterbird survey was carried out on 14th November 2009 at 57 survey plots on Lake Balaton and its surrounding wetlands (**Table 1**), like in the previous years (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c; 2013) organised by the South-Balaton Nature Conservation Group (BirdLife Hungary).

A total of 35 waterbird species (8 orders and 9 families) were observed. On the fishponds and marshes, the dominant (D>5%) species were the Greater White-fronted Goose, the Greylag Goose, the Mallard, the Great Cormorant and the Black-headed Gull; on Lake Balaton the Eurasian Coot, the Mallard, the Black-headed Gull, the Great Cormorant, the Great Crested Grebe, the Common Pochard and the Common Goldeneye (**Table 2**). The occurrence of the Garganey (1 individual), the Ferruginous Duck (4 individuals), the Greater Scaup (9 individuals), the Black-throated Loon (17 individuals), the Black-necked Grebe (1 individual) and the Herring Gull (1 individual) was interesting faunistic result. The highest species richness and numbers (>12000 individuals) was counted in Nagyberek Fehérvíz Nature Conservation Area. We counted more than 1000 individuals in further 5 sites (**Map 1**) while species richness was succeeded 10 in 8 survey sites (**Map 2**).

Comparing waterbird communities of the water bodies of Lake Balaton and its surrounding wetlands, Rényi's diversity ordering and diversity profiles (TÓTHMÉRÉSZ, 1997); and hierarchical agglomerative cluster analyses (UPGMA) (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963) based on the Sørensen (SØRENSEN, 1948) and Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indices were used. Diversity was the highest on the fishponds and marshes when taking into account the rare species (α=1), while its value was the highest in the Szemes Basin when considering the common species (α=2) (**Figure 1**). The highest similarity based on the presence-absence data (Sørensen index) was observed between the Szemes Basin and the fishponds and marshes (77%), while the lowest similarity was found between the Szigliget Basin and the fishponds and marshes (59%). The abundance based Bray-Curtis index presented the highest similarity between the Szemes Basin and the Siófok Basin (46%), while the lowest similarity was found between the Szigliget Basin and the fishponds and marshes (**Figure 2**).

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.07

A 2010 NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZESÉLŐHELYEKEN

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2010) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács Gyula

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
University of West Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5., Hungary, e-mail: kovacs.gyula@emk.nyme.hu

Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport)
South-Balaton Nature Conservation Group (Local Group No. 35. of BirdLife Hungary)
H-8638 Balatonlelle, Irmapuszta, Hungary

1. BEVEZETÉS

A Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport) 2005 óta minden évben végez vízimadár-szinkronszámlálást a Balaton teljes területén és a környező vizesélőhelyeken (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c; 2013a; 2013b), ezt 2010-ben is folytattuk.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A korábbiakban is alkalmazott módszerek szerint (KOVÁCS, 2008a) 2010.11.20-án tartottunk vízimadár-felmérést a teljes Balaton körül 44 partszakaszon és 10 környező vizesélőhelyen (**1. táblázat**). A felméréshez az időjárási körülmények optimálisak voltak.

A számlálásban részt vettek: BENDE ZSOLT, BENKE SZABOLCS, BRUCKNER ATTILA, CSERHÁTI GÁBOR, FŐNYEDI ELEMÉR, ILLÉS GABRIELLA, KOVÁCS GYULA, MIKLÓS JULIANNA, NAGY ÁDÁM, PÁLINKÁS ANDOR, PAPRIKA ANIKÓ, SZATORI JÁNOS, SZÉKELY BALÁZS, SZELLE ERNŐ, SZÉPLAKI IMRE, SZINAI PÉTER és VINCZE BÉLA. Köszönjük önkéntes munkájukat!

A megfigyelési adatok értékelése az egyedszám, fajszám, dominancia és konstancia (frekvencia) értékek alapján történt. Az egyes vízterek vízimadár-közösségeinek összehasonlításához Rényi-féle diverzitási rendezést, diverzitási profilokat (TÓTHMÉRÉSZ, 1997) és hierarchikus agglomeratív klaszteranalízist használtam. A klaszterezés során a csoportosítást Sørensen (SØRENSEN, 1948) és Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indexekkel, valamint a távolságokat optimalizáló csoportátlag (UPGMA) eljárással (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963) végeztem el. Az adatfeldolgozás Microsoft Excel 2010, PAST v.2.12 (HAMMER *et al*., 2001) és Digiterra Map v.3 programmal készült. A nevezéktan forrása az aktuális magyar névjegyzék (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). Az elemzések során a sztyeppi és a sárgalábú sirályt egy fajként kezeltem, mivel a terepi felméréskor sem különítettük el.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A felmérés során összesen 38 vízimadárfajt (8 rend, 10 család) figyeltünk meg. A madarak közel 60%-a a récefélékhez tartozott, majd 20%-a a guvatfélékhez, valamint 10% körüli volt a sirályok és a kárókatonák aránya (**2. táblázat**). A halastavakon és berkekben a domináns (D>5%) fajok a dankasirály, a nyári lúd, a nagy lilik, a kárókatona, a tőkés réce és a szárcsa voltak; a Balatonon a szárcsa, a barátréce, a kerceréce, a kontyos réce, a kárókatona, a nagy

lilik, a dankasirály, a tőkés réce és a vetési lúd. Faunisztikai szempontból érdekesebb előfordulások a következők voltak: hegyi réce 27 pld, örvös bukó 4 pld, sarki búvár 16 pld, vörösnyakú vöcsök 2 pld, füles vöcsök 5 pld, feketenyakú vöcsök 8 pld, nagy póling 4 pld és ezüstsirály 3 pld. A legtöbb egyedet Balatonberénynél figyeltük meg, ahol többek között a közel 700 kerceréce mellett 1200 vetési lúd és 1600 nagy lilik tartózkodott. Emellett még 37 területen számoltunk 100-nál több példányt, ebből 7 területen 1000 feletti madártömeget (**1. térkép**). A legtöbb vízimadárfajt a fenékpusztai Balaton-parton láttuk, további 11 területen számoltunk tíznél több fajt (**2. térkép**).

A térség víztereinek vízimadár-közössége közül a legtöbb fajt a Siófoki-medencében figyeltük meg. A ritka fajok (α=1) esetében a legnagyobb diverzitás a halastavakon és berkekben volt, a gyakori fajok (α=2) tekintetében a Keszthelyi-medencében. A diverzitási rendezések alapján a következő rangsorok állíthatók fel: halastavak, berkek > Siófoki-medence; Siófoki-medence > Szigligeti-medence; Keszthelyi-medence > Szigligeti-medence; Szemesi-medence > Szigligeti-medence és Keszthelyi-medence > Szemesi-medence. A többi esetben sorrend nem állítható fel a diverzitási profilok metszése miatt (**1. ábra**).

1. táblázat: A Balatonon és a környező vizesélőhelyeken megfigyelt vízimadár egyed- és fajszámok (2010.11.20.)

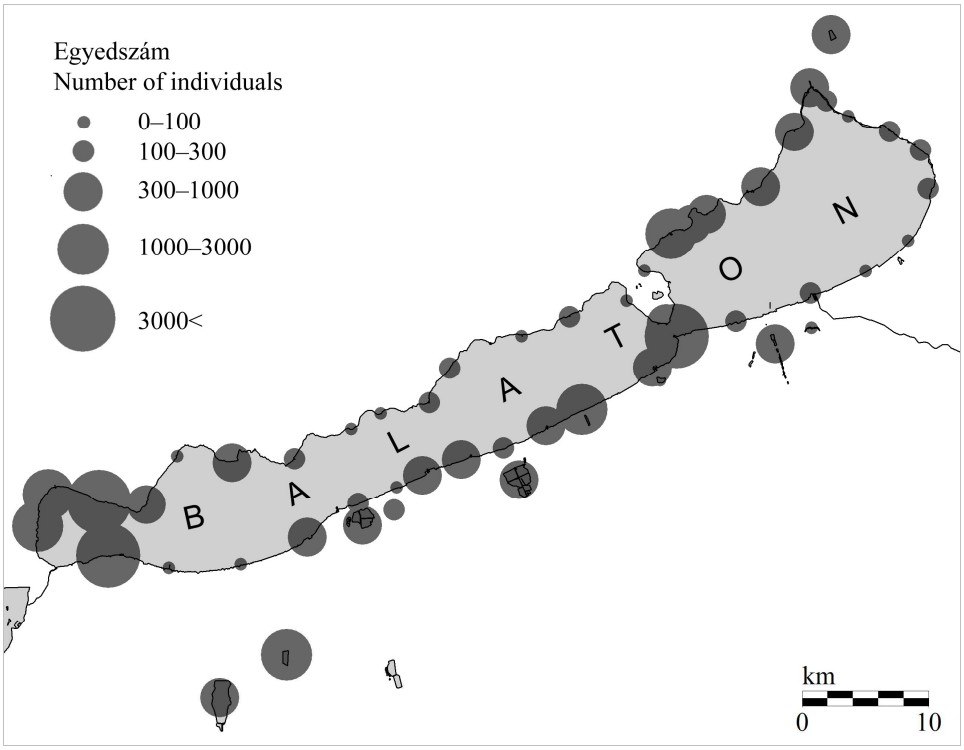
Table 1: Number of waterbird individuals and species richness on Lake Balaton and surrounding wetlands (20 November 2010)

Terület Survey plot	**Egyedszám** Number of Individuals	**Fajszám** Species richness	**Terület** Survey plot	**Egyedszám** Number of Individuals	**Fajszám** Species richness
Balatonberény	3694	6	Balatonfüred (móló)	1016	6
Balatonmáriafürdő	16	4	Tihany (Gödrös)	24	7
Balatonfenyves	5	3	Tihany (rév)	471	8
Bélatelep	437	4	Sajkod	44	6
Fonyód	227	10	Fövenyes	193	8
Fonyódliget	46	5	Balatonakali	61	8
Balatonboglár	558	11	Balatonszepezd	132	7
Balatonlelle	462	10	Révfülöp	232	9
Balatonlelle-felső	247	6	Pálköve	94	7
Balatonszemes	321	7	Ábrahámhegy	56	5
Balatonszárszó	1102	11	Badacsony	184	7
Balatonföldvár	385	9	Szigliget	347	8
Szántód	3407	12	Balatonederics	24	5
Zamárdi	169	12	Balatongyörök	421	11
Siófok	187	3	Vonyarcvashegy	3430	11
Balatonszabadi	65	5	Keszthely	1824	15
Sóstó	5	3	Fenékpuszta	1687	18
Balatonaliga	155	6	*Balatonföldvári-halastó*	*59*	*6*
Balatonvilágos	124	12	*Balatonszárszói-berek*	*31*	*6*
Balatonkenese	100	6	*Békás-tó*	*3*	*2*
B.kenese-B.fűzfő között	28	3	*Fonyódi-halastavak*	*509*	*7*
Balatonfűzfő (Tobruk)	519	7	*Irmapusztai-halastavak*	*875*	*11*
Balatonalmádi	672	9	*Királyszentistván*	*435*	*10*
Káptalanfüred	133	5	*Marcali-víztározó*	*468*	*10*
Alsóörs	482	8	*Nagyberek*	*1688*	*17*
Csopak	977	10	*Ordacsehi-berek*	*250*	*2*
Balatonfüred (csopaki oldal)	866	10	*Töreki-halastavak*	*966*	*11*
***Halastavak, berkek** / Fishponds, marshes*				***5 284***	***23***
Balaton / Lake Balaton				**25 629**	**34**
Összesen / Total				**30 913**	**38**

2. táblázat: A Balatonon és a környező vizesélőhelyeken megfigyelt vízimadár fajok dominanciája (D) és konstanciája (C) (2010.11.20.)

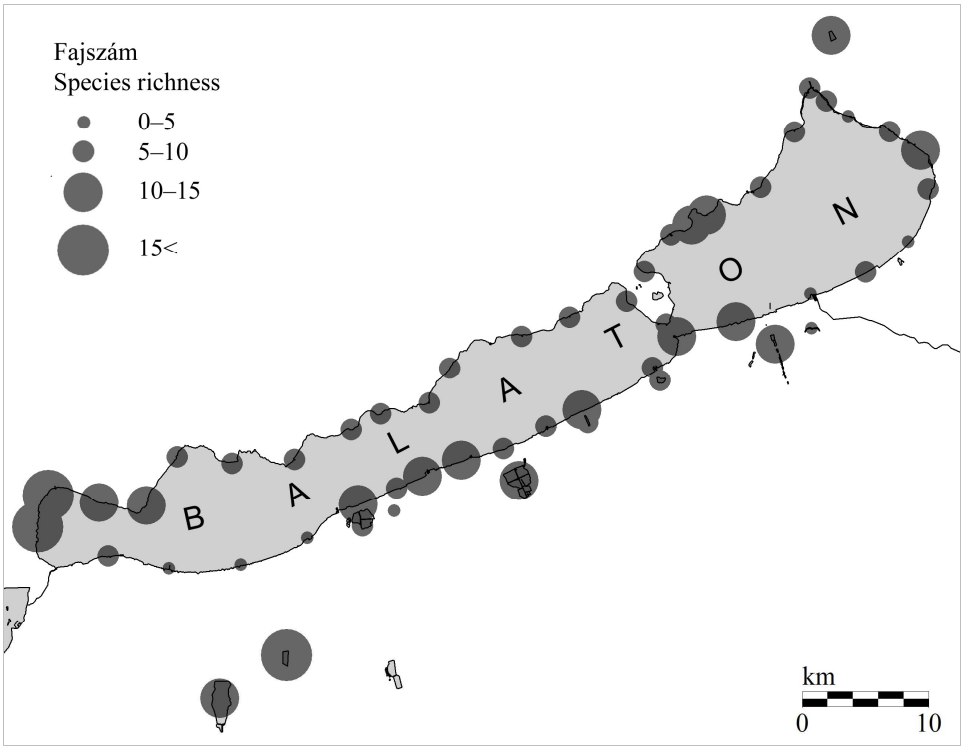
Table 2: Dominance (D) and constancy (C) values of waterbird species observed on Lake Balaton and surrounding wetlands (20 November 2010)

Fajok Species	**Halastavak, berkek** Fishponds, marshes		**Balaton** Lake Balaton		**Összesen** Total	
	D	**C**	**D**	**C**	**D**	**C**
Anseriformes / Anatidae	**51,9%**		**58,6%**		**57,5%**	
Cygnus olor	0,4%	60,0%	0,6%	77,3%	0,5%	74,1%
Anser fabalis	0,9%	10,0%	5,2%	4,5%	4,4%	5,6%
Anser albifrons	12,3%	50,0%	7,6%	9,1%	8,4%	16,7%
Anser anser	23,5%	40,0%	0,3%	9,1%	4,2%	14,8%
Anas penelope	0,2%	10,0%	—	—	0,0%	1,9%
Anas strepera	—	—	0,0%	2,3%	0,0%	1,9%
Anas crecca	4,0%	20,0%	—	—	0,7%	3,7%
Anas platyrhynchos	8,6%	80,0%	6,1%	81,8%	6,6%	81,5%
Anas clypeata	0,8%	10,0%	0,0%	4,5%	0,1%	5,6%
Aythya ferina	1,0%	30,0%	18,3%	34,1%	15,4%	33,3%
Aythya fuligula	—	—	9,5%	15,9%	7,8%	13,0%
Aythya marila	—	—	0,1%	9,1%	0,1%	7,4%
Bucephala clangula	0,2%	20,0%	11,0%	70,5%	9,1%	61,1%
Mergellus albellus	—	—	0,0%	2,3%	0,0%	1,9%
Mergus serrator	—	—	0,0%	6,8%	0,0%	5,6%
Gaviiformes / Gaviidae	**—**		**0,1%**		**0,1%**	
Gavia stellata	—	—	0,0%	4,5%	0,0%	3,7%
Gavia arctica	—	—	0,1%	15,9%	0,1%	13,0%
Podicipediformes / Podicipedidae	**0,8%**		**3,0%**		**2,6%**	
Tachybaptus ruficollis	0,3%	20,0%	0,0%	2,3%	0,1%	5,6%
Podiceps cristatus	0,5%	40,0%	2,9%	81,8%	2,5%	74,1%
Podiceps grisegena	—	—	0,0%	2,3%	0,0%	1,9%
Podiceps auritus	—	—	0,0%	4,5%	0,0%	3,7%
Podiceps nigricollis	—	—	0,0%	6,8%	0,0%	5,6%
Pelecaniformes / Phalacrocoracidae	**13,7%**		**9,0%**		**9,8%**	
Phalacrocorax carbo	12,0%	50,0%	8,4%	59,1%	9,0%	57,4%
Phalacrocorax pygmeus	1,7%	30,0%	0,6%	15,9%	0,8%	18,5%
Ciconiiformes / Ardeidae	**2,6%**		**0,0%**		**0,5%**	
Egretta alba	0,7%	70,0%	0,0%	6,8%	0,1%	18,5%
Ardea cinerea	1,9%	70,0%	0,0%	4,5%	0,3%	16,7%
Gruiformes / Rallidae	**5,8%**		**20,5%**		**18,0%**	
Rallus aquaticus	—	—	0,0%	6,8%	0,0%	5,6%
Fulica atra	5,8%	50,0%	20,5%	63,6%	18,0%	61,1%
Gruidae	**—**		**0,1%**		**0,1%**	
Grus grus	—	—	0,1%	2,3%	0,1%	1,9%
Charadriiformes / Scolopacidae	**0,3%**		**0,0%**		**0,1%**	
Numenius arquata	0,1%	10,0%	—	—	0,0%	1,9%
Tringa ochropus	0,2%	10,0%	—	—	0,0%	1,9%
Laridae	**24,8%**		**8,7%**		**11,4%**	
Larus ridibundus	24,4%	60,0%	7,1%	84,1%	10,1%	1,9%
Larus canus	—	—	0,2%	18,2%	0,2%	79,6%
Larus argentatus	—	—	0,0%	6,8%	0,0%	14,8%
Larus michahellis/cachinnans	0,4%	40,0%	1,3%	59,1%	1,1%	5,6%
Hydrocoloeus minutus	—	—	0,0%	2,3%	0,0%	55,6%
Coraciiformes / Alcedinidae	**0,1%**		**0,0%**		**0,0%**	
Alcedo atthis	0,1%	40,0%	0,0%	4,5%	0,0%	11,1%



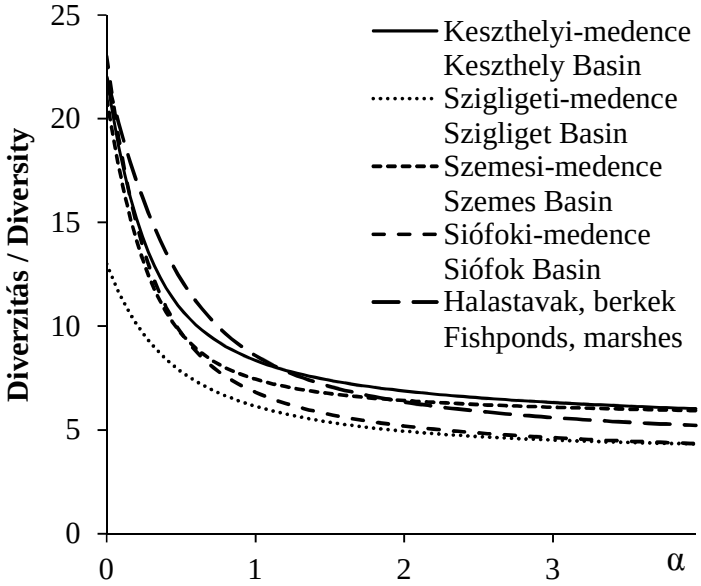
1. térkép: Megfigyelt egyedszámok a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken (2010.11.20.)

Map 1: Number of individuals counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (20 November 2010)



2. térkép: Megfigyelt fajszámok a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken (2010.11.20.)

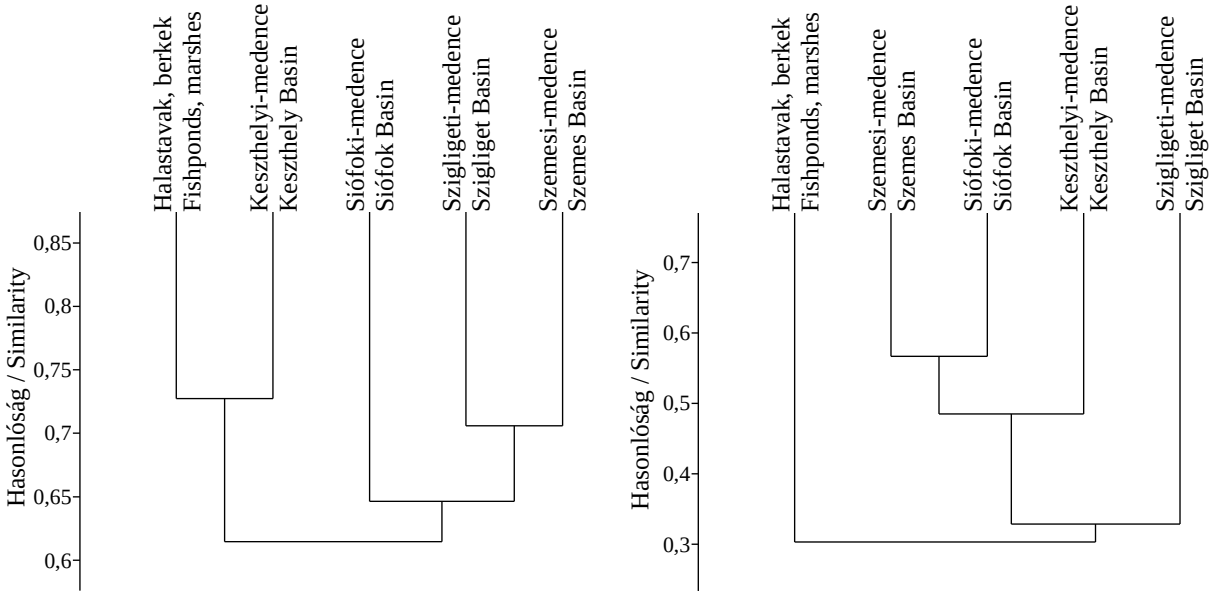
Map 2: Species richness counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (20 November 2010)



1. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizesélőhelyek diverzitási profiljai (2010.11.20.)

Figure 1: Diversity profiles of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (20 November 2010)

A Sørensen-féle fajazonosság alapján a legkisebb hasonlóság a Szigligeti- és a Keszthelyi-medence (57%), a legnagyobb a halastavak, berkek és a Keszthelyi-medence (73%) esetében volt. Utóbbi két terület közössége ez alapján valamelyest el is különült a többitől. A tömegességet is figyelembe véve (Bray-Curtis index) a legkisebb egyezés szintén a Szigligeti- és a Keszthelyi-medence között (23%), a legnagyobb a Szemesi- és a Siófoki-medence viszonylatában volt (57%) (**2. ábra**). A halastavak, berkek közössége más vízterekéhez képest aránylag jól elkülönült.



2. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizesélőhelyek Sørensen és Bray-Curtis indexen alapuló klaszteranalízis dendrogramjai (2010.11.20.)

Figure 2: Sørensen and Bray-Curtis cluster analysis dendrograms of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (20 November 2010)

A kutatás a „Talentum – Hallgatói tehetséggondozás feltételrendszerének fejlesztése a Nyugat-magyarországi Egyetemen c. TÁMOP – 4.2.2. B – 10/1 – 2010 – 0018 számú projekt" keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p.

KOVÁCS GY. (2008a): A 2005. november 12-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 247–254.

KOVÁCS GY. (2008b): A 2006. december 16-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 255–260.

KOVÁCS GY. (2008c): A 2007. november 10-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 261–266.

KOVÁCS GY. (2013a): A 2008. novemberi vízimadár-felmérés eredményei a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken. *Magyar Vízivad Közlemények* 23: 145-152.

KOVÁCS GY. (2013b): A 2009. novemberi vízimadár-felmérés eredményei a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken. *Magyar Vízivad Közlemények* 23: 153-160.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (szerk.) (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator Avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 278 p.

ROHLF, F. J. (1963). Classification of Aedes by numerical taxonomic methods (Diptera: Culicidae). *Annals of the Entomological Society of America* 56: 798–804.

SOKAL R. R. & MICHENER C. D. (1958): A Statistical Method for Evaluating Systematic Relationships. *The University of Kansas Scientific Bulletin* 38: 1409–1438.

SØRENSEN, T. (1948): A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Biologiske Skrifter* 5: 1–34.

TÓTHMÉRÉSZ B. (1997): *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó, Budapest. 98 p.

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2010) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács, Gy.

SUMMARY

Similarly to the previous years (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c; 2013a; 2013b) South-Balaton Nature Conservation Group (BirdLife Hungary) organised a synchronous waterbird survey at 54 plots around Lake Balaton and its surrounding wetlands on 20th November 2010 (**Table 1**).

A total of 38 waterbird species from 8 orders and 10 families were observed. The largest number of individuals was counted at Balatonberény (Lake Balaton) (**Map 1**), the highest species richness was found at Fenékpuszta (Lake Balaton) (**Map 2**). On the fishponds and marshes, the dominant (D>5%) species were the Black-headed Gull, the Greylag Goose, the Greater White-fronted Goose, the Great Cormorant, the Mallard and the Eurasian Coot; on Lake Balaton the Eurasian Coot, the Common Pochard, the Common Goldeneye, the Tufted Duck, the Great Cormorant, the Greater White-fronted Goose, the Black-headed Gull, the Mallard and the Bean Goose (**Table 2**). Interesting faunistic result was the occurrence of the Greater Scaup (27 individuals), the Red-breasted Merganser (4 individuals), the Black-throated Loon (16 individuals), the Red-necked Grebe (2 individuals), the Horned Grebe (5 individuals), the Black-necked Grebe (8 individuals), the Eurasian Curlew (4 individuals) and the Herring Gull (3 individuals)

Comparing waterbird communities at large spatial scale of Lake Balaton and its surrounding wetlands Rényi's diversity ordering and diversity profiles (TÓTHMÉRÉSZ, 1997), also hierarchical agglomerative cluster analyses (UPGMA) (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963) based on the Sørensen (SØRENSEN, 1948) and Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indices were used. Diversity was the highest on the fishponds and marshes when taking into account the rare species (α=1), while its value was the highest in the Keszthely Basin when considering the common species (α=2) (**Figure 1**). The lowest similarity based on the presence-absence data (Sørensen index) was observed between the Szigliget Basin and the Keszthely Basin (57%), while the highest similarity was found between the Keszthely Basin and the fishponds and marshes (73%). The lowest similarity between the Szigliget Basin and the Keszthely Basin (23%) was also presented by the abundance based Bray-Curtis index, while the highest similarity was found between the Szemes Basin and the Siófok Basin (**Figure 2**). The waterbird community of the fishponds and marshes was clearly separated from those of the other water bodies.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.08

A 2011. NOVEMBERI VÍZIMADÁR-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI A BALATONON ÉS A KÖRNYEZŐ VIZESÉLŐHELYEKEN

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2011) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács Gyula

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
University of West Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5., Hungary, e-mail: kovacs.gyula@emk.nyme.hu

Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport)
South-Balaton Nature Conservation Group (Local Group No. 35. of BirdLife Hungary)
H-8638 Balatonlelle, Irmapuszta, Hungary

1. BEVEZETÉS

A Dél-Balatoni Természetvédelmi Csoport (MME 35-ös számú helyi csoport) 2011-ben az előző évekhez hasonlóan (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c; 2013a; 2013b; 2013c) is végzett vízimadár-felmérést a teljes Balatonon és a környező vizesélőhelyeken.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vízimadár-szinkronszámlálást a teljes Balaton körül 46 partszakaszon és 9 környező vizesélőhelyen a korábbiakban is alkalmazott módszerek szerint (KOVÁCS, 2008a) tartottuk 2011.11.12-én (**1. táblázat**). A felméréshez az időjárási körülmények megfelelőek voltak.

A szinkronon résztvevő önkéntes felmérők: BENDE ZSOLT, BENKE ÁRPÁD JÁNOS, BENKE SZABOLCS, CSERHÁTI GÁBOR, FŐNYEDI ELEMÉR, GÁL SZABOLCS, HAJDU KATALIN, JAKUS LÁSZLÓ, KOVÁCS GYULA, MÉSZÁROS ANDRÁS, NAGY ÁDÁM, PÁLINKÁS ANDOR, PAPRIKA ANIKÓ, PREISZNER BÁLINT, SZATORI JÁNOS, SZELLE ERNŐ, SZINAI PÉTER ÉS VINCZE BÉLA. Köszönjük munkájukat!

A megfigyelési adatok értékeléséhez az egyedszám, a fajszám, a dominancia és a konstancia (frekvencia) értékeket határoztam meg. A nagyobb területi összehasonlítások Rényi-féle diverzitási rendezéssel, diverzitási profilokkal (TÓTHMÉRÉSZ, 1997) és hierarchikus agglomeratív klaszteranalízissel történtek. A klaszterezés során a csoportosítást Sørensen (SØRENSEN, 1948) és Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indexekkel, valamint a távolságokat optimalizáló csoportátlag (UPGMA) eljárással (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963) végeztem el. Az adatfeldolgozás Microsoft Excel 2010, PAST v.2.12 (HAMMER *et al*., 2001) és Digiterra Map v.3 programmal készült. A nevezéktan alapja a jelenlegi magyar névjegyzék (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008) volt. Az összehasonlító elemzéseknél a sztyeppi és a sárgalábú sirályt egy fajként kezeltem, mivel a terepi felmérések során sem különítettük el.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Összesen 42 vízimadárfajt (8 rend, 9 család) figyeltünk meg. A mennyiségi viszonyok alapján a jelentősebb taxonok a récefélék, a guvatfélék (főként szárcsa) és a sirályok voltak (**2. táblázat**). A legtöbb egyedet a Nagyberekben számoltuk (>4000 pld). Emellett még 37

területen figyeltünk meg 100-nál több példányt, ebből 6 területen 1000 feletti mennyiséget (**1. térkép**). A legtöbb vízimadárfajt szintén a Nagyberekben láttuk, további 9 területen számoltunk tíznél több fajt (**2. térkép**). A halastavakon és berkekben a domináns fajok (D>5%) a nagy lilik, a dankasirály, a nyári lúd, a tőkés réce, a kárókatona és a szárcsa voltak; míg a Balatonon a szárcsa, a tőkés réce, a kerceréce, a barátréce, a nyári lúd és a dankasirály. Faunisztikailag érdekes előfordulások voltak: északi búvár 1 pld, sarki búvár 4 pld, füles vöcsök 1 pld, feketenyakú vöcsök 13 pld, pajzsoscankó 35 pld, nagy póling 5 pld, piroslábú cankó 1 pld, csüllő 1 pld és 1 kései küszvágó csér példány.

1. táblázat: A Balatonon és a környező vizesélőhelyeken megfigyelt vízimadár egyed- és fajszámok (2011.11.12.)

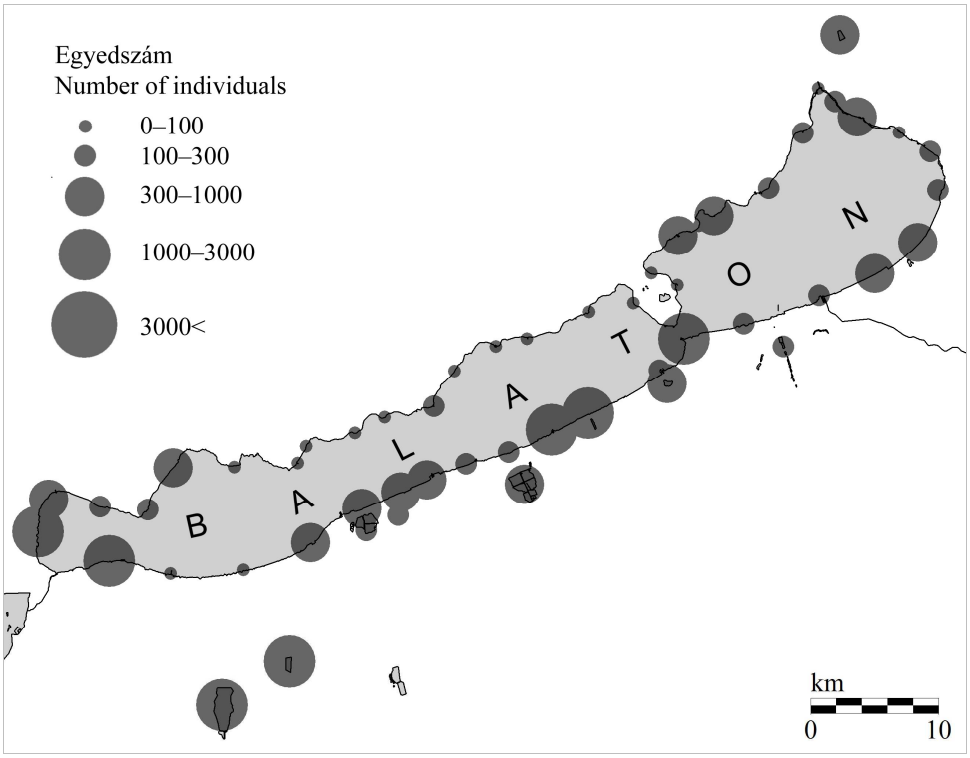
Table 1: Number of waterbird individuals and species richness on Lake Balaton and surrounding wetlands (12 November 2011)

Terület Survey plot	**Egyedszám** Number of Individuals	**Fajszám** Species richness	**Terület** Survey plot	**Egyedszám** Number of Individuals	**Fajszám** Species richness
Balatonberény	1575	6	Tihany (Gödrös)	32	6
Balatonmáriafürdő	5	2	Tihany (móló)	83	6
Balatonfenyves	7	2	Sajkod	80	5
Bélatelep	762	6	Balatonudvari (Fövenyes)	81	6
Fonyód	695	9	Balatonakali	69	9
Fonyódliget	456	9	Zánka	33	9
Balatonboglár	677	12	Balatonszepezd	9	5
Balatonlelle	175	7	Révfülöp	185	7
Balatonlelle-felső	207	5	Balatonrendes	39	8
Balatonszemes	1482	9	Ábrahámhegy	18	2
Balatonszárszó	1113	9	Badacsonytomaj	13	4
Balatonföldvár	211	11	Badacsony	85	4
Szántód	2076	13	Szigliget	88	8
Zamárdi	188	12	Becehegy	317	5
Siófok	191	8	Balatonygörök	164	7
Balatonszabadi	544	5	Vonyarcvashegy	114	5
Szabadi-Sóstó	358	6	Keszthely	659	9
Balatonaliga	169	7	Fenékpuszta	4315	10
Balatonakarattya	220	6	*Balatonföldvári-halastó*	798	11
Balatonkenese	23	5	*Balatonszárszói-berek*	204	11
B.kenese-B.fűzfő között	763	8	*Marcali-víztározó*	1656	11
Balatonfűzfő (Tobruk)	88	4	*Fonyódi-halastavak*	265	7
Balatonalmádi	161	10	*Irmapusztai-halastavak*	374	8
Káptalanfüred	280	4	*Királyszentistván*	390	16
Alsóörs	144	7	*Nagyberek Fehérvíz TT*	4470	20
Csopak	835	7	*Ordacsehi-berek*	182	5
Balatonfüred (csopaki oldal)	59	6	*Töreki-halastavak*	231	13
Balatonfüred (móló)	711	7			
***Halastavak, berkek** / Fishponds, marshes*				***8 570***	***32***
Balaton / Lake Balaton				**20 559**	**30**
Összesen / Total				**29 129**	**42**

2. táblázat: A Balatonon és a környező vizesélőhelyeken megfigyelt vízimadár fajok dominanciája (D) és konstanciája (C) (2011.11.12.)

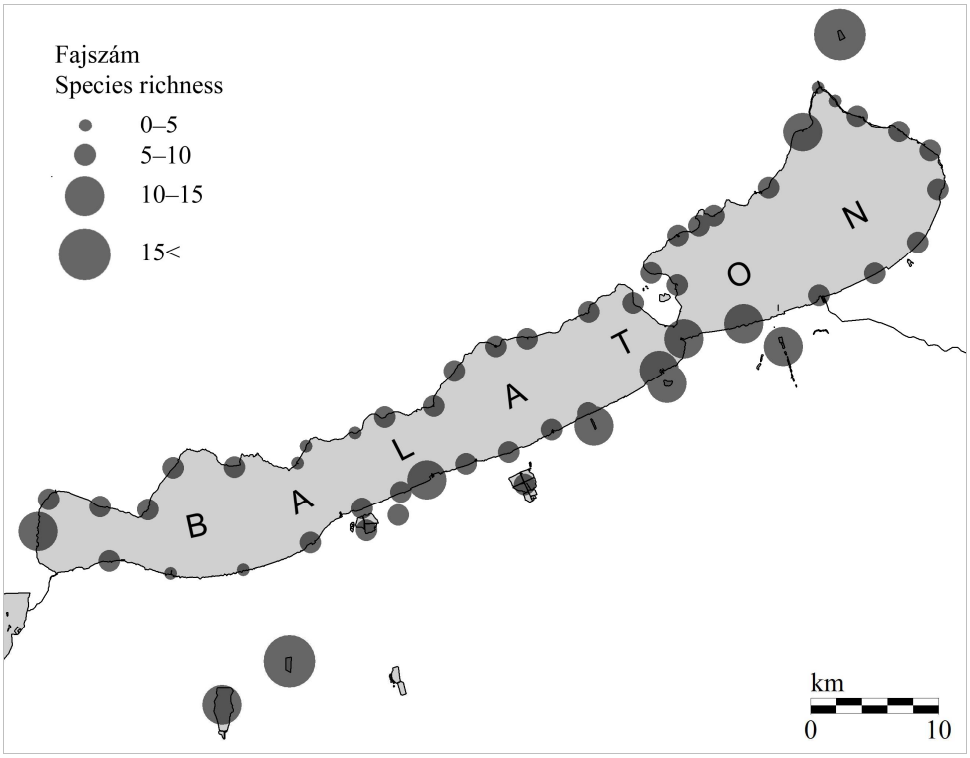
Table 2: Dominance (D) and constancy (C) values of waterbird species observed on Lake Balaton and surrounding wetlands (12 November 2011)

Fajok Species	**Halastavak, berkek** Fishponds, marshes		**Balaton** Lake Balaton		**Összesen** Total	
	D	**C**	**D**	**C**	**D**	**C**
Anseriformes / Anatidae	**81,4%**		**45,8%**		**63,6%**	
Cygnus olor	0,5%	55,6%	1,5%	78,3%	1,2%	74,5%
Anser fabalis	2,5%	22,2%	—	—	0,7%	3,6%
Anser albifrons	25,2%	33,3%	0,9%	2,2%	8,1%	7,3%
Anser anser	18,3%	44,4%	5,9%	8,7%	9,5%	14,5%
indet. lúd/goose	50 pld	—	500 pld	—	550 pld	—
Anas penelope	0,1%	11,1%	—	—	0,0%	1,8%
Anas strepera	0,1%	22,2%	0,0%	4,3%	0,0%	7,3%
Anas crecca	2,7%	77,8%	—	—	0,8%	12,7%
Anas platyrhynchos	12,8%	100,0%	15,3%	87,0%	14,6%	92,7%
Anas clypeata	0,2%	22,2%	0,1%	4,3%	0,1%	7,3%
Netta rufina	—	—	0,1%	8,7%	0,1%	7,3%
Aythya ferina	0,4%	22,2%	7,1%	28,3%	5,1%	29,1%
Aythya nyroca	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Aythya fuligula	—	—	4,1%	15,2%	2,9%	14,5%
Bucephala clangula	0,0%	11,1%	10,2%	41,3%	7,2%	38,2%
indet. réce/duck	—	—	3300 pld	—	3300 pld	—
Mergellus albellus	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Gaviiformes / Gaviidae	**—**		**0,0%**		**0,0%**	
Gavia stellata	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Gavia arctica	—	—	0,0%	6,5%	0,0%	5,5%
Podicipediformes / Podicipedidae	**0,2%**		**3,3%**		**2,4%**	
Tachybaptus ruficollis	0,1%	11,1%	0,0%	2,2%	0,0%	3,6%
Podiceps cristatus	0,1%	11,1%	3,2%	71,7%	2,3%	61,8%
Podiceps auritus	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Podiceps nigricollis	0,0%	11,1%	0,1%	8,7%	0,0%	9,1%
Pelecaniformes / Phalacrocoracidae	**7,5%**		**5,0%**		**5,7%**	
Phalacrocorax carbo	6,4%	66,7%	4,8%	50,0%	5,2%	56,4%
Phalacrocorax pygmeus	1,1%	77,8%	0,2%	21,7%	0,5%	30,9%
indet. kárókatona/cormorant	—	—	10 pld	—	10 pld	—
Ciconiiformes / Ardeidae	**2,6%**		**0,0%**		**0,8%**	
Botaurus stellaris	0,0%	11,1%	—	—	0,0%	1,8%
Egretta alba	1,2%	88,9%	0,0%	4,3%	0,4%	18,2%
Ardea cinerea	1,3%	66,7%	—	—	0,4%	10,9%
Gruiformes / Rallidae	**5,3%**		**21,8%**		**16,9%**	
Rallus aquaticus	0,1%	33,3%	—	—	0,0%	5,5%
Fulica atra	5,3%	55,6%	21,8%	65,2%	16,9%	65,5%
Charadriiformes / Scolopacidae	**0,6%**		**—**		**0,4%**	
Philomachus pugnax	0,4%	11,1%	—	—	0,1%	1,8%
Gallinago gallinago	0,0%	11,1%	—	—	0,0%	1,8%
Numenius arquata	0,1%	22,2%	—	—	0,0%	3,6%
Actitis hypoleucos	0,1%	11,1%	—	—	0,0%	1,8%
Tringa ochropus	0,1%	22,2%	—	—	0,0%	3,6%
Tringa totanus	0,0%	11,1%	—	—	0,0%	1,8%
indet. partimadár/shore bird	50 pld	—	—	—	50 pld	—
Laridae	**19,6%**		**6,2%**		**10,2%**	
Larus ridibundus	18,8%	55,6%	5,1%	80,4%	9,1%	76,4%
Larus canus	0,4%	22,2%	0,1%	10,9%	0,2%	12,7%
Larus michahellis/cachinnans	0,5%	55,6%	1,0%	52,2%	0,9%	52,7%
Rissa tridactyla	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Hydrocoloeus minutus	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Sterna hirundo	—	—	0,0%	2,2%	0,0%	1,8%
Coraciiformes / Alcedinidae	**0,1%**		**0,0%**		**0,0%**	
Alcedo atthis	0,1%	55,6%	0,0%	4,3%	0,0%	12,7%



1. térkép: Megfigyelt egyedszámok a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken (2011.11.12.)

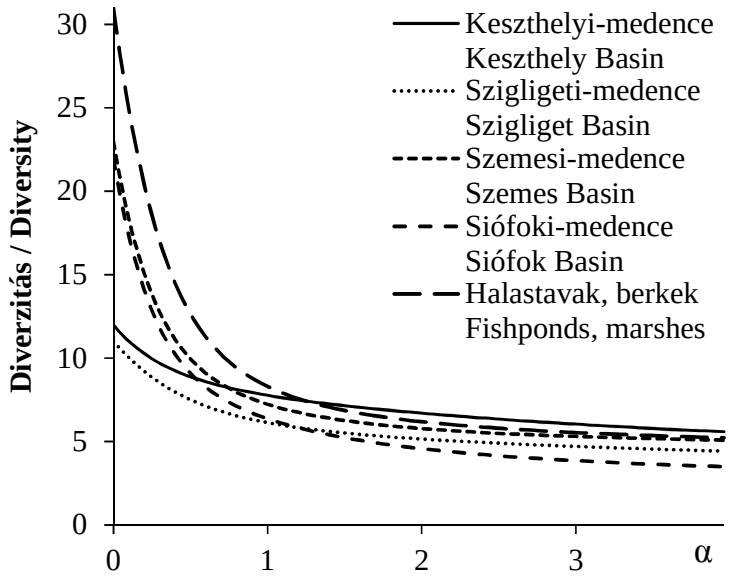
Map 1: Number of individuals counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (12 November 2011)



2. térkép: Megfigyelt fajszámok a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken (2011.11.12.)

Map 2: Species richness counted on Lake Balaton and surrounding wetlands (12 November 2011)

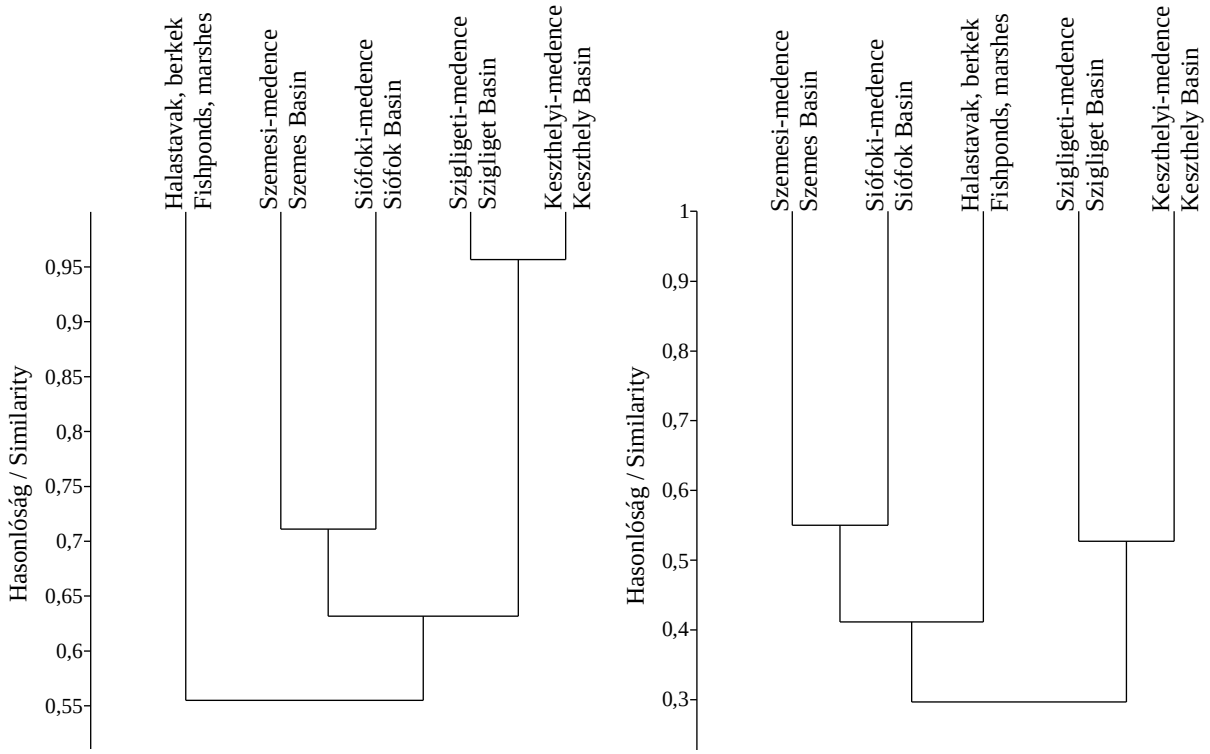
A balatoni és a környékbeli vízterek vízimadár-közösségei közül a legtöbb fajt a halastavakon és berkekben figyeltük meg, egyben itt volt a legnagyobb diverzitás is a ritka fajok (α=1) tekintetében. A gyakori fajok (α=2) esetében már a Keszthelyi-medence közössége volt a legdiverzebb és legegyenletesebb az összes közül. A diverzitási rendezések alapján a következő sorrendek állapíthatók meg: halastavak, berkek > Szemesi-medence > Siófoki-medence; halastavak, berkek > Szemesi-medence > Szigligeti-medence; Keszthelyi-medence > Szigligeti-medence. A diverzitási profilok metszése miatt a többi esetben a rangsorolás nem lehetséges egyértelműen (**1. ábra**).



1. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizesélőhelyek diverzitási profiljai (2011.11.12.)

Figure 1: Diversity profiles of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (12 November 2011)

A jelenlét-hiány (Sørensen index) alapján a legkisebb hasonlóság a Szigligeti-medence és a halastavak, berkek (48%), a legmagasabb fokú azonosság a Szigligeti- és a Keszthelyi-medence (96%) esetében volt. Az átlagokat nézve a halastavak, berkek közössége lényeges elkülönülést mutatott a többi területtől. Az abundanciát is figyelembe vevő Bray-Curtis index szerint a legalacsonyabb mértékű egyezés szintén a Szigligeti-medence és a halastavak, berkek között (12%) volt, a legnagyobb pedig a Szemesi- és a Siófoki-medence vonatkozásában (55%) (**2. ábra**).



2. ábra: A balatoni vízterek és a környező vizesélőhelyek Sørensen és Bray-Curtis indexen alapuló klaszteranalízis dendrogramjai (2011.11.12.)

Figure 2: Sørensen and Bray-Curtis cluster analysis dendrograms of Lake Balaton water bodies and surrounding wetlands (12 November 2011)

A kutatás a „Talentum – Hallgatói tehetséggondozás feltételrendszerének fejlesztése a Nyugat-magyarországi Egyetemen c. TÁMOP – 4.2.2. B – 10/1 – 2010 – 0018 számú projekt" keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.

HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 p.

KOVÁCS GY. (2008a): A 2005. november 12-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 247–254.

KOVÁCS GY. (2008b): A 2006. december 16-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 255–260.

KOVÁCS GY. (2008c): A 2007. november 10-i balatoni vízimadár-felmérés eredményei. *Magyar Vízivad Közlemények* 16: 261–266.

KOVÁCS GY. (2013a): A 2008. novemberi vízimadár-felmérés eredményei a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken. *Magyar Vízivad Közlemények* 23: 145-152.

KOVÁCS GY. (2013b): A 2009. novemberi vízimadár-felmérés eredményei a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken. *Magyar Vízivad Közlemények* 23: 153-160.

KOVÁCS GY. (2013c): A 2010. novemberi vízimadár-felmérés eredményei a Balatonon és a környező vizesélőhelyeken. *Magyar Vízivad Közlemények* 23: 161-168.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (szerk.) (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator Avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 278 p.

ROHLF, F. J. (1963). Classification of Aedes by numerical taxonomic methods (Diptera: Culicidae). *Annals of the Entomological Society of America* 56: 798–804.

SOKAL R. R. & MICHENER C. D. (1958): A Statistical Method for Evaluating Systematic Relationships. *The University of Kansas Scientific Bulletin* 38: 1409–1438.

SØRENSEN, T. (1948): A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons. *Biologiske Skrifter* 5: 1–34.

TÓTHMÉRÉSZ B. (1997): *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó, Budapest. 98 p.

RESULTS OF WATERBIRD CENSUS (NOVEMBER 2011) AT LAKE BALATON AND ITS SURROUNDING WETLANDS

Kovács, Gy.

SUMMARY

Waterbird census was carried out at 55 sites (**Table 1**) around Lake Balaton and its surrounding wetlands on 12th November 2011, like in previous years (KOVÁCS, 2008a; 2008b; 2008c; 2013a; 2013b; 2013c) by South-Balaton Nature Conservation Group (BirdLife Hungary).

A total of 42 waterbird species from 9 families and 8 orders were observed. The highest species richness and numbers (>4000 individuals) was counted in Nagyberek Fehérvíz Nature Conservation Area. We counted more than 1000 individuals in further 6 plots (**Map 1**) while species richness was succeeded 10 in 9 survey plots (**Map 2**). On the fishponds and marshes, the dominant (D>5%) species were the Greater White-fronted Goose, the Black-headed Gull, the Greylag Goose, the Mallard, the Great Cormorant and the Eurasian Coot; on Lake Balaton the Eurasian Coot, the Mallard, the Common Goldeneye, the Common Pochard, the Greylag Goose and the Black-headed Gull (**Table 2**). Interesting faunistic result was the occurrence of the Red-throated Loon (1 individual), the Black-throated Loon (4 individuals), the Horned Grebe (1 individual), the Black-necked Grebe (13 individuals), the Ruff (35 individuals), the Eurasian Curlew (5 individuals), the Common Redshank (1 individual) and the Black-legged Kittiwake (1 individual). An unusual phenomenon was the late occurrence of Common Tern (1 individuals).

Comparing waterbird communities at large spatial scale of Lake Balaton and its surrounding wetlands Rényi's diversity ordering and diversity profiles (TÓTHMÉRÉSZ, 1997), also hierarchical agglomerative cluster analyses (UPGMA) (SOKAL & MICHENER, 1958; ROHLF, 1963) based on the Sørensen (SØRENSEN, 1948) and Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) indices were used. Diversity was the highest on the fishponds and marshes when taking into account the rare species (α=1), while its value was the highest in the Keszthely Basin when considering the common species (α=2) (**Figure 1**). The lowest similarity based on the presence-absence data (Sørensen index) was observed between the Szigliget Basin and the fishponds and marshes (48%), while the highest similarity was found between the Keszthely Basin and the Szigliget Basin (96%). The waterbird community of the fishponds and marshes was clearly separated from those of the other water bodies. The abundance based Bray-Curtis index also presented the highest similarity between the Szigliget Basin and the fishponds and marshes (12%) while the highest similarity was found between the Szemes Basin and the Siófok Basin (55%) (**Figure 2**).

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.09

A FERENCMAJORI-HALASTAVAK VONULÓ VÍZIMADARAINAK MONITORINGJA A 2002–2011 KÖZÖTTI IDŐSZAKBAN

MONITORING OF MIGRATORY WATERBIRDS OF FISHPONDS AT FERENCMAJOR IN THE PERIODE 2002–2011

Bátky Gellért[1] & Csonka Péter[2]

[1] Nyugat-magyarországi Egyetem Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, University of West Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology, H–9400 Sopron, Ady Endre u. 5.
[2] Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Duna–Ipoly National Park Directorate, H–1121 Budapest, Költő utca 21.

1. BEVEZETÉS

A Ferencmajori-halastavak és az Által-ér mintegy 521 km^2 kiterjedésű vízgyűjtője fontos láncszeme annak a nagy léptékű ökológiai folyosónak, amely a szlovákiai Vág és Nyitra folyók völgyétől dél-délkeleti irányban, több száz kilométeres hosszúságban húzódik a Tatai-medencén, majd a Csákvári-réten, a Dinnyési-Fertőn és a Sárvíz völgyén keresztül a Duna magyarországi alsó folyásáig.

A 370 ha-os halastórendszer madártani szempontból az egyik legfontosabb vizes élőhely Komárom-Esztergom megyében. A vízimadárfajok diverzitása kiemelkedően magas, ami a 13 különálló tóegységnek is köszönhető, hiszen így mindig van néhány tó, amelynek vízállása optimális a vízimadarak számára. A tavakon extenzív halgazdálkodás és minimális vadgazdálkodás folyik. Mivel egy fiatal tórendszerről van szó, ezért úgy gondoltuk, érdemes végigkísérni azt a folyamatot, ahogy a vízimadarak egyre jobban belakják a tavakat. Ezért is kezdtük el a 2000-es évben rendszeresen megfigyelni a vonuló vízimadarakat a naszályi Ferencmajori-halastavakon.

Jelenlegi munkánkban tíz év adatait dolgoztuk fel. 2002 márciusa és 2012 februárja között összesen 120 terepbejárás alkalmával végeztünk felméréseket a vonuló vízivad-állomány egyedszámának, illetve dinamikájának megállapításához. Dolgozatunk rávilágít arra, hogy milyen madártani értékekkel rendelkezik a Ferencmajori-halastórendszer, valamint hogy méltán lett része a *Tatai tavak ramsari terület*nek.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A Ferencmajori-halastavak madárvilágát az 1980-as évek előtt nem vizsgálták, de az utóbbi három évtizedben több publikáció is megjelent. Az első kettő átfogóbb kutatást MUSICZ (1985, 1988) végezte. Tanulmányában beszámol az 1981–1987 között végzett felmérésének eredményeiről. Ekkor a tórendszer még csak négy tóból állt, és összesen 173,7 ha volt a területe. Később két kisebb összegzés (SZIMULY, 1992a, 1992b) jelent meg a tavakon az 1991 őszi aspektusban megfigyelt partimadár-vonulásról. 1993-ban SZIMULY (1993b) a kis lile *(Charadrius dubius*) állományfelmérését végezte el a területen, majd az 1994 őszi aspektusában megfigyelt partimadár-vonulás sajátosságát taglalta (SZIMULY, 1994b). Kisebb átfogó tanulmány született a Tatai-medence madárvilágáról MUSICZ (1997) tollából, amelyben a Ferencmajori-halastavak madártani és természetvédelmi értékéről is beszámol. Később egy rövid ismertető jellegű publikáció jelent meg a halastórendszerről a *Madártávlat*ban (CSONKA & MUSICZ, 2002). CSONKA (2003) az Által-ér deltavidékének természetvédelmi elemzését

végezte el, dolgozatában a halastórendszerre is kitér, röviden beszámol a 2001-ben és 2002-ben a tórendszeren végzett felméréséről is. A havasi pityer (*Anthus spinoletta*) Komárom-Esztergom megyei előfordulásaival foglalkozik RIEZING (2003), írásában kiemeli a Ferencmajori-halastavak fontosságát a megyei madárvilág szempontjából. TARDY (2007) könyvében hazánk ramsari területeit mutatja be, amelyben MUSICZ & CSONKA (2007) ír rövidebb ismertetőt a Ferencmajori-halastavakról a *Tatai tavak* fejezeten belül. BÁTKY (2008) a halastórendszer vízimadár-állományának hétéves vizsgálatával és megőrzésének lehetőségeivel foglalkozik. 2009-ben a halastavakon végzett két különböző év vízimadár-állományának változását és azok eltérését hasonlította össze (BÁTKY, 2009). 2010-es és a 2011-es munkájában az utóbbi tíz év rendszeres, monitoring jellegű vízimadárállomány-vizsgálatának eredményeit elemezte (BÁTKY, 2010, 2011).

Vannak csak eseti megfigyeléssel foglalkozó publikációk is. MUSICZ (1990) cikkében néhány ritkán előforduló madárról tesz említést. A havasi lile *(Charadrius morinellus*) első előfordulásáról számol be SZIMULY (1993a). A vándorpartfutók *(Calidris melanotos)* első előfordulását szintén SZIMULY (1993c, 1994a) publikálta. Néhány vízimadárfaj 2009-es sikeres fészkeléséről ír CSONKA (2009).

A Ferencmajori-halastavakon 1991 óta minden év augusztusában madárgyűrűző tábort szervez a MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET KOMÁROM-ESZTERGOM MEGYEI HELYI CSOPORTja, a DUNA–IPOLY NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG és a SZÁZ VÖLGY TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET. A tábor eredményeiről is megjelent néhány ismertető jellegű cikk. Az első tábor eredményeiről számol be SZIMULY, PÉNZES & MUSICZ (1992). A második alkalommal szervezett tábor sikereiről SZIMULY (1993d) publikált néhány adatot. Később BOLLA (2003) ír ismét a táborról, de ez már csak egy invitáló a rendezvényre.

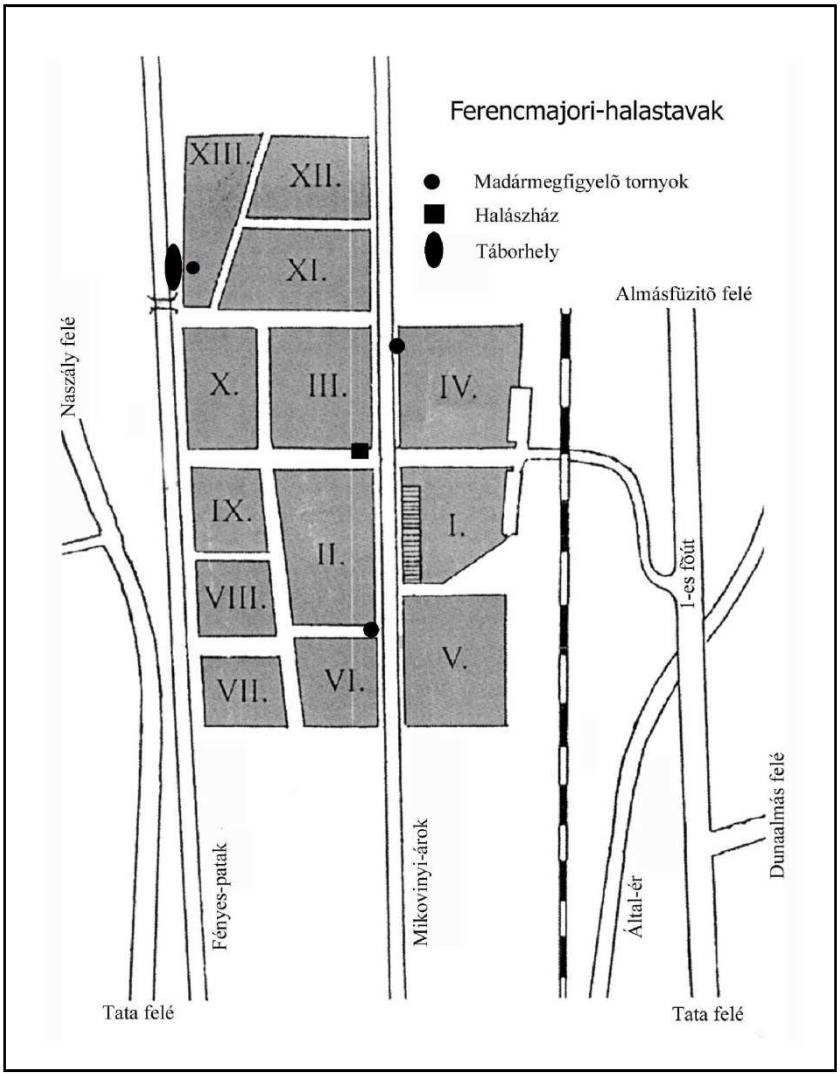
A BAGDI (2010) által szerkesztett kiadvány beszámol a Ferencmajori-halastavakon rendezett tábor 1991–2010 között eltelt 20 évének eredményeiről. Mind a madárgyűrűzésről, mind az augusztusi madármegfigyelések eredményeiről ad egy-egy nagyobb összefoglalást.

3. A VIZSGÁLT TERÜLET

A terület a Gerecse és a Kisalföld találkozásánál, az Által-ér völgyében, a Dunától 4 km-re fekszik. Komárom-Esztergom megye szívében, Tatától északra található. A terület közigazgatásilag Szomód és Naszály településekhez tartozik. A Tatai-medence Komárom-Esztergom megye felszíni vizekben leggazdagabb – mintegy 1000 ha-nyi víztározót, halastavat magában foglaló – vidéke. A Ferencmajori-halastavak vizének táplálója közvetlenül a Fényes-patak és a Mikovinyi-csatorna, közvetve viszont az Által-érből kapja a vizet.

Az Által-ér deltavidéke hajdan nyüzsgő vízi élet színtere volt. Tatától északra eső területein egészen a Dunáig hatalmas mocsárvilág húzódott. A mintegy 3500 holdnyi tatai mocsarak lecsapolását – amely több évtizeden át tartott – 1747-ben kezdték meg. A XVIII. század végére tehát nagymértékben megváltozott a vidék arculata. A vízrendezések nyomán majorsági és zsellérföldek jöttek létre. A Tata és Naszály határában elterülő Pámháti-réten rideg marhatenyésztés folyt (FÉNYES, 1848).

Az egykori mocsárvilág csak kis foltokban maradt fenn. A mélyebben fekvő gödrökben és a hajdani levezető árkokban ma is csillog a víz. Ezek szomszédságában, az egykori parcellák helyén létesült 1962-ben a Ferencmajori-halastórendszer. Az 1985–1987 közötti időszakban itt kialakított további kilenc tóegységgel az Észak-Dunántúl legnagyobb halastórendszerét hozták létre, amelynek a kapcsolódó létesítményekkel, műtárgyakkal együtt 370 ha lett a teljes kiterjedése (**1. ábra**).



1. ábra: A naszályi Ferencmajori-halastavak vázlatos térképe
Figure 1: Map of Fishponds at Ferencmajor, Naszály

A Ferencmajori-halastórendszer a DUNA–IPOLY NEMZETI PARK illetékességi területén található, része az Európai Unió *Natura 2000*-es hálózatának mint *különleges madárvédelmi terület (SPA)* és a *Tatai tavak ramsari terület* fontos részét képezi.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. A megfigyelés módszerei

A szervezett vízimadár-szinkronmegfigyeléseket a naszályi halastavakon 2000 óta végezzük, ez minden hónap 15-éhez közelebb eső hétvégén történik. A területen gyakori és rendszeresen előforduló fajok állománydinamikája szempontjából ez a havonkénti felmérés elégnek látszik, habár gyakoribb adatgyűjtéssel nyilván pontosabb képet kaphatnánk. Vizsgálatunk szempontjából viszont a havi egyszeri felméréssel is jól kimutatható a terület jelentősége. Jelen cikkben az utóbbi tíz év (2002–2011) eredményeit közöljük.

A megfigyeléseket napfelkeltével kezdtük és a délelőtti órákban végeztük el, hogy a tavakon éjszakázó madarakat is számba vegyük. A számolásokat saját tulajdonú kézi

távcsővel és 32-szeres nagyítású spektívvel végeztük. Az egyedszám megállapítása lehetőség szerint számlálással történt. A becslést, amikor csak lehetett, kerültük. Minden alkalommal felmértük a tórendszer mind a 13 halastavát. Az átrepülő madaraknál előforduló duplán számolást igyekeztük kerülni.

A megfigyelések köre a következő taxonokra terjedt ki: lúdalakúak (Anseriformes), búváralakúak (Gaviiformes), vöcsökalakúak (Podicipediformes), gödényalakúak (Pelecaniformes), gólyaalakúak (Ciconiiformes), darualakúak (Gruiformes) és lilealakúak (Charadriiformes).

A sárgalábú sirályt (*Larus michahellis*) és a sztyeppi sirályt (*Larus cachinnans*) egy fajnak számoltuk az eredmények értékelésénél. Erre azért volt szükség, mert a felmérés első éveiben – az akkori taxonómiai nézeteknek megfelelően – még egy fajként kezeltük őket, és később csak így tudtuk egységesen értékelni megfigyelési adataikat. Tapasztalataink szerint ez a felmérési módszer néhány fajra nem ad összehasonlítható eredményeket. Ezek a fajok a bölömbika (*Botaurus stellaris*), a törpegém (*Ixobrychus minutus*), a guvat (*Rallus aquaticus*), a pettyes vízicsibe (*Porzana porzana*), a kis vízicsibe (*Porzana parva*) és a vízityúk (*Gallinula chloropus*). Pettyes vízicsibét nem is sikerült megfigyelnünk a tíz év alatt ezzel a módszerrel, pedig a halastavakon alkalmi költőfaj. Ezeknek a problémás fajoknak az állományait másmilyen metodikával kell felmérni a fészkelési időszakban. Az említett pontatlanságok ellenére úgy gondoljuk, hogy a szinkronmegfigyelésekkel viszonylag jó áttekintést kaphatunk a naszályi Ferencmajori-halastavak vízimadár-állományáról.

4.2. Az adatfeldolgozás, kiértékelés módszerei

4.2.1. Madárközösségek elemzésére használt paraméterek

- dominancia- és konstanciaviszonyok az egyes aspektusokban, években
- egyedszám, fajszám, denzitás és KDI értékek az egyes aspektusokban, években
- az aspektusok diverzitásának összehasonlítása,
- aspektusok közötti JACCARD-féle fajazonosságok indexei (FARAGÓ, 1996),
- állatföldrajzi és védettségi státus értékelés,
- dominanciagörbe (WALICZKY, 1992).

Vizsgáltuk a vízimadarak közösségeinek egyedszámát és fajszámát aspektusonként, amelyen három hónap madárközösségeinek összességét értjük.

A denzitás (De) azt mutatja meg, hogy 1 km^2-re arányosan mennyi madár jut. A Ferencmajori-halastavak területe 3,7 km^2.

A dominancia (Do) megmutatja, hogy a madárközösség összmennyiségének hány %-át adja az adott faj egyedszáma.

A következő határértékekkel dolgoztunk:

domináns fajok:	5% felett
szubdomináns fajok:	1–4,99%
akcesszórius fajok:	0,1–0,99%
rarus fajok:	0–0,09%

A konstancia (C) a fajok előfordulásának a gyakoriságát mutatja %-osan. A kutatás tíz éve alatt 120 felmérést végeztünk.

A közösségi dominancia index (KDI) megmutatja, hogy a két leggyakoribb faj összmennyisége hány %-át adja a madárközösség egyedszámának (KREBS, 1978).

$$KDI = \frac{y_1 + y_2}{y} \cdot 100$$

ahol: KDI: közösségi dominancia index,
y_1, y_2: a két leggyakoribb faj egyedszáma,
y: összabundancia (az összes faj összegyedszáma).

A következő statisztikai értékeléseket a PAST statisztikai program (HAMMER *et al.*, 2001) segítségével készítettük.

A Jaccard-féle fajazonossági index (Ja) két összehasonlított aspektus madárközösségeiben az azonos fajoknak az arányát fejezi ki egy arányszámmal. A fajazonossági index alkalmazásával az egyes aspektusok madárközösségeit hasonlítjuk össze táblázatos formában.

$$Ja = \frac{c}{a + b + c}$$

ahol: *c*: a két közösség közös fajainak száma,
a: csak az egyik közösségben előforduló fajok száma,
b: csak a másik közösségben előforduló fajok száma.

Az élőhelyeket a madarak szempontjából a diverzitásindex (H') jellemzi a legjobban. Ez alapján jól összehasonlíthatóak a különböző területek. Ezen index nagy előnye, hogy egy arányszámmal jellemzi az élőhelyet, illetve az élőhelyen előforduló madárközösséget. A SHANNON & WEAVER (1949) diverzitásindex számítása a leggyakrabban alkalmazott módszer, amelyet rendszeresen használnak a madárközösségek jellemzésére.

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i, \qquad \text{ahol } p_i = \frac{n_i}{N} \qquad \text{és } \sum_{i=1}^{S} p_i = 1,$$

ahol: H': diverzitás,
S: összfajszám,
p_i: az i-edik faj relatív gyakorisága,
N: összes egyedszám,
n_i: az i-edik faj egyedszáma.

A kiegyenlítettség (J), a SHANNON & WEAVER-féle diverzitásindexet 1-re normálja. Így ezzel a módszerrel is jól jellemezhető az adott élőhely madártani diverzitása (PIELOU, 1966).

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

ahol: H': diverzitás,
S: összfajszám.

5. EREDMÉNYEK

5.1. A madárközösségek elemzése

Az **1. táblázat** a vízimadár-közösségeket jellemző struktúra-paraméterek értékeit foglalja össze évenkénti lebontásban.

1. táblázat: A Ferencmajori-halastavak vízimadár-közösségeinek paraméterei (De – denzitás, H' – diverzitás, J – egyenletesség, KDI – közösségi dominancia index)

Table 1: Community parameters of waterbirds of Fishponds at Ferencmajor
(De – Density, H' – Diversity, J – Equitability Index, KDI – Community Dominance Index)

Aspektus aspect	**Egyedszám** number of birds		**Fajszám** number of species		**De**	**H'**	**J**	**KDI**
	Átlagos average	**Összes** total	**Átlagos** average	**Összes** total				
2002								
Tavasz/Spring	1 857	5 570	31	47	502	2,229	0,5790	56%
Nyár/Summer	1 435	4 306	32	48	388	2,152	0,5560	54%
Ősz/Autumn	2 864	8 593	28	42	774	1,855	0,4996	63%
Tél/Winter	701	2 102	11	17	189	1,188	0,4194	74%
Szezon/Season	**1 714**	**20 571**	**25**	**63**	**463**	**2,243**	**0,5415**	**50%**
2003								
Tavasz/Spring	3 939	11 817	30	49	1065	2,107	0,5415	53%
Nyár/Summer	2 199	6 596	39	54	594	2,829	0,7091	28%
Ősz/Autumn	2 040	6 119	25	42	551	2,236	0,5981	55%
Tél/Winter	1 385	4 154	16	25	374	1,909	0,5932	52%
Szezon/Season	**2391**	**28 686**	**27**	**70**	**646**	**2,639**	**0,6191**	**41%**
2004								
Tavasz/Spring	1 357	4 072	34	54	367	2,675	0,6707	40%
Nyár/Summer	4 248	12 745	36	50	1148	2,251	0,5755	53%
Ősz/Autumn	3 010	9 030	25	44	814	1,808	0,4777	69%
Tél/Winter	942	2 826	14	24	255	1,770	0,5568	62%
Szezon/Season	**2 389**	**28 673**	**27**	**70**	**646**	**2,341**	**0,5491**	**54%**
2005								
Tavasz/Spring	1 268	3 803	26	40	343	2,451	0,6644	46%
Nyár/Summer	1 649	4 946	20	27	446	1,974	0,599	56%
Ősz/Autumn	2 562	7 686	20	36	692	1,676	0,4677	68%
Tél/Winter	1 657	4 971	8	13	448	1,74	0,6786	58%
Szezon/Season	**1784**	**21 406**	**18**	**58**	**482**	**2,36**	**0,5788**	**48%**
2006								
Tavasz/Spring	2 489	7 466	25	41	673	2,456	0,6614	39%
Nyár/Summer	1 730	5 191	21	32	468	2,496	0,6347	59%
Ősz/Autumn	1 300	3 901	18	31	351	2,288	0,5879	57%
Tél/Winter	5 788	17 364	18	27	1564	2,139	0,6420	67%
Szezon/Season	**2 827**	**33 922**	**21**	**57**	**764**	**2,595**	**0,5992**	**46%**

1. táblázat (folyt.): A Ferencmajori-halastavak vízimadár-közösségeinek paraméterei (De – denzitás, H' – diverzitás, J – egyenletesség, KDI – közösségi dominancia index)

Table 1 (cont.): Community parameters of waterbirds of Fishponds at Ferencmajor
(De – Density, H' – Diversity, J – Equitability Index, KDI – Community Dominance Index)

2007								
Tavasz/Spring	1 850	5 551	41	62	500	2,456	0,6614	24%
Nyár/Summer	2 306	6 917	35	51	623	2,060	0,5945	46%
Ősz/Autumn	5 137	15 411	28	45	1388	1,980	0,5767	43%
Tél/Winter	10 631	31 894	26	37	2873	1,227	0,4031	45%
Szezon/Season	**4981**	**59 773**	**33**	**79**	**1346**	**2,416**	**0,6029**	**34%**
2008								
Tavasz/Spring	2 262	6 785	32	52	611	2,570	0,6505	47%
Nyár/Summer	3 931	11 794	33	46	1063	2,036	0,5319	56%
Ősz/Autumn	4 869	14 606	27	43	1316	2,082	0,5535	53%
Tél/Winter	9 788	29 363	19	29	2645	1,883	0,5591	63%
Szezon/Season	**5 212**	**62 548**	**28**	**71**	**1409**	**2,357**	**0,5529**	**45%**
2009								
Tavasz/Spring	2 242	6 726	33	51	606	2,698	0,6862	44%
Nyár/Summer	4 744	14 232	44	60	1282	2,541	0,6207	43%
Ősz/Autumn	10 443	31 329	35	48	2822	2,319	0,5990	38%
Tél/Winter	10 614	31 841	31	42	2869	1,977	0,5290	55%
Szezon/Season	**7011**	**84 128**	**36**	**78**	**1895**	**2,515**	**0,5755**	**37%**
2010								
Tavasz/Spring	1 017	3 050	23	35	275	2,406	0,6767	43%
Nyár/Summer	1 538	4 613	22	30	416	1,898	0,5580	56%
Ősz/Autumn	5 958	17 874	34	48	1610	2,118	0,5471	59%
Tél/Winter	15 006	45 018	25	35	4056	1,894	0,5326	60%
Szezon/Season	**5 880**	**70 555**	**26**	**62**	**1589**	**2,294**	**0,5559**	**46%**
2011								
Tavasz/Spring	3 520	10560	37	56	951	2,389	0,5909	47%
Nyár/Summer	3 167	9502	36	56	856	2,397	0,5954	44%
Ősz/Autumn	6 732	20196	34	53	1819	2,366	0,5960	43%
Tél/Winter	6 819	20456	16	23	1843	1,738	0,5543	60%
Szezon/Season	**5 060**	**60 714**	**31**	**76**	**1367**	**2,419**	**0,5585**	**42%**

A **2. táblázat** a vízimadár-közösségeket jellemző struktúraparaméterek 10 éves értékeit foglalja össze.

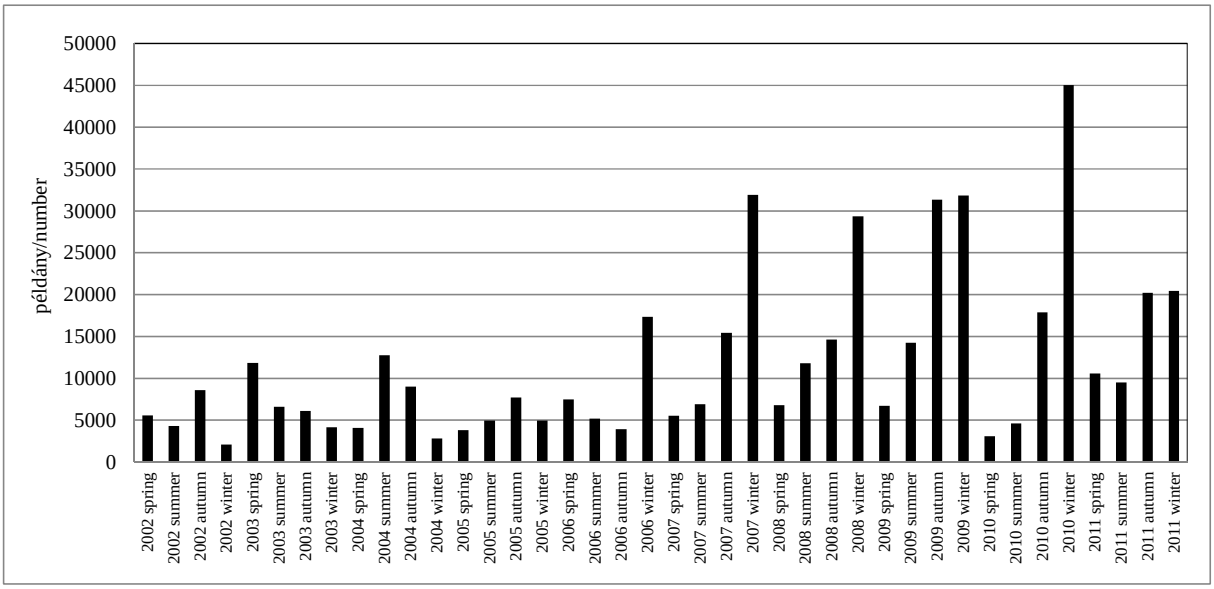
2. táblázat: A Ferencmajori-halastavak vízimadár-közösségeinek paraméterei (De – denzitás, H' – diverzitás, J – egyenletesség, KDI – közösségi dominancia index)

Table 2: Community parameters of waterbirds of Fishponds at Ferencmajor
(De – Density, H' – Diversity, J – Equitability Index, KDI – Community Dominance Index)

Aspektus aspect	**Egyedszám** number of birds		**Fajszám** number of species		**De**	**H'**	**J**	**KDI**
	Átlagos average	**Összes** total	**Átlagos** average	**Összes** total				
2002–2011								
Tavasz/Spring	2 180	65 400	31	81	589	2,768	0,6300	37%
Nyár/Summer	2 695	80 842	32	74	728	2,524	0,5863	45%
Ősz/Autumn	4 492	134 745	27	75	1214	2,441	0,5654	40%
Tél/Winter	6 333	189 989	19	55	1712	2,047	0,5108	56%
Szezon/Season	**3 925**	**470 976**	**27**	**101**	**1061**	**2,569**	**0,5567**	**38%**

5.1.1. Az egyedszámok alakulása

Az alábbi ábrák a tórendszer madárközösségeinek egyik legfontosabb paramétereit szemléltetik. Az egyedszám alakulását az **2.** és a **3. ábra** mutatja be.



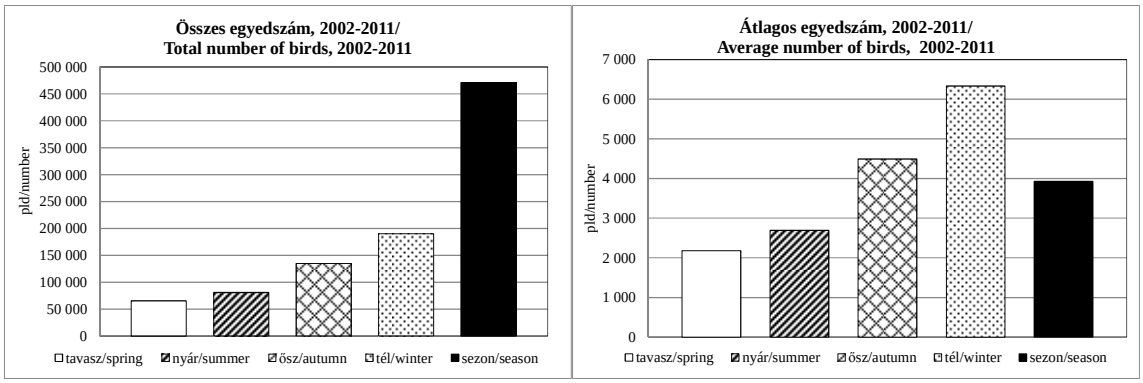
2. ábra: Az egyedszámok alakulása az egyes aspektusokban
Figure 2: Dynamics of total bird numbers in the different aspects

A felmérés első öt évében a tavakon viszonylag alacsony egyedszámban voltak megfigyelhetők a vízimadárfajok, de 2006 téli aspektusától kezdve már jóval magasabb példányszámot értek el. A 15°000 feletti mennyiséget először 2006 telén haladta meg a vízimadarak összlétszáma. 2007 őszi és téli aspektusa hozott igazi mennyiségi változást, ami azóta is tart.

Ezt az erős egyedszám-emelkedést főként a vízivadvadászat szigorításával lehet összefüggésbe hozni. 2002 előtt regionálisan nem volt szabályozva a tavakon a vadászat. 2002-től az I-es és a IV-es tavak vadászati tilalom alá kerültek, míg a további tizenegy tavon vadászati idényben 10-14 naponként lehetett egy vadásznapot lebonyolítani. 2005-től

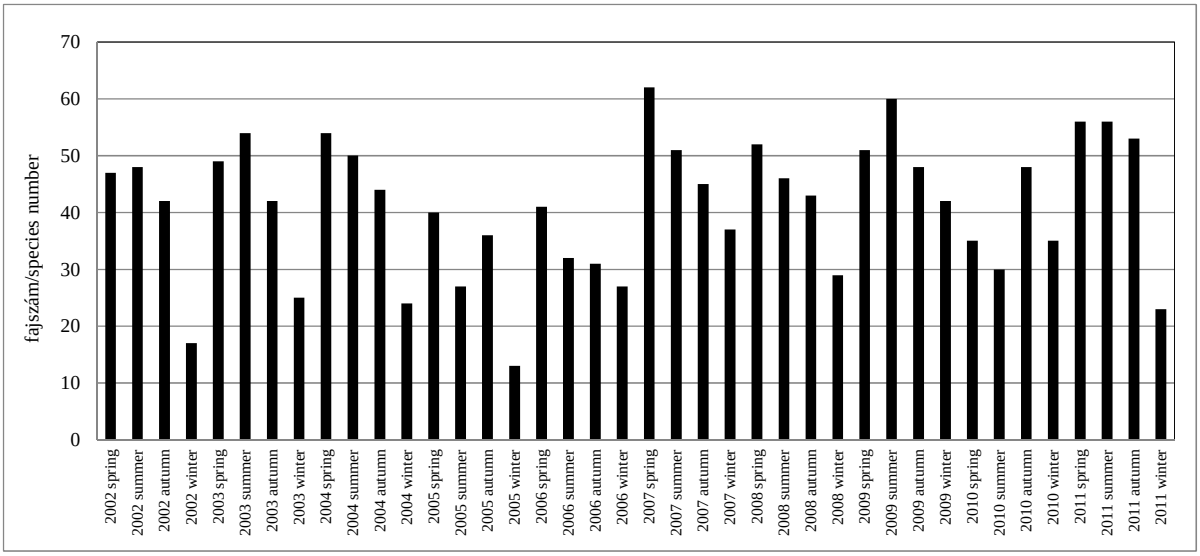
korlátozva van a riasztás lehetősége is. Az V-ös tavon egész évben tilos a vízimadarak riasztása. I-es és a IV-es tavon időbeli korlátozása van a riasztásnak: október 31. és március 31. között tilos. A többi tíz tavon korlátozás nélkül alkalmazható a riasztás módszere. 2009-től a halastórendszer I-es, IV-es és V-ös tavaira kiterjed a vízivad-vadászati tilalmi zóna. További tóegységek esetében a vízivadvadászat szezononként húsz alkalommal lehetséges.

Kimutattuk, hogy tavasszal van a legkevesebb madár a halastavakon és ez a mennyiség folyamatosan emelkedik a téli aspektusig, amikor tetőzik az egyedszámok mennyisége (**2. ábra**). A tíz év alatt a tórendszeren megfigyelt vízimadárfajok összes egyedszáma 470°976 példány, az átlagos egyedszáma 3925 példány volt.



3. ábra: Az aspektusonkénti összes és átlagos egyedszám
Figure 3: Total and average number of birds in the different aspects

5.1.2. A fajszám alakulása

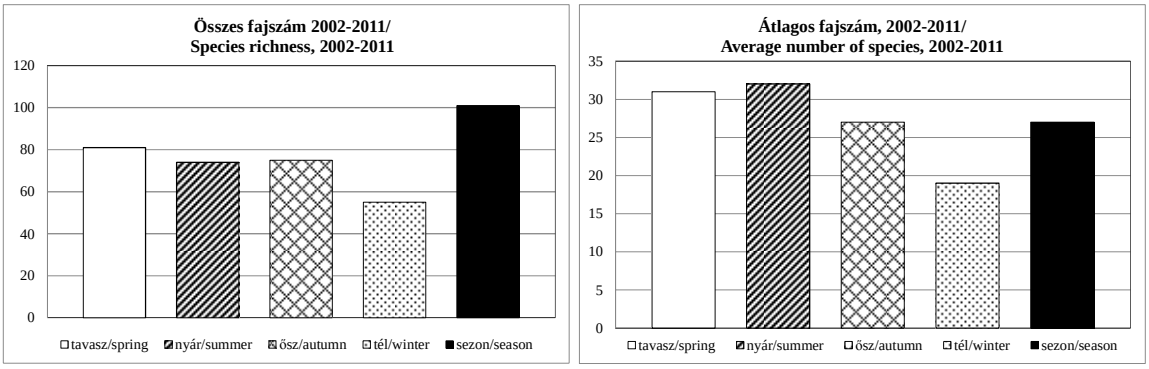


4. ábra: A fajszám alakulása az egyes aspektusokban
Figure 4: Dynamics of species richness in the different aspects

A tíz év alatt mérsékelt fajszám emelkedést lehetett tapasztalni (**4. ábra)**. Az ötven feletti fajmennyiséget először 2003 nyarán érte el a vízimadarak fajszáma. A 2005-ös, a 2006-os, valamint a 2010-es év erős visszaesést mutat a vízimadárfajok mennyisége terén. 2007 tavaszán, valamint 2009 nyarán viszont volt egy-egy kiugró csúcs.

A halastavakon tartózkodó vízimadarak fajszámára legnagyobb hatással a szélsőséges csapadékmennyiségek voltak. A nagyon aszályos hónapokban csökkent a halastavak vízszintje, ezért a tavakon felszínre bukkantak az iszapfelületek, amelyeken sok madárfaj előfordult. A halastavi halakat is könnyebben levadásszák ilyenkor a sekélyebb vízből, és a fenéklakó állatok, hínarasok is könnyebben hozzáférhetők a madarak számára. Ugyanakkor áradáskor a tavak maximálisan feltöltött állapotban vannak. Ilyenkor nincsenek partimadarak és a hallal táplálkozó madárfajok száma és mennyisége is lecsökken.

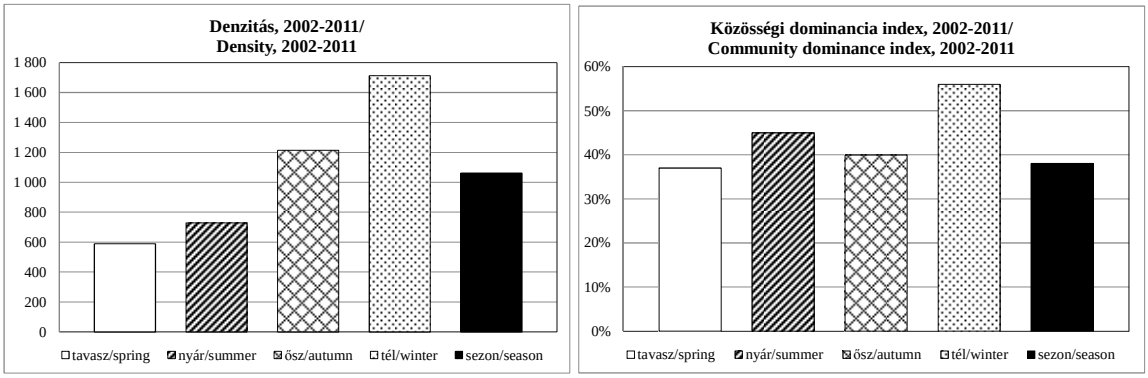
Érdekes, hogy az egyedszámmal ellentétesen az aspektusok között kialakult lépcsőzetesség azt mutatja, hogy tavasszal van a legtöbb madárfaj a halastavakon és ez a mennyiség folyamatosan csökken a téli aspektusig (**5. ábra)**. Az őszi aspektusban van egy kis emelkedés a fajok mennyiségében. A tíz év alatt a tórendszeren megfigyelt vízimadárfajok átlagos fajszáma 27. A tíz év alatt a tórendszeren megfigyelt vízimadárfajok összes fajszáma 101 (**5. ábra**).



5. ábra: Aspektusonkénti összes és átlagos fajszám
Figure 5: Total and average number of species in the aspects

5.1.3. Az egyes aspektusok denzitás és KDI paraméterei

A tíz év alatt a denzitás és a közösségi dominancia index is a téli aspektusban volt a legmagasabb (**6. ábra**).



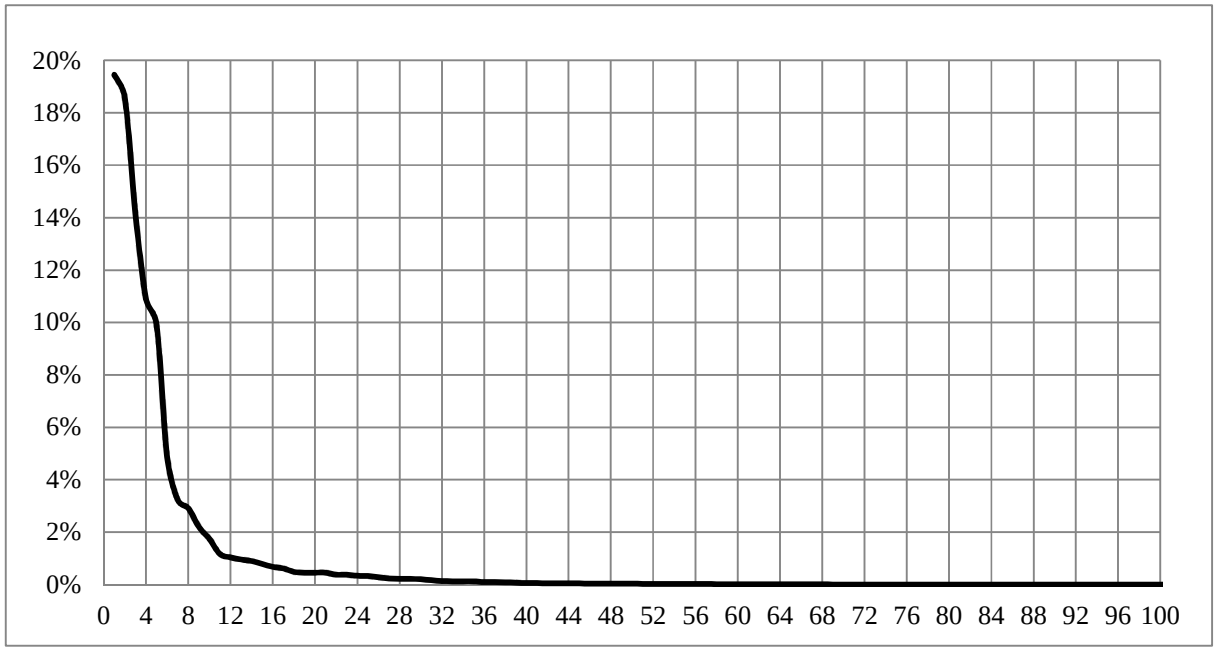
6. ábra: A denzitás és a közösségi dominancia index (KDI) értékei (2002–2011)
Figure 6: Values of density and CDI (2002–2011)

Ez a téli aspektusban a tavakon éjszakázó lúdfajoknak köszönhető. A denzitás őszi kiemelkedése a sok fiatal madárnak, a már megjelenő libacsapatoknak és az őszi vonulásnak tudható be. A tavaszi, nyári és őszi aspektusok közel azonos közösségi dominancia index értékeit (37%-45%) néhány gyakori faj nagy mennyiségű jelenlétének köszönhetjük. A tíz év közösségi dominancia indexe 38%. Minden aspektusban feltűnően magas denzitás volt

tapasztalható, kiváltképpen igaz ez a téli aspektusra, amikor a denzitás értéke 1712 pld./km^2. A tíz év átlagos denzitásértéke 1061 pld./km^2.

5.2. Madárközösségek jellemzése dominanciaviszonyok alapján

A dominanciagörbe elején a hirtelen esést néhány faj szuperdominanciája okozza (**7. ábra**). Az, hogy a görbék ilyen jellegű képet mutatnak, köszönhető még a ritka fajok nagyon magas arányának, mivel ezek kis egyedszámmal jelennek meg. A 2002–2011 években a legdominánsabb fajok a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a nagy lilik (*Anser albifrons*), a szárcsa (*Fulica atra*), a nyári lúd (*Anser anser*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) volt, valamint összesen 101 vízimadárfajt figyeltünk meg a tórendszeren.



7. ábra: Dominanciagörbe (2002–2011)
Figure 7: Dominance curve (2002–2011)

A vizsgálati években megfigyelt különböző dominanciájú fajok összesítését a **3. táblázaton** mutatjuk be.

3. táblázat: A különböző dominanciájú fajok aránya
Table 3: Ratio of species with different dominance

2002–2011	
Domináns fajok / Dominant species	5%
Szubdomináns fajok / Subdominant species	7%
Akcesszórikus fajok / Accessorical species	23%
Ritka fajok / Rare species	65%

Tavaszi aspektus: A megfigyelt vízimadárfajok száma 81. Csökkenő sorrendben a legdominánsabb fajok a szárcsa, a tőkés réce, a barátréce (*Aythya ferina*), a nyári lúd és a dankasirály. A tíz év alatt 100% konstanciát elérő fajok a barátréce, a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*), a bütykös hattyú (*Cygnus olor*), a szárcsa, a tőkés réce és az üstökösréce (*Netta rufina*) voltak.

Nyári aspektus: A megfigyelt vízimadárfajok száma 74. Csökkenő sorrendben a legdominánsabb fajok a szárcsa, a tőkés réce, a dankasirály, valamint a nyári lúd. A tíz év alatt 100% konstanciát elérő fajok a barátréce, a búbos vöcsök, a bütykös hattyú, a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a nyári lúd, a szárcsa és a tőkés réce voltak.
Őszi aspektus: A megfigyelt vízimadárfajok száma 75. Csökkenő sorrendben a legdominánsabb fajok a tőkés réce, a szárcsa, a dankasirály, a nyári lúd, a nagy lilik és a sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*). A tíz év alatt 100% konstanciát elérő fajok a búbos vöcsök, a szárcsa, a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a tőkés réce voltak.
Téli aspektus: A megfigyelt vízimadárfajok száma 55. Csökkenő sorrendben a legdominánsabb fajok a nagy lilik, a tőkés réce, a nyári lúd, a dankasirály, a vetési lúd (*Anser fabalis*), a sárgalábú sirály, valamint a szárcsa. A tíz év alatt 100% konstanciát elérő faj a szürke gém volt.
A teljes vizsgálati időszak (2002–2011): A megfigyelt vízimadárfajok száma 101. A 100% konstanciát egy faj sem érte el, 90% felettiek a bütykös hattyú, a szárcsa, a szürke gém és a tőkés réce voltak. Csökkenő sorrendben a legdominánsabb fajok a tőkés réce, a nagy lilik, aszárcsa, a nyári lúd, a dankasirály és a sárgalábú sirály.

5.2.1. Az egyes aspektusok madárközösségeinek összehasonlítása fajazonosság alapján

Az egyes aspektusok madárközösségei hasonlóságának számszerűsítésére a JACCARD-féle fajazonossági indexet alkalmaztuk (**4. táblázat**). A legnagyobb hasonlóság a tavaszi és a nyári időszak madárközösségei között volt. Ez elsősorban azzal magyarázható, hogy a tavasszal megfigyelt fajok egy része már a tórendszeren költő fajokból kerül ki, amelyek a nyár folyamán is a területen tartózkodnak. A hasonlóság mértéke a tél és a nyár aspektusok között adódott a legalacsonyabbnak, ami jól mutatja az eltérést a téli aspektus vonuló fajokban gazdag madárközösségei, valamint a fészkelő fajokat nagyobb számban tartalmazó nyári aspektus madárközösségei között.

4. táblázat: A JACCARD-féle fajazonossági index értékei (2002–2011)
Table 4: Values of JACCARD's similarity indices (2002–2011)

JACCARD-féle fajazonossági index 2002–2011				
	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0,782	0,677	0,495
Nyár/ Summer	0,782	1	0,674	0,433
Ősz/ Autumn	0,677	0,674	1	0,548
Tél/ Winter	0,495	0,433	0,548	1

2002

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.667	0.561	0.306
Nyár/ Summer	0.667	1	0.579	0.275
Ősz/ Autumn	0.561	0.579	1	0.311
Tél/ Winter	0.306	0.275	0.311	1

2003

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.635	0.569	0.345
Nyár/ Summer	0.635	1	0.627	0.254
Ősz/ Autumn	0.569	0.627	1	0.396
Tél/ Winter	0.345	0.254	0.396	1

2004

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.651	0.508	0.345
Nyár/ Summer	0.651	1	0.567	0.298
Ősz/ Autumn	0.508	0.567	1	0.360
Tél/ Winter	0.345	0.298	0.360	1

2005

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.489	0.462	0.262
Nyár/ Summer	0.489	1	0.400	0.250
Ősz/ Autumn	0.462	0.400	1	0.256
Tél/ Winter	0.262	0.250	0.256	1

2006

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.490	0.500	0.478
Nyár/ Summer	0.490	1	0.432	0.405
Ősz/ Autumn	0.500	0.432	1	0.349
Tél/ Winter	0.478	0.405	0.349	1

2007

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.687	0.529	0.375
Nyár/ Summer	0.687	1	0.574	0.354
Ősz/ Autumn	0.529	0.574	1	0.491
Tél/ Winter	0.375	0.354	0.491	1

2008

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.581	0.532	0.397
Nyár/ Summer	0.581	1	0.508	0.293
Ősz/ Autumn	0.532	0.508	1	0.358
Tél/ Winter	0.397	0.293	0.358	1

2009

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.762	0.571	0.388
Nyár/ Summer	0.762	1	0.543	0.378
Ősz/ Autumn	0.571	0.543	1	0.580
Tél/ Winter	0.388	0.378	0.579	1

2010

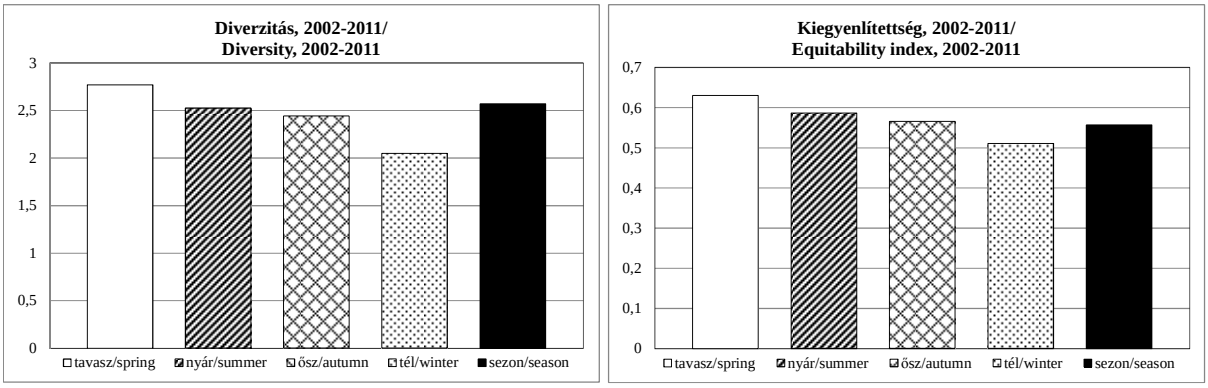
	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.548	0.596	0.458
Nyár/ Summer	0.548	1	0.500	0.354
Ősz/ Autumn	0.596	0.500	1	0.456
Tél/ Winter	0.458	0.354	0.456	1

2011

	Tavasz/ Spring	Nyár/ Summer	Ősz/ Autumn	Tél/ Winter
Tavasz/ Spring	1	0.723	0.535	0.386
Nyár/ Summer	0.723	1	0.535	0.295
Ősz/ Autumn	0.535	0.535	1	0.357
Tél/ Winter	0.386	0.295	0.357	1

5.2.2. Az egyes aspektusok madárközösségeinek összehasonlítása diverzitás alapján

A legmagasabb diverzitású aspektus a teljes viszgálati időszak alapján a tavasz volt (**8. ábra**), kiegyenlítettség szempontjából is a tavasz képviseli a legmagasabb értéket (**8. ábra**). A legkisebb diverzitást a téli aspektus eredményezte az egész időszak alatt. A kiegyenlítettség is télen volt a legkisebb. A két ábra, a diverzitás és a kiegyenlítettség hasonlóságot mutat abban, hogy a tavaszi aspektus eredményezi a legnagyobb értéket, ami aspektusonként lépcsőzetesen csökken és végül a téli aspektus lesz a legkisebb értékű. A különbség csak annyi, hogy a kiegyenlítettség értékei között viszonylag kisebbek az eltérések.



8. ábra: Diverzitás és kiegyenlítettség értékei aspektusonként (2002–2011)
Figure 8: Values of density and equitability index in different aspects (2002–2011)

5.3. A vízimadárfauna értékelése

A vizsgált területen 2002. március és 2012. február között 101 vízimadárfajt figyeltünk meg. A fajokat faunisztikai (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2008) szempontból az **5. táblázat**ban értékeljük.

Mivel több faj fészkel és át is vonul a területen, ezeket a fajokat a rendszeresen költő, vagy az alkalmi fészkelőkhöz soroltuk csak be. Azok a fajok, amelyek fészkelnek a területen azok általában nagyobb mennyiségben át is vonulnak a halastavakon (**6. táblázat**).

A táblázat adataiból kiolvashatjuk, hogy 14 állandó, valamint 10 alkalmi fészkelő vízimadárfaj fordul elő a Ferencmajori-halastavakon, ez utóbbi fajok a vizsgált időszakban rendszertelenül költöttek a halastavakon. A rendszeresen átvonulók csoportjába 41 faj tartozik, az alkalmilag előforduló fajok közé 36 faj sorolható be, ezen fajok jó része Magyarországon is ritkán fordul elő. 2002-2011 periódusa alatt 24 vízimadárfaj fészkelt a halastavakon, köztük több fokozottan védett is. 41 faj egyedei rendszeresen és általában nagy mennyiségben vannak jelen a tórendszeren.

5. táblázat: Az észlelt fajok száma és arányuk a család Magyarországon megfigyelt összes fajszámához viszonyítva

Table 5: Number of species observed in the area and ratio of the family's total species number observed in Hungary

Család Family	**Hazai fajok száma** Number of species observed in Hungary	**A területen észlelt fajok száma** Number of species observed in the area	**A területen észlelt fajok aránya (%)** % of species observed in the area
Anatidae	46	29	63
Gaviidae	3	2	66
Podicipedidae	5	5	100
Phalacrocoracidae	2	2	100
Pelecanidae	2	0	0
Ardeidae	11	8	73
Ciconiidae	2	2	100
Threskiornithidae	2	1	50
Phoenicopteridae	1	0	0
Rallidae	8	4	50
Gruidae	2	1	50
Haematopodidae	1	1	100
Recurvirostridae	2	2	100
Charadriidae	14	4	29
Scolopacidae	39	25	64
Stercorariidae	4	0	0
Laridae	17	8	47
Sternidae	9	7	78

6. táblázat: Az észlelt fajok státusa
Table 6: Status of the observed species

Rendszeresen költ Regular breeding species	**Alkalmi fészkelő** Rare breeding species	**Rendszeresen átvonul** Regular migratory species	**Alkalmi vendég** Rare migratory species
Cygnus olor	*Anas querquedula*	*Anser fabalis*	*Anser erythropus*
Anser anser	*Aythya nyroca*	*Anser albifrons*	*Anser indicus*
Anas platyrhynchos	*Aythya fuligula*	*Anas penelope*	*Branta canadensis*
Netta rufina	*Phalacrocorax pygmeus*	*Anas strepera*	*Branta leucopsis*
Aythya ferina	*Porzana parva*	*Anas crecca*	*Branta bernicla*
Tachybaptus ruficollis	*Himantopus himantopus*	*Anas acuta*	*Branta ruficollis*
Podiceps cristatus	*Recurvirostra avosetta*	*Anas clypeata*	*Tadorna ferruginea*
Botaurus stellaris	*Charadrius dubius*	*Bucephala clangula*	*Tadorna tadorna*
Ixobrychus minutus	*Tringa totanus*	*Mergus albellus*	*Aythya marila*
Ardea purpurea	*Sterna hirundo*	*Podiceps grisegena*	*Melanitta nigra*
Rallus aquaticus		*Podiceps nigricollis*	*Melanitta fusca*
Gallinula chloropus		*Phalacrocorax carbo*	*Mergus merganser*
Fulica atra		*Nycticorax nycticorax*	*Gavia stellata*
Vanellus vanellus		*Egretta garzetta*	*Gavia arctica*
		Egretta alba	*Podiceps auritus*
		Ardea cinerea	*Ardeola ralloides*
		Ciconia nigra	*Grus grus*
		Ciconia ciconia	*Haematopus ostralegus*
		Platalea leucorodia	*Pluvialis apricaria*
		Charadrius hiaticula	*Calidris canutus*
		Pluvialis squatarola	*Calidris alba*
		Calidris minuta	*Limicola falcinellus*
		Calidris temminckii	*Lymnocryptes minimus*
		Calidris ferruginea	*Gallinago media*
		Calidris alpina	*Limosa lapponica*
		Philomachus pugnax	*Numenius phaeopus*
		Gallinago gallinago	*Tringa stagnatilis*
		Limosa limosa	*Arenaria interpres*
		Numenius arquata	*Phalaropus lobatus*
		Tringa erythropus	*Larus melanocephalus*
		Tringa nebularia	*Larus fuscus*
		Tringa ochropus	*Larus argentatus*
		Tringa glareola	*Rissa tridactyla*
		Actitis hypoleucos	*Gelochelidon nilotica*
		Larus minutus	*Sterna caspia*
		Larus ridibundus	*Sterna albifrons*
		Larus canus	
		Larus cachinnans	
		Chlidonias hybrida	
		Chlidonias niger	
		Chlidonias leucopterus	
Fajszám / Number of species			
14	**10**	**41**	**36**
%			
13,9	**9,9**	**40,6**	**35,6**

5.3.1. Állatföldrajzi értékelés

A megfigyelt 101 faj faunatípusok szerinti besorolása az MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) névjegyzéke alapján készült (**7. táblázat**). Látható, hogy a területen a legnagyobb gyakorisággal a palearktikus (39 faj, 39%) fajok fordulnak elő. Az arktikus (16 faj, 16%), valamint a holarktikus (14 faj, 14%) fajokból még viszonylag magasabb számú faunaelemek fordulnak elő. Az észlelt adventív, etiópiai, kozmopolita, óvilági, paleoxerik, szarmata, szibériai és turkesztáni-mediterrán fajok gyakorisága nem éri el a 10%-ot.

7. táblázat: A területen észlelt vízimadárfajok állatföldrajzi besorolása
(MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008)
Table 7: Geographical classification of species observed in the area

Faunatípus Fauna type	**Tavasz** Spring		**Nyár** Summer		**Ősz** Autumn		**Tél** Winter		**Szezon** Season	
	Faj Spec.	%	Faj Spec.	%	Faj Spec.	%	Faj Spec.	%	Fa/ Spec.	%
Adventív Adventive	1	1	0	0	1	1	1	2	2	2
Arktikus Arctic	11	14	7	10	12	16	6	11	16	16
Etiópiai Ethiopian	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Holarktikus Holarctic	11	14	9	12	11	15	8	15	14	14
Kozmopolita Cosmopolitan	6	8	7	10	4	5	3	6	8	8
Óvilági Old World	6	8	7	10	5	7	3	6	7	7
Palearktikus Palearctic	32	40	32	44	32	43	25	46	39	39
Paleoxerik Paleoxeric	1	1	1	1	0	0	1	2	1	1
Szarmata Sarmatian	5	6	5	7	4	5	4	7	5	5
Szibériai Siberian	3	4	2	3	3	4	0	0	4	4
Turkesztáni-mediterrán Turkestani-Mediterranean	3	4	3	4	3	4	3	6	4	4
Összesen Total	80	100	73	100	75	100	54	100	101	100

5.4. A fajok természetvédelmi státuszának értékelése

Bár 101 madárfaj jelenlétét igazoltuk (ebből 65 faj védett, 25 faj fokozottan védett, 11 faj nem védett) a területen, a vadászat, a halgazdálkodás, a nádvágás, a nádégetés és a gátak fáinak kivágása így is jelentős zavarásokat okoz. Így különösen fontos a halastavak kiemelt jelentősége. A vadlúdfajok egyre jelentősebb számú előfordulása is jelzi, hogy természetvédelmi szempontból milyen nagy jelentőségű a tórendszer.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A Ferencmajori-halastavak korábban kevésbé kutatott terület volt. A térségre vonatkozó szakirodalom ismeretében látható, hogy csak alkalomszerűen, egy-egy rendszertani csoportra vonatkozó írás született. Vizsgálatunkat a terület vízimadárvilágának megismerésére összpontosítottuk. A vizsgálódás során átfogó képet kaptunk a terület madárvilágáról a fajok, illetve egyedszámok tekintetében. A vadászat visszaszorulásával az őszi és a téli aspektusokban jól láthatóan növekszik a tavakon gyülekező vonuló vízimadarak száma. A tavaszi és a nyári aspektus madárközösségeire pedig az időjárás csapadékmennyisége van nagy hatással, tehát az aszályos években több partimadárfaj is fészkel, illetve nagyobb mennyiségben nyaralnak át egyéb vízimadárfajok a sekély vizű halastavakon.

A 2002–2011-es időintervallumban összesen 101 faj 470°976 egyedét figyeltük meg. A területen 24 vízimadárfaj fészkelését regisztráltuk, ezek közül a rendszeresen vagy alkalomszerűen fészkelő fokozottan védett fajok száma hét. A 2002 márciusától 2012 februárjáig feldolgozott adatok szerint a Ferencmajori-halastavak domináns fajai a tőkés réce, a szárcsa, a nagy lilik, a dankasirály, a nyári lúd és a sárgalábú sirály. Nagy számban fordult még elő a vetési lúd, főként a téli időszakban. A 100% konstanciát egy faj sem érte el, 90% felettiek a szürke gém, a tőkés réce, a szárcsa, a dankasirály és a bütykös hattyú. A terület átlagos denzitása 875 pld./km^2, diverzitása 2,6, kiegyenlítettsége 0,56 és a közösségi dominancia indexe 35,78%.

A vizsgálatok során kiderült, hogy a terület a vizsgált időszakban elsősorban az őszi vonulás és a telelés szempontjából jelentős. Ekkor nagy tömegekben jelennek meg a vízimadárfajok. Aszályos években jóval több védett és fokozottan védett vízimadárfaj költ a területen. Ezek a tényezők együttesen indokolták, hogy a Ferencmajori-halastavak a *Tatai Öreg-tó ramsari terület* része legyen.

IRODALOMJEGYZÉK

BAGDI, A. (szerk.) (2010): *20 év a vonuló madarak körében. Hopp Ferenc Madarász Tábor, Naszály, Ferencmajori-halastavak 1991–2010.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Komárom-Esztergom megyei Csoport, Tata.

BÁLDI A., MOSKÁT CS. & SZÉP T. (1997): *Madarak.* Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. /Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX./

BÁTKY G. (2008): *A Tatai Öreg-tó NATURA 2000 SPA naszályi részterületének vízimadár állománya és annak megőrzése.* Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron.

BÁTKY G. (2009): *Vízimadár monitoring a Ferencmajori-halastavakon (2006–2007).* TDK dolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.

BÁTKY G. (2010): *A Ferencmajori-halastavak vízimadár-monitoringja a 2000–2009 időszakban.* Diplomamunka. Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron.

BÁTKY G. (2011): A Ferencmajori-halastavak vízimadár-monitoringja a 2000–2009 időszakban. *In:* LAKATOS F. & SZABÓ Z. (szerk.): *Kari Tudományos Konferencia. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Konferencia kiadvány.* Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron: 260–264.

BOLLA A. (2003): XIII. Hopp Ferenc Madárgyűrűző és Természetismereti Tábor. Naszály, Ferencmajori-halastavak, 2003. augusztus 8–24. *Madártávlat* **10**(6): 15.

CSONKA P. (2003): *Az Által-ér Deltavidékének földhasználati és természetvédelmi elemzése és értékelése.* Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.

CSONKA P. (2009): Követendő példa. *Cincér* **5**(3): 11.

CSONKA P. & MUSICZ L. (2002): A Ferencmajori-halastavakról. *Madártávlat* **9**(4): 4–5.

FARAGÓ S. (1996): A Duna Gönyű–Szob közti szakasza (1791–1708 fkm) vízimadár állományának 10 éves (1982–1992) vizsgálata. *Magyar Vízivad Közlemények* **1**: i–v, 1–461.

FÉNYES E. (1848): *A magyar birodalom statisticai, geographiai és történeti tekintetben. Részletes és kimerítő leirása Magyar és Erdélyországnak*. 1. kötet. *Komárom vármegye*. Beimel, Pest.

HAMMER, Ř., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 9.

KREBS, CH. J. (1978): *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. 2nd edition, Harper and Row Publishers, New York – Hagerstown – San Francisco – London.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

MUSICZ L. (1985): A Ferenc-majori halastavak madárvilága (1984). *A Tatai Herman Ottó Kör Munkái* **7**: 299–341.

MUSITZ L. (1988): A Ferenc-majori halastavak madárvilága. *Limes* 1988: 69–90.

MUSICZ L. (1990): Ritka madarak megjelenése a Ferencmajori-halastavakon. *Madártani Tájékoztató* 1990 (január–június): 37.

MUSICZ L. (1997): A tavak, víztározók ökológiai-természetvédelmi szerepe a Tatai-medence madárvilágában. *Limes* **10**(1): 95–116.

MUSICZ L. & CSONKA P. (2007): Tatai tavak (a Tatai [Öreg]-tó, a Ferencmajori- és a Réti-halastavak). *In:* TARDY J. (szerk.): *A magyarországi vadvizek világa. Hazánk ramsari területei.* Alexandra Kiadó, Pécs: 62–77.

PIELOU, E. C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology* **13**: 131–144.

RIEZING N. (2003): A havasi pityer (*Anthus spinoletta*) Komárom-Esztergom megyében. *Aquila* **109–110**: 119–124.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of communication.* University of Illinois Press, Urbana–Chicago.

SZIMULY GY. (1992a): Partimadárvonulás Naszály–Ferencmajorban 1991 őszén. *Partimadár* 1992 (1): 14–16.

SZIMULY GY. (1992b): 1991-es őszi vonulási összehasonlító táblázatok. *Partimadár* 1992 (2): 34–36.SZIMULY GY. (1993a): Havasi lile *Charadrius morinellus* a Dunántúlon. *Partimadár* 1993 (1): 32.

SZIMULY GY. (1993b): Előzetes felmérés a kis lile *Charadrius dubius* Komárom-Esztergom megyei részpopulációinak eloszlására és nagyságára. *Partimadár* 1993 (2): 17–18.

SZIMULY GY. (1993c): Vándor partfutók *Calidris melanotos* Naszály-Ferencmajorban. *Partimadár* 1993 (3): 57–58.

SZIMULY GY. (1993d): Második Hopp Ferenc Emléktábor. Naszály-Ferencmajor 1992. augusztus 15–20. *Szélkiáltó* **7**: 14.

SZIMULY GY. (1994a): Vándor partfutók (*Calidris melanotos*) Naszály-Ferencmajorban. *Aquila* **101**: 212–213, 235–236.

SZIMULY GY. (1994b): Az 1994-es tavaszi partimadár vonulás sajátosságai Naszály–Ferenc-majorban. *Partimadár* **4**(1): 9–12.

SZIMULY GY., PÉNZES L. & MUSICZ L. (1992): I. Hopp Ferenc Gyűrűzés és Vonuláskutató Emléktábor Naszály-Ferencmajor, 1991. *Madártani Tájékoztató* 1992 (január–június): 35.

TARDY J. (szerk.) (2007): *A magyarországi vadvizek világa. Hazánk ramsari területei.* Alexandra Kiadó, Pécs.

WALICZKY Z. (1992): Különböző erdőtipusok madárközösségeinek vizsgálata a Szigetközben. *Ornis Hungarica* **2**(1): 25–31.

MONITORING OF MIGRATORY WATERBIRDS OF FISHPONDS AT FERENCMAJOR IN THE PERIODE 2002–2011

Bátky, G. & Csonka, P.

SUMMARY

Only a few Hungarian studies are known about Ferencmajor fishponds. These works were **o**ccasionally and studied only a certain taxonomic group. Our study focused on the changes of waterbird community of this area. By this survey, detailed information was obtained about the waterbird community, concerning the bird species and numbers of individuals. Controlled hunting pressure resulted an increase in the number of the migratory waterbirds in autumn and winter aspects. Precipitation had a positive influence on the waterbird community in spring and summer, because shore birds preferred the periods of lower water level and during in these periods the numbers of summer visitors were relatively high.

Some 470,976 individuals of 101 species were observed between 2002–2011. During the survey 24 breeding waterbird species were recorded and seven of the breeding species were strictly protected. According to the processed data of the period between March 2002 and February 2012 Mallard, Eurasian Coot, Greater White-Fronted Goose, Greylag Goose, Yellow-legged Gull and Black-headed Gull were the dominant species. In winter periods Bean Goose occurred in high numbers. Grey Heron, Mallard, Eurasian Coot, Black-headed Gull and Mute Swan reached high constancy (>90%) but 100% value of constancy was not found. The average values of the area were: density 875 ind./km^2, diversity 2.6, equability 0.56 and community dominance index 35.78%.

According to the result during the study period, the area has great importance during migration and owerwintering, when high numbers of waterbird species can be observed. In dry years, the numbers of breeding protected and strictly protected waterbird species are higher than in other years on the fishponds. These observations resulted that Ferencmajor fishponds became as a part of the Ramsar Lake Öreg at Tata.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publication 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.10

A KÁRÓKATONA (*Phalacrocorax carbo*) BIOMETRIAI PARAMÉTEREI, IVARI ÉS KORVISZONYAI, VALAMINT ÁLLAT-EGÉSZSÉGÜGYI HELYZETE MAGYARORSZÁGON

BIOMETRICAL PARAMETERS, SEXUAL AND AGE RELATIONS AND HEALTH SITUATION OF GREAT CORMORANT (*Phalacrocorax carbo*) IN HUNGARY

Gál János[1], Gosztonyi Lívia[2] & Faragó Sándor[2]

[1]: Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Kórbonctani és Igazságügyi Állatorvostani Tanszék, Egzotikus Állat és Vadegészségügyi Osztály, Budapest
[2]: Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron

1.BEVEZETÉS

A dinamikusan növekvő állományú kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) magyarországi státuszát vizsgáltuk egy 1,5 éves kutatási program keretében. A KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTÉRIUMtól kapott megbízás „*A kárókatona és a szürke gém táplálkozása védett és nem védett vizes élőhelyeken*" című program megvalósítását célozta. Kutatásaink elsődleges célja tehát a kárókatona táplálkozásának vizsgálata volt tógazdasági és természetes vízi körülmények között. Természetes lehetőségnek adódott, hogy a begyűjtött madarakról a lehető legtöbb információt megszerezzük, sok esetben olyanokat, amelyek Magyarországon még nem, vagy csak korlátos mértékben álltak rendelkezésre. Így mód nyílt a begyűjtésre került madarak biometriai paramétereinek, ivari és korviszonyainak meghatározására, valamint elvégeztük állatorvosi vizsgálatukat is. A vizsgálati eredmények fontos információkat szolgáltattak a hazai kárókatona-állomány kondíciójának, egészségi állapotának pontosabb megismeréséhez. Az eredmények pontosíthatják a fajra vonatkozó hazai ismereteket és összevethetővé teszik a hazai és európai helyzetet.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintákat természetes folyóvizek képviseletében a Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán (koordináták: 47,7279°–47,8229° N; 17,8240°–18,8414° E**),** halastavak közül pedig a Mezőföldön található Rétszilasi-halastavaknál (koordináták: 46,7950°–46,8687° N; 18,5556°–18,6009° E), továbbá a Dél-Alföldön a szegedi Fehér-tónál és a Szegedi-Fertőnél (koordináták: 46,3033°–46,3499° N; 20,0666°–20,1346° E) gyűjtöttük. A mintagyűjtést 2001 augusztusa és 2002 decembere között végeztük el. **132** kárókatonát vizsgáltunk, amelyek közül **17** pld. a Duna Gönyű és Szob közti szakaszáról, **26** pld. a Rétszilasi-halastavakról, **89** pld. pedig szegedi Fehér-tóról és a Szegedi-Fertőről származott. Az elejtéseket a halgazdaságokban a gazdaságok által alkalmazott vadászok, míg a Dunán a NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZETének kutatói végezték.

2.1. Biometriai, ivari és korvizsgálatok

A mintaterületeken gyűjtött kárókatonákat a vizsgálat időpontjáig egészben lefagyasztva hűtőszekrényben tároltuk. A madarakat a SZENT ISTVÁN EGYETEM ÁLLATORVOS-TUDOMÁNYI

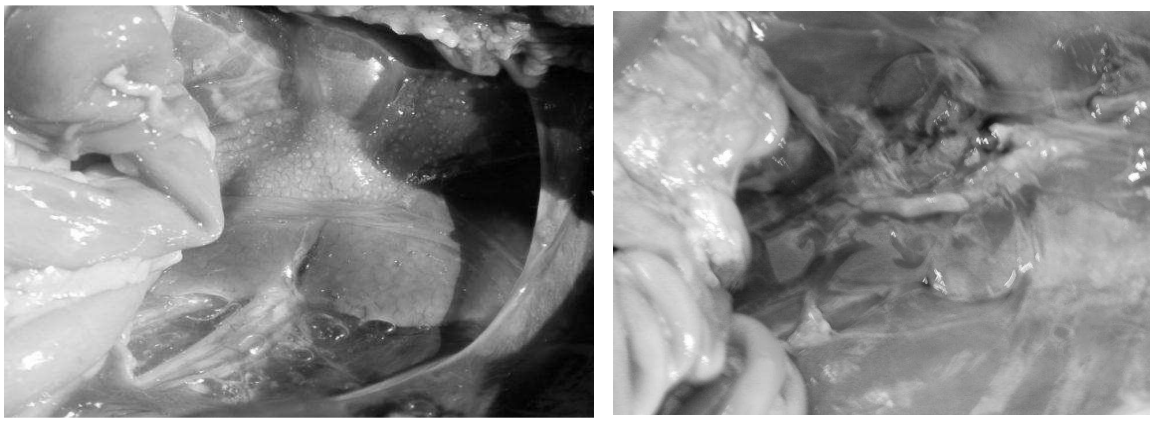
KARÁn vizsgáltuk meg. Mértük a vizsgált egyedek testtömegét, testhosszát, szárnyhosszát, farokhosszát, csőrhosszát és csüdhosszát; becsültük korukat, meghatároztuk kondíciójukat, az ivart és a parazitás fertőzöttségüket. A méretfelvétel és annak módja a madártanban szokásos paraméterekre terjedt ki (FARAGÓ, 2002):

- a **testtömeg** meghatározása boncmérleg segítségével történt,
- a **testhosszat** a csőr hegyétől a leghosszabb faroktoll végéig,
- a **szárnyhosszat** a behajlított szárny kezdetétől a leghosszabb szárnytoll végéig,
- a **farokhosszat** a farktőtől a faroktollak végéig,
- a **csőrhosszt** a csőrköröm hegyétől a felső csőrkáva beöblösödéséig,
- a **csüdhosszt** pedig a behajlított lábnál a sarokízület mélyedésétől a behajlított lábujjak tövéig vonalzóval mértük.

Az egyedek korát vizuálisan, színezetük és csőrük alapján állapítottuk meg. A vizsgált egyedeket két korcsoportba soroltuk be, úgymint: ***adultus*** és ***juvenilis*** példányok (**1. ábra**).



1. ábra: *Adultus* (bal oldali) és *juvenilis* (jobb oldali) kárókatona tollazata a fejen
Figure 1: Head of an adult (left) and a juvenile (right) Great Cormorant



**2. ábra: Inaktív tojó kárókatona petefészke (bal oldali kép)
és inaktív hím kárókatona heréje (jobb oldali kép)**
Figure 2: Ovary of inactive female Great Cormorant (left)
and testicles of inactive male Great Cormorant (right)

A testüregben található ivarszervek segítették a nemek pontos meghatározását, illetve azok méretéből következtettünk az ivari állapotra (aktív, inaktív). Az ivarmirigyek (a herék és a petefészkek) mérete és élettani állapota alapján határoztuk meg a madarak ivari aktivitását. A nemi aktivitás alapján a tojókat és a hímeket is ivarilag aktív és ivarilag inaktív kategóriákba (**2. ábra**) soroltuk. A halkárt megelőző gyérítést véletlenszerű mintavételnek tekintve a számított ivari és korviszonyok tájékoztatást nyújtanak a populációról.

2.2. Állat-egészségügyi vizsgálatok

A kárókatona-tetemeket a felolvasztás után felboncoltuk. A *külső vizsgálat* részeként megtekintettük a tollazat állapotát, megvizsgáltuk a külső testnyílásokat (csőr, orrnyílások, szemek, kloáka). Ezt követően megnyitottuk a tetemeket és megvizsgáltuk a repülésben szerepet játszó izomcsoportokat (*m. pectoralis superficialis*, *m. pectoralis profundus*). Ezen izmok mérete és a mellcsonti taraj (*crista sterni*) tapinthatósága, továbbá a testüregi zsírraktárak alapján ítéltük meg az állatok kondícióját. A madarakat gyenge, közepes és jó kondíciókategóriákba soroltuk (**1. táblázat**).

A mellcsont és az azt fedő izmok eltávolítása után megtekintettük a légzsákok állapotát. A szívet az alapjánál átmetszve vettük ki a testüregből. A nyelőcsövet a mirigyes gyomorba való szájadzása előtt átvágtuk és az egész emésztőcsövet a járulékos mirigyeikkel (máj és hasnyálmirigy) eltávolítottuk. Megvizsgáltuk a mirigyes- és a zúzógyomor mellett található lépet, amely az esetleges bakteriális eredetű vérfertőzés esetén megnagyobbodik.

1. táblázat: A kárókatonák kondíciójának meghatározása
Table 1: Determination of conditions of Great Cormorants

Kondíciókategória	Mellizmok	Mellcsonti taraj	Zsírraktárak
Gyenge	a mellcsonti taraj szintje alá süppedtek	jól tapintható	kevés zsírt tartalmaztak
Közepes	a mellcsont taraj síkjáig emelkedtek	még tapintható	közepes mennyiségű zsírt tartalmaztak
Jó	elfedik a mellcsonti tarajt	nem tapintható	nagy mennyiségű zsírszövettel átszőttek

Ezt követően megnyitottuk a mirigyes gyomrot és a zsákszerű zúzógyomrot, amelynek tartalmát lemértük és további vizsgálatok céljából alkoholban tároltunk. A mirigyes gyomor alapterületét lemértük, és megszámoltuk a gyomor nyálkahártyájához, a felületes- és mély propriamirigyekbe kapcsolódó *fonálférgek* számát. A mirigyes gyomor falából 1 cm x 1 cm méretű darabkákat 8%-os neutrális formaldehid-oldatban rögzítettünk későbbi vizsgálatok céljából. A májat leválasztottuk az emésztőcsőről és megvizsgáltuk. A májból 1 cm^3-es darabkát fagyasztottunk le további kémiai vizsgálat céljából. A bélcsatornát lefejtettük a bélfodorról és teljes hosszában felnyitottuk, majd vizsgáltuk a bél tartalmat, a bél nyálkahártyáját és a bélfalban levő nyirokképleteket (PEYER-plakkokat). A tüdőt tompán kifejtettük a bordák közül és vizsgáltuk. A veséket a helyükön megtekintettük. Végül felnyitottuk a csőrt, megtekintettük az egységes száj-garatüreget és a nyelőcsövet.

A madarakból **bakteriológiai** vizsgálatot nem végeztünk, mert a tetemek mélyfagyasztásos tárolás során a legtöbb baktérium elpusztult és esetlegesen hibás, negatív eredményt kaptunk volna.

A formaldehid-oldatban tárolt mirigyesgyomor-részleteket felszálló alkoholsorban vízteleníttettük, majd paraffinba ágyaztuk. A beágyazott blokkokból *metszeteket készítettünk*, amelyeket haematoxilin-eosinnal megfestettünk és mikroszkóp alatt vizsgáltunk.

A madarak mélyfagyasztásos tárolása miatt a bélsár **parazitológiai vizsgálatát** nem végeztük el, mert a vékony burkú oocysták és peték a fagyasztás hatására szétrobbannak. Ez pedig téves, negatív eredményhez vezethet. Az emésztőcső boncolása alkalmával a szabad szemmel megfigyelhető parazitákat alkoholban rögzítettük, majd azokat meghatároztuk. A boncolásokról jegyzőkönyveket készítettünk, amelyekbe a fent említett adatokat rögzítettük.

A tetemek boncolása alkalmával figyelemmel voltunk a belső szervekben található esetleges kórjelző értékű elváltozásokra is.

2.3. Nehézfémterhelés-vizsgálatok

A kárókatonák májából végzett **kémiai vizsgálat** során a nehézfémek közül az **ólom-** (Pb) és a **higany-** (Hg) tartalmat vizsgáltuk 70 madár esetében.

A SZENT ISTVÁN EGYETEM, ÁLLATORVOS-TUDOMÁNYI KAR, TAKARMÁNYOZÁSTANI ÉS LABORÁLLAT-TUDOMÁNYI INTÉZETÉben a fagyott állapotban levő kárókatonamáj-részleteket MILESTONE MWD 1200 MLS típusú mikrohullámú roncsoló nagynyomású (110 bar) roncsolóedényeibe analitikai mérleg segítségével bemértük, hozzá adtunk 8,0-8,0 cm^3 spektroszkópiás tisztaságú tömény salétromsavat, majd az edényeket szűrőpapírral letakarva egy éjszakán át állni hagytuk. A mikrohullámú roncsolásnál 200 W – 4 perc, 300 W – 2 perc, 400 W – 2 perc és 0 W – 2 perc energiaközlést alkalmaztuk. A roncsolóedényekből a roncsolátumokat kétszer desztillált vízzel mérőlombikba átmostuk.

A mintákat atomabszorpciós spektrometriás módszerrel (PERKIN-ELMER 5000 típusú AAS-készülékkel) vizsgáltuk. A **higany**koncentráció meghatározása az ún. hideggőz-eljárással (MHS-10 típusú Hg/hibrid kifejlesztő egység segítségével, $NaBH_4$ redukálószer alkalmazásával) történt. Az **ólom**koncentráció meghatározását pedig elektronikus atomizálási eljárással (HGA-500 típusú atomizáló alkalmazásával) végeztük. A mérési eredményeket mg/kg mértékegységben, az eredeti, fagyott állapotú minta tömegére vonatkoztatva adtuk meg.

3. EREDMÉNYEK

3.1. Biometriai, ivari és korviszonyok

A megvizsgált **132** mintából 37 példány fiatal tojó, 22 példány felnőtt tojó, 37 példány fiatal hím és 36 példány felnőtt hím volt. Testméreteiket (középérték, konfidenciahatárok, szórás, minimum, maximum) a **2–5. táblázatok** mutatják. Az eredmények sem területek közötti, sem ivari és korcsoport közötti szignifikáns eltérést nem mutattak.

2. táblázat: A kárókatona testméretei Magyarországon (*juv.* tojók)
Table 2: Body measurements of Great Cormorant in Hungary (*juv.* females)

Testméret – Measurements	**n**	**Átlag –** Mean	**SD**	**Maximum**	**Minimum**
Testhossz – body lenght (mm)	37	748 ± 19,9	59	883	580
Szárnyhossz – wing lenght (mm)	37	331 ± 5,2	15	366	305
Farokhossz – tail lenght (mm)	37	187 ± 5,9	18	240	140
Csőrhossz – bill lenght (mm)	37	71 ± 3,1	9	88	55
Csüdhossz – tarsus lenght (mm)	37	60 ± 2,3	7	74	49
Testtömeg – weight (g)	37	2149 ± 117,1	346	3220	1400

3. táblázat: A kárókatona testméretei Magyarországon (*ad.* tojók)
Table 3: Body measurements of Great Cormorant in Hungary (*ad.* females)

Testméret – Measurements	**n**	**Átlag** – Mean	**SD**	**Maximum**	**Minimum**
Testhossz – body lenght (mm)	22	795 ± 14,2	32	853	717
Szárnyhossz – wing lenght (mm)	22	335 ± 6,1	14	366	315
Farokhossz – tail lenght (mm)	22	179 ± 4,8	11	200	151
Csőrhossz – bill lenght (mm)	22	67 ± 4,0	9	87	55
Csüdhossz – tarsus lenght (mm)	22	65 ± 3,2	7	75	50
Testtömeg – weight (g)	22	2157 ± 149,5	337	2850	1675

4. táblázat: A kárókatona testméretei Magyarországon (*juv.* hímek)
Table 4: Body measurements of Great Cormorant in Hungary (*juv.* males)

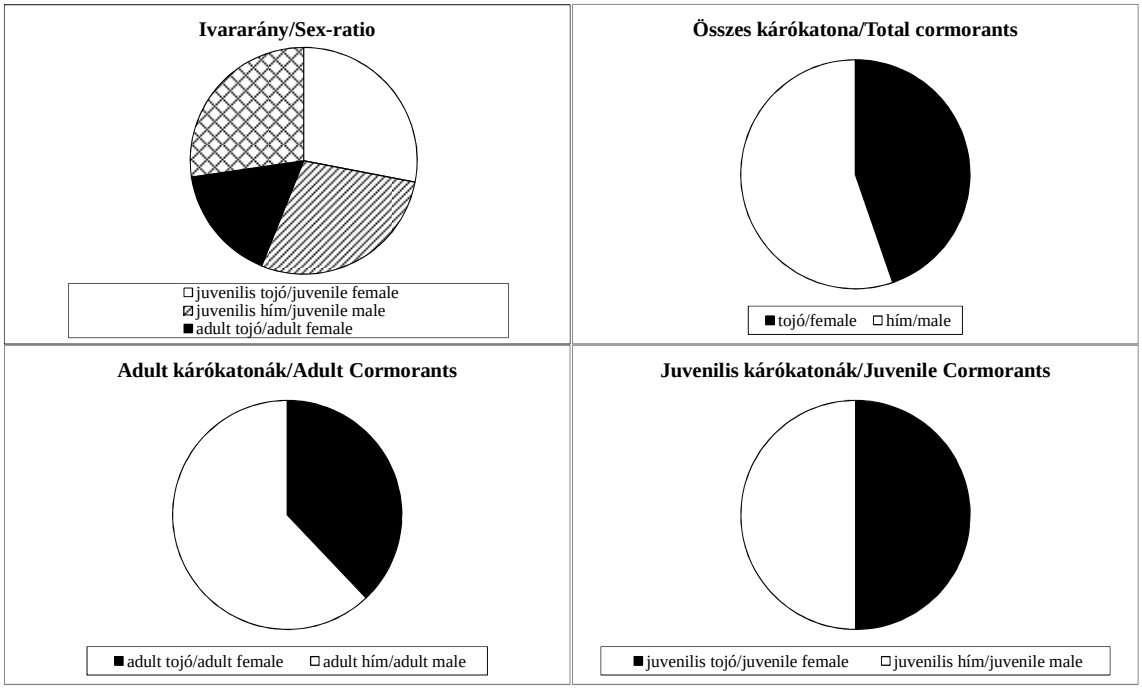
Testméret – Measurements	**n**	**Átlag** – Mean	**SD**	**Maximum**	**Minimum**
Testhossz – body lenght (mm)	37	815 ± 17,0	51	905	710
Szárnyhossz – wing lenght (mm)	37	345 ± 4,4	13	377	315
Farokhossz – tail lenght (mm)	37	190 ± 4,3	13	230	165
Csőrhossz – bill lenght (mm)	37	73 ± 3,1	9	87	59
Csüdhossz – tarsus lenght (mm)	37	65 ± 2,3	7	78	50
Testtömeg – weight (g)	37	2307 ± 142,6	429	3795	1450

5. táblázat: A kárókatona testméretei Magyarországon (*ad.* hímek)
Table 5: Body measurements of Great Cormorant in Hungary (*ad.* males)

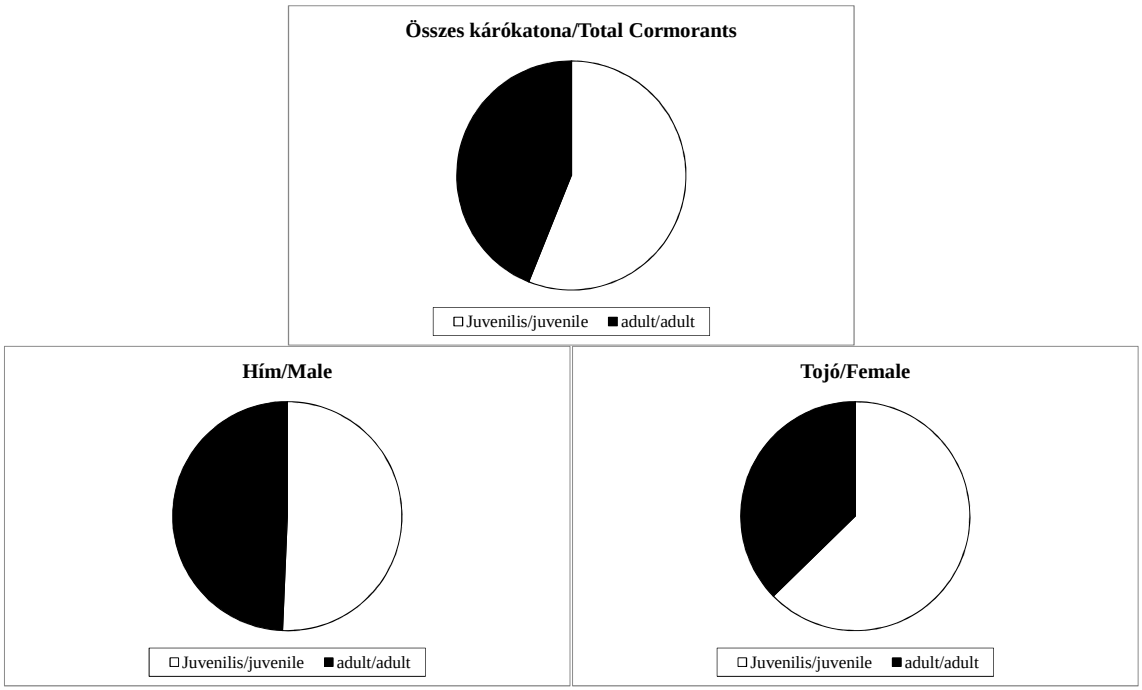
Testméret – Measurements	**n**	**Átlag** – Mean	**SD**	**Maximum**	**Minimum**
Testhossz – body lenght (mm)	36	815 ± 8,9	26	859	713
Szárnyhossz – wing lenght (mm)	36	345 ± 4,2	12	366	320
Farokhossz – tail lenght (mm)	36	185 ± 4,2	12	205	145
Csőrhossz – bill lenght (mm)	36	72 ± 2,7	8	85	61
Csüdhossz – tarsus lenght (mm)	36	66 ± 2,0	6	78	55
Testtömeg – weight (g)	36	2426 ± 112,5	333	3320	1210

A vizsgált kárókatonák **ivari megoszlásukat** tekintve 45%-ban tojók, 55%-ban hímek voltak. Ha a korcsoportokat vizsgáljuk, akkor a fiatal madarak ivararánya 1:1 volt, azaz 50-50% volt hím és tojó. A felnőtt madarak esetében a mintában 62%-kal részesedtek a hímek, és 38%-kal a tojók, ami 1:0,6 ivararányt jelent. Ez a hímek javára tapasztalható ivararány-eltolódás a tojó egyedek nagyobb mortalitásával, esetleg éberebb voltával magyarázható. A minta egészét tekintve 17% *adultus* tojó, 27% *adultus* hím, 28-28% *juvenilis* tojó, illetve *juvenilis* hím volt (**3. ábra**).

A vizsgált egyedek **kormegoszlását** tekintve (**4. ábra**) 56% fiatal (*juvenilis*), 44% felnőtt (*adultus*) volt. A tojók 63%-a volt fiatal, 37%-a felnőtt, míg a hímek esetében csaknem azonos volt a fiatalok és felnőttek aránya, 51%, illetve 49%. Ez az értéksor is igazolja a felnőtt tojók kisebb részarányát a mintákban.



3. ábra: A kárókatonák ivari megoszlása Magyarországon
Figure 3: Sex-ratio of Great Cormorants in Hungary



4. ábra: A kárókatonák korszerkezete Magyarországon
Figure 4: Age structure of Great Cormorants in Hungary

3.2. Állat-egészségügyi állapot

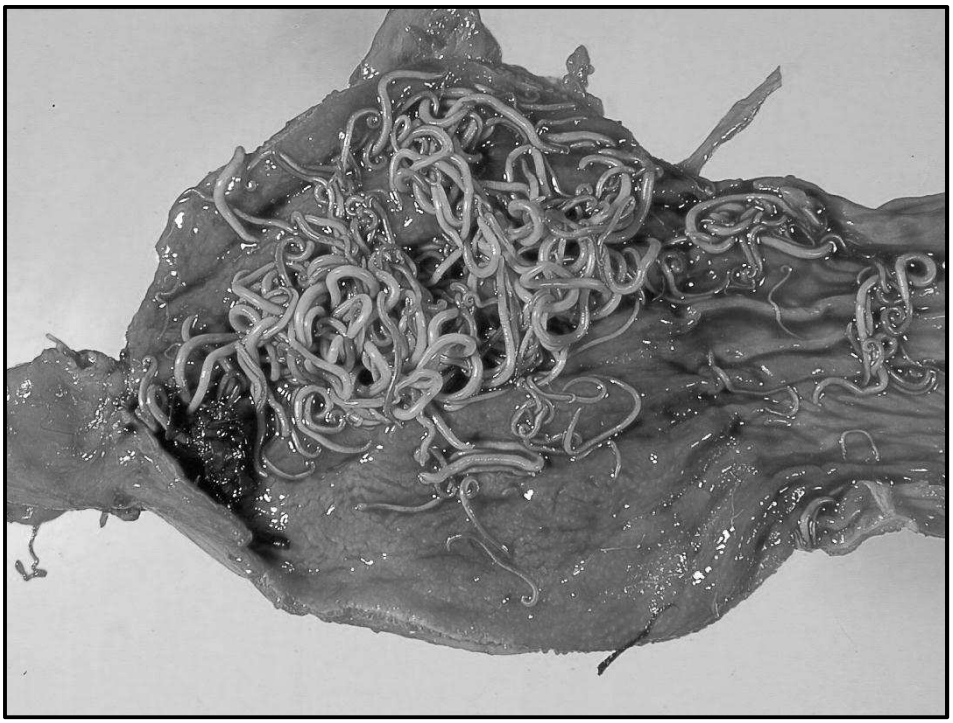
A kárókatonák boncolása alkalmával nem találtunk sem fertőző, sem nem fertőző betegségre utaló kórbonctani elváltozásokat.

A madarak ***tápláltsági állapotának*** vizsgálata során csupán három madárnak (2,3%) volt gyenge, és kettőnek (1,6%) közepes a tápláltsági állapota. A többi madár (129 példány) (97,7%) tápláltsági állapota jó volt.

A kárókatonák ***ivari aktivitása*** már a februárban elejtett madarak vizsgálata során kimutatható volt. Ekkor a herék mérete már két-háromszorosa volt a nyugalmi időszakban megfigyelt herék méretének. A felnőtt tojók petefészkeiben megindult a petetüszők fejlődése. A petefészekben borsónyi méretű, sárgásfehér anyagot tartalmazó petetüszők is jelen voltak. A fiatalkori tollruhát viselő madarak ivarszervei ugyanakkor ebben az időszakban és később sem mutatták az ivari aktivitás jeleit.

A kárókatonák ***kondíciója*** az elejtési időtől függetlenül jónak bizonyult. Ennek feltételezhetően az az oka, hogy a halastavak mellett vadászott madarak az év minden szakában találtak bőséges táplálékforrást. A kondíció a korosztályokban egyformán jónak bizonyult, eltérés a nemek és a korosztályok között nem volt. A parazitafertőzöttség mértéke sem volt kimutatható hatással a madarak kondíciójára. Még viszonylag erős (1,51 pld./cm^2) parazitafertőzöttség esetén is jó kondícióban volt a madár.

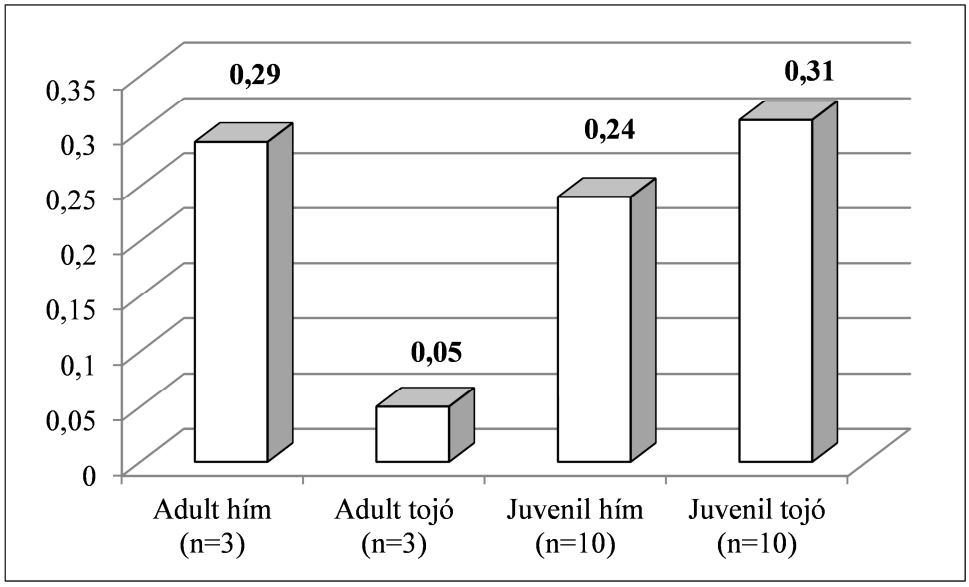
A kárókatonák kórboncolása során csupán a mirigyes gyomorban találtunk fonálférgeket. Ezek mindkét végükön kihegyesedő, 5-13 cm testhosszúságú, szürkésfehér férgek voltak. A férgek szorosan kapcsolódtak a mirigyes gyomor felületes és mély propria-mirigyeinek kivezető csövébe, illetve a mirigyes gyomor nyálkahártyájához. A férgeket *Contracaecum rudolphii*-nak határoztuk (BARTLETT, 1996) (**5. ábra**)**.** A madarak **96%**-a bizonyult fertőzöttnek e parazitafajjal.



5. ábra: A kárókatonák mirigyes gyomrában talált *Contracaecum rudolphii* fonálférgek
Figure 5: *Contracaecum rudolphii* (Nematoda) in the stomach of Great Cormorant

6. táblázat: A kárókatonák kondíciója és a féregszám a gyomrokban
Table 6 Condition of Great Cormorants and number of worms in the stomachs

Sorszám Nr.	**Kor** – age	**Ivar** – sex	**Kondíció –** condition	**A gyomor területe –** surface of stomach **(mm)**	**Féregszám –** number of worms
109.	juv.	hím – male	gyenge – poor	80×52	12
110.	juv.	tojó – female	gyenge – poor	55×70	13
111.	juv.	tojó – female	jó – good	82×50	62
112.	ad.	hím – male	jó – good	65×70	25
113.	juv.	hím – male	jó – good	82×59	33 (+ sok apró)
114.	juv.	hím – male	jó – good	84×57	37
115.	juv.	hím – male	jó – good	79×65	8
116.	ad.	hím – male	gyenge – poor	80×60	0
117.	juv.	hím – male	közepes – medium	88×80	16
118.	juv.	hím – male	jó – good	60×90	5
119.	ad.	tojó – female	közepes – medium	50×89	2
120.	juv.	tojó – female	jó – good	145×60	0
121.	juv.	tojó – female	jó – good	144×61	0
122.	juv.	hím – male	jó – good	80×50	13
123.	juv.	hím – male	jó – good	66×86	27
124.	ad.	hím – male	jó – good	89×54	17
125.	juv.	tojó – female	jó – good	115×62	10
126.	juv.	tojó – female	jó – good	134×55	2
127.	juv.	tojó – female	jó – good	123×59	3
128.	juv.	tojó – female	jó – good	56×89	4
129.	juv.	hím – male	jó – good	119×55	8
130.	ad.	tojó – female	jó – good	117×46	0
131.	juv.	hím – male	jó – good	112×53	0
132.	ad.	tojó – female	jó – good	115×52	7
133.	juv.	tojó – female	jó – good	113×58	19
134.	juv.	tojó – female	jó – good	129×43	0



6. ábra: A *Contracaecum rudolphii* féregfertőzöttség denzitása (féreg/cm^2)
Figure 6: Density of contamination by *Contracaecum rudolphii* (Nematoda) (worm/cm^2)

A fonálféreg-fertőzöttség denzitását – a féregszámot a mirigyes gyomor egységnyi területére kivetítve **– 26** madárban vizsgáltuk (**6. táblázat**). A legnagyobb fertőzöttségi denzitás **1,51** féreg/cm^2 volt. A fertőzöttség átlagos denzitását a nemek és a korosztályok szerint a **6. ábra** szemlélteti.

A mirigyes gyomrokból készült metszetek fénymikroszkópos vizsgálata során nem találtunk sem regresszív elváltozást, sem gyulladásos elváltozást a fonálférgek tapadási helyén. A felületes és mély propriamirigyek szöveti szerkezete azonos volt a fertőzött és a nem fertőzött madarak esetében egyaránt.

3.3. A kárókatonák nehézfém- (Pb, Hg) terhelése

A kárókatonák májának **ólomtartalma** kiegyenlítetten alacsonynak bizonyult, kivéve a fiatal tojók korcsoportját (**8. táblázat**). Itt az átlag kiugróan magas volt, aminek feltehetően egy egyed májában talált 37,4 mg/kg-os ólomtartalom lehetett az oka. (Egy lehetséges verzió szerint – bár ez nem igazolt – a nagyon magas, az átlagtól jelentősen eltérő egyedi értéknek feltehetően az volt az oka, hogy a lelövésre használt sörétes lőszer egyik sörétszeméről kerülhetett – kenődött – a mintába.) Az általánosságban alacsony ólomszint magyarázata lehet, hogy a kárókatona az emésztéshez nem igényel zúzókavicsot, így az ólomsörét szemeket sem veszi fel zúzókő gyanánt.

8. táblázat: A vizsgált kárókatonák májának nehézfémtartalma
Table 8: Heavy metal contents of Great Cormorant's liver

Kor - age	**Ivar –** sex	**n**	**Ólom** – lead – Pb **(mg/kg)**	**n**	**Higany –** mercury – Hg **(mg/kg)**
adultus	hím – male	21	1,08 (0,38–9,7)	21	5,54 (1,45–30,1)
	tojó – female	14	0,68 (0,36–1,15)	14	10,09 (1,25–79,9)
juvenilis	hím – male	19	0,66 (0,42–1,20)	19	6,17 (0,79–45,9)
	tojó – female	16	3,29 (0,42–37,4)	16	2,73 (0,94–9,18)

A kárókatonák májában – a fentiekkel szemben – minden korosztályban magas **higanytartalmat** lehetett mérni. Mind a fiatal, mind az idős korosztályokban találtunk kiugróan magas értékeket (**8. táblázat**). A viszonylag magas higanyterhelés összefüggésbe hozható a természetes vizekre is kijáró madarak táplálékának magasabb higanytartalmával. A higany a vízi környezetben élő szervezetekben a táplálékláncban feldúsul. Így a kizárólagos, ún. obligát halfogyasztó kárókatonában – mint a vízi környezet egyik csúcsragadozójában – a higany feldúsulhat. A kárókatonák higanyterhelése a természetes vizek nehézfém-kontaminációjával áll összefüggésben, amely felhívja a figyelmet az ipari technológiák és az egyes higanytartalmú növényvédőszerek környezetet veszélyeztető hatására.

4. MEGVITATÁS

A faj **testméreteire** vonatkozóan viszonylag kevés adat ismert, annak korábbi ritkasága, illetve védettsége okán. Német (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1966) és holland (CRAMP & SIMMONS, 1977) adatok mellett saját korábbi vizsgálatainkat (FARAGÓ, 2000) tudjuk bemutatni összehasonlítás gyanánt.

Ph. c. carbo **–** Nagy-Britannia (BAUER & GLUTZ, 1966)

Szárnyhossz	hímek:	330-370 mm	tojók:	325-365 mm
Farokhossz (ivar nélkül)		144-168 mm		
Csőrhossz	hímek:	66-86 mm	tojók:	65-77 mm
Csüdhossz (ivar nélkül)		68-82 mm		

Ph. c. sinensis **–** Németország, Pomeránia (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1966)

Szárnyhossz	hímek:	358,5 (334-382) mm	tojók:	335 (321-357) mm
Farokhossz	hímek:	141-188 mm	tojók:	134-171 mm
Csőrhossz	hímek:	59-75 mm	tojók:	54-68 mm
Csüdhossz	hímek:	63-78 mm	tojók:	62-71 mm
Testtömeg (április)	hímek:	2423 (2020-2810) g	tojók:	2085 (1810-2555) g
Testtömeg (június)	hímek:	2283 (1975-2687) g	tojók:	1936 (1673-2174) g

Ph. c. sinensis **–** Hollandia (CRAMP & SIMMONS, 1977)

Szárnyhossz	hímek:	347 (330-364) mm	tojók:	325 (311-337) mm
Farokhossz	hímek:	155 (145-165) mm	tojók:	144 (133-154) mm
Csőrhossz	hímek:	62,6 (58-67) mm	tojók:	55,7 (50-58) mm
Csüdhossz	hímek:	69,4 (66-73) mm	tojók:	66,1 (64-70) mm
Testtömeg (ivar nélkül)		2216 (1570-2770)		

A Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán korábban (december és január hónapokban) végzett gyűjtésekből származó minták alapján a kárókatona testméreteit a **9. táblázat** mutatja be (FARAGÓ, 2000).

9. táblázat: A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) testméretei a Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán (FARAGÓ, 2000)

Table 9: Body measurements of Great Cormorant at River Danube between Gönyű and Szob (FARAGÓ, 2000)

Testméret – Measurements	n	**Átlag** – Mean	**SD**	**Minimum**	**Maximum**
Testhossz – body lenght (mm)	70	829,6 ± 8,2	34,62	755,0	915,0
Szárnyhossz – wing lenght (mm)	70	345,1 ± 2,7	11,56	315,0	366,0
Farokhossz – tail lenght (mm)	70	189,2 ± 2,7	11,21	167,0	218,0
Csőrhossz – bill lenght (mm)	70	67,2 ± 1,0	4,21	58,7	77,6
Csüdhossz – tarsus lenght (mm)	70	65,2 ± 1,2	5,18	56,1	77,0
Testtömeg – weight (g)	70	2582,1 ± 108,6	456,42	1545,0	4115,0

Az összehasonlításokban lényeges különbséget nem láttunk a magyar és a külföldi adatok között, viszont az ivari és korviszonyok alapján meghatározott négy csoportban kapott eredmények újak a faj ismeretét illetően.

A vizsgált kárókatonákban a szakirodalmi adatokkal egybehangzóan a leggyakoribb **parazitafajnak** a *Contracaecum rudolphii* fonálférget találtuk, amely a mirigyes gyomorban élősködik. Az általunk vizsgált madarak **96%**-a bizonyult fertőzöttnek ezzel a parazitafajjal.

Hasonlóképpen a magyar eredményekhez, egy *Lengyelország*ban végzett vizsgálat szerint is a kárókatonákban (n=491) a *Contracaecum rudolphii* volt a leggyakoribb Nematoda-faj, a megvizsgált gyomrok 92,5%-ában fordult elő. Mennyisége a gazdaállat korának és az évszaknak a függvénye volt (KANAREK, 2010). Ugyancsak Lengyelországban (Visztula lagúna és Gdanski-öböl) végzett vizsgálatok szerint a kárókatona Digenea- (Trematoda) faunája kilenc fajból állt (KANAREK *et al.*, 2003).

*Litvánia*ban 17 féregfajt/genust (Cestoda – 4; Trematoda – 7; Nematoda – 6) találtak a kárókatonában. Valamennyi fajt számítva a *Contracaecum rudolphii* volt az egyik

legnagyobb prevalenciájú (100%) és abundanciájú (210,6 pld./gazdaegyed) faj [csak a *Petasiger phalacrocoracis* fajspecifikus Trematoda előzte meg (100% és 1528,0 pld./gazdaegyed)] (ŠAVAŽAS *et al*., 2011).

*Japán*ban a Nematodák két genusa dominált a kárókatonák gyomrában, az *Eustrongylides* és a *Contracaecum*. Előbbit egy faj (*E. tubifex*), utóbbit négy faj (*C. rudolphii, C. microcephalum, C. multipapillatum, C. microcephalum*) képviselte (EL-DAKHLY *et al.*, 2011). A *Contracaecum rudolphii* intenzitása sokszorosan meghaladta a többi fajét.

A *Contracaecum rudolphii* fonálféreg – megállapításunk szerint – a mirigyes gyomorban nem okoz klinikai tünetekben is megnyilvánuló elváltozásokat. A mirigyes gyomrok hisztológiai vizsgálata során nem találtunk jelentős patomorfológiai eltéréseket. A fiatalabb korosztályú tojók fertőzöttségi intenzitása jóval elmaradt az adult tojókétól, azonban a hímek esetében pont fordított volt ez a kapcsolat. Így kor szerinti eltérés sem mutatható ki a parazitafertőzöttség mértékében. A feltételezésünk szerint ez a parazitafaj a szabad természetben, kielégítő táplálékellátás esetén, nem okoz a kárókatonákban klinikai tünetekben is megnyilvánuló parazitózist. Úgy tűnik, hogy a parazita a mirigyes gyomorban segíti az elfogyasztott haltetemek felaprózását azáltal, hogy a férgek gyakran a haltestbe fúródnak és lazítják annak szöveteit, segítve ezzel a madár gyomrában termelődött enzimek behatolását a halba. Feltételezzük azt, hogy a kárókatonában a *Contracaecum rudolphii* az emésztésben segítséget nyújtó parazita, amely ily módon a gazdaszervezettel kommenzalizmusban él.

A **nehézfémterhelés** vonatkozásában kapott eredményeinket összevethetjük a faj areája különböző területeiről nyert adatokkal. *Csehország*ban a kárókatona májából és legfontosabb fonálféreg parazitája a *Contracaecum rudolphii* testéből vett minták ólom- (Pb) terhelését hasonlították össze, és megállapították, hogy a máj ólomkoncentrációja csak fele a parazitában talált mennyiségnek. A hím férgek szignifikánsan több ólmot halmoznak fel, mint a nőivarúak (BARUŠ *et al.*, 2001). *Lengyelország*ban a kárókatona szárnytollaiból kimutatható higany- (Hg) koncentráció $7{,}14 \pm 3{,}99$ μg/g, amely a korral szignifikánsan változó összefüggést mutatott (MISZTAL-SZKUDLINSKA *et al.*, 2012). *Japán*ban a kárókatonák májából és veséjéből vett mintákban volt a legmagasabb Hg és Cd koncentráció. A legalacsonyabb koncentrációja e két elemnek a csibékben volt kimutatható. A higany mennyisége – az agyat nem számítva – nőtt a csibék növekedése során. Az egyes területek között is mutattak ki szignifikáns különbségeket, amit a zsákmányállatok terhelésével magyaráztak (SAEKI *et al.*, 2000). Ezeket a különbségeket szélesebb vizsgált elemspektrum (20 elem) esetében is kimutatták (NAM *et al.*, 2012). Ezen idősorokat is tartalmazó eredmények a környezetterhelés változásait is kimutathatják, így a vizes életterek egyfajta környezeti monitoringjaként is szóba jöhetnek.

5. KÖVETKEZTETÉSEK

Az elvégzett vizsgálatok alapján az alábbi következtetéseket vontuk le:

- A mintaterületeken folytatott vizsgálatok alapján meghatároztuk a fajra jellemző biometriai paramétereket. Eddig korviszonyokat is figyelembe vevő adatokat Magyarországról még nem közöltek. Az ivarok és korcsoportok között szignifikáns különbség nem volt kimutatható.
- A fiatal kárókatonák ivararánya a mintában 1:1 volt, a felnőtt madarak esetében 1:0,6 értéket kaptunk, ami a tojó egyedek nagyobb mortalitására vezethető vissza.

- A kárókatonák 56% volt fiatal, 44%-a felnőtt. A hímek esetében közel azonos (56% és 44%) volt a fiatalok és felnőttek aránya, a tojóknál csaknem kétszer annyi fiatal volt, mint idős (63% és 37%).
- A kárókatonák esetében nem találtunk sem fertőző, sem más (nem fertőző) betegségre utaló kórbonctani elváltozást.
- A kárókatonák kondíciója az év egész időszakában – korcsoporttól és ivartól függetlenül – jó volt.
- A kárókatonáknak kizárólag a mirigyes gyomrában találtunk parazitákat. Ezek egyetlen Nematoda-fajhoz – *Contracaecum rudolphii* – tartoztak (hosszuk 5-13 cm). A madarak 96%-a fertőzött volt e fonálféreggel. A legnagyobb fertőzöttségi denzitás 1,51 féreg/cm^2 volt. A féreg jelenléte semmilyen patomorfológiai elváltozást nem okozott.
- Feltételezzük, hogy a *Contracaecum rudolphii* egyedek – azáltal, hogy a hal testébe fúródva lazítják annak szöveteit, ezáltal segítve az emésztő enzimek bejutását a halba – emésztést segítő, kommenzalista paraziták.
- A kárókatonák májának ólomtartalma alacsony, átlagosan 1 mg/kg alatti, higanytartalma viszont magas volt, ivari és korcsoporttól függően átlagosan 2-10 mg/kg.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

„*A kárókatona és a szürke gém táplálkozása védett és nem védett vizes élőhelyeken*” című kutatási program megvalósulását a KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTÉRIUM támogatása tette lehetővé. (Azonosítószám: 027790, szerződésszám: CP-0212). A terepi munkákban SOÓS LÁSZLÓ, Dr. TOKODY BÉLA, STAUDINGER ISTVÁN működtek közre az ÉSZAK-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG (Győr), az ARANYPONTY HALÁSZATI ZRT. (Rétimajor) és a SZEGEDFISH MEZŐGAZDASÁGI TERMELŐ ÉS SZOLGÁLTATÓ KFT. (Szeged) támogatásával.

IRODALOMJEGYZÉK

BAUER, K. M. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (1966): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas.* Band 1. *Gaviiformes–Phoenicopteriformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.

BARTLETT, C. M. (1996): Morphogenesis of *Contracaecum rudolphii* (Nematoda: Ascaridoidea), a parasite of fish-eating birds, in its copepod precursor and fish intermediate hosts. *Parasite* **4**: 367–376.

BARUŠ, V., TENORA, F., KRACMAR, S. & PROKES, M. (2001): Cadmium and lead concentrations is *Contracaecum rudolphii* (Nematoda) and its host, the Cormorant (*Phalacrocorax carbo* (Aves)). *Folia Parasitologica* **48**(1): 77–78.

CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (eds.) (1977): *The birds of the Western Palearctic. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa.* Volume 1. *Ostrich to Ducks.* Oxford University Press, Oxford.

EL-DAKHLY, KH. M., EL-NAHASS, E., UNI, S., TUJI, H., SAKAI, H. & YANAI, T. (2012): Levels of infection of gastric nematodes in a flock of Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Lake Biwa, Japan. *Journal of Helminthology* **86**(1): 54–63.

FARAGÓ S. (2000): Adatok a magyarországi vízivad fajok testméreteihez. *Magyar Vízivad Közlemények* **6**: 287–309.

FARAGÓ S. (2002): *Vadászati állattan.* Mezőgazda Kiadó, Budapest.

KANAREK, G. (2011): Population biology of *Contracaecum rudolphii* sensu lato (Nematoda) in the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) from northeastern Poland. *Journal of Parasitology* **97**(2): 185–191.

KANAREK, G., SITKO, J., ROLBIECKI, L. & ROKICKI, J. (2003): Digenean fauna of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* (BLUMENBACH, 1798) in the brackish waters of the Vistula Lagoon and the Gulf of Gdańsk (Poland). *Wiad Parazytol* **49**(3): 293–299.

MISZTAL-SZKUDLIŃSKA, M., SZEFER, P., KONIECZKA, P. & NAMIEŚNIK, J. (2012): Mercury in different feather types from Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo* L.) inhabiting the Vistula Lagoon ecosystem in Poland. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **89**(4): 841–844.

NAM, D., ANAN, Y., TOKUTAKA, I., KIM, E., SUBRAMANIAN, A., KAZUTOSHI, S. & TANABE, S. (2005): Specific accumulation of 20 trace elements in Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan. *Environmental Pollution* **134**(3): 503–514.

SAEKI, K., OKABE, Y., KIM, E.-Y., TANABE, S., FUKUDA, M. & TATSUKAWA, R. (2000): Mercury and cadmium in Common Cormorant (*Phalacrocorax carbo*). *Environmental Pollution* **108**(2): 249–255.

ŠAVAŽAS, S., CHULAKOVA, N., GRISHANOV, G., PŪTIS, Z., STROUGA, A., BUTKAUSKAS, D., RAUDONIKIS, L. & PRAKAS, P. (2011): The role of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) for fish stock and dispersial of helminthes parasites in the Curonian Lagoon Area. *Veterinarija ir Zootechnika (Vet Med Zoot)* T. **55**(77): 79–85.

TORRES, P., VALDIVIESO, J., SCHLATTER, R., MONTEFUSO, A., REVENGA, J., MARIN, F., LAMILLA, J. & RAMALLO, G. (2000): Infection by *Contracaecum rudolphi* (Nematoda: Anisakidae) in the Neotropic Cormorant *Phalacrocorax brasilianus*, and fishes from the estuary of the Valdivia river, Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **35**: 101–108.

BIOMETRICAL PARAMETERS, SEXUAL AND AGE RELATIONS AND HEALTH SITUATION OF GREAT CORMORANT (*Phalacrocorax carbo*) IN HUNGARY

Gál, J., Gosztonyi, L. & Faragó, S.

SUMMARY

We examined 132 cormorant specimens, which were collected between August 2001 and December 2002. 17 of them originated from the Danube reach between Gönyű and Szob, 26 individuals were from the Fishponds at Rétszilas, and 89 individuals originated from the Lake Fehér and Fertő at Szeged. We defined the biometrical parameters characteristic of the species. Data taking age relations into consideration have not been published yet in Hungary. We could not reveal a significant difference between sexes and age relations.

The sex ratio of young cormorants in the sample was 1:1 and in the case of adult birds it was 1:0.6, which may mean a larger mortality rate for females.

56% of cormorants were young, and 44% were adult. In the case of male birds, the ratio of the young and adult was nearly the same (56.44%) and in the case of females, young ones there were nearly twice as many as the adult ones (63.37%).

Neither infectious nor other (non-infectious) diseases were found that might refer to pathological alteration.

The condition of cormorants during the whole year, independent of age group and sex, was quite good.

Parasites were exclusively found in the glandular stomach of cormorants. They all belonged to the only Nematoda species – *Contracaecum rudolphii* (their length is 5-13 cm). 96% of the birds were infected with this Nematoda species. The largest intensity of infection was 1.51 Nematoda/cm^2. The presence of the Nematoda caused no patomorphological alteration. It was assumed that the *Contracaecum rudolphii* individuals were commensalist parasites, helping digestion by loosening the tissues of fish when drilling into the body and helping digesting enzymes get into the body of the fish.

The lead (Pb) content of cormorants' liver is low, under 1 mg/kg on the average; however the mercury (Hg) content was high: Independent of sex and age group it was 2-10 mg/kg on the average.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.11

A KÁRÓKATONA (*Phalacrocorax carbo*) HALFOGYASZTÁSA MAGYARORSZÁGON

FISH CONSUMPTION OF GREAT CORMORANT (*Phalacrocorax carbo*) IN HUNGARY

Keresztessy Katalin[1], Gosztonyi Lívia[2] & Faragó Sándor[2]

[1]: VAS-HAL Bt. H–2234 Maglód, Darwin u. 7.
[2]: Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron

1. BEVEZETÉS

A magyarországi madárfauna néhány védett tagja esetében – azok táplálkozásából kifolyólag – bizonyos konfliktushelyzet alakult, illetve alakulhat ki a területeken halgazdálkodók és a természetvédelem között. Testméreteiket és egyedszámaikat tekintve két potenciális „konfliktusfaj" fordul elő nálunk: a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*). A szürke gém esetében a helyzet nem olyan akut, mint azt a kárókatonánál tapasztaljuk, hiszen e faj zsákmányolási módja, továbbá az a tény, hogy elsősorban nem haszonhalakat, hanem ún. szeméthalakat fogyaszt, a közvetlen konfliktust elenyészővé teszi. Igazolásképpen elmondható, hogy erre a fajra a halgazdálkodók nem is kértek gyérítési engedélyt mintaterületeinken.

Problémát jelent, hogy a halgazdálkodók számára jelentős anyagi kárt okozó kárókatonák kártétele egzakt módszerekkel nehezen felmérhető, illetve jelenleg nem áll rendelkezésre semmilyen támogatás a jövedelemkiesés kompenzálására. A kárókatona kérdése nem kizárólag magyar probléma, Európában – különösen Közép-Európában – Németországban, Ausztriában és Csehországban, de Dél-Európában Olaszországban és Spanyolországban is hasonló gondokat jelent.

A hazai szakirodalmi adatoknak nem túl széles köre áll rendelkezésre a kárókatonák táplálékspektrumát, napi halfogyasztását, a zsákmányméretet illetően.

A kárókatonák majdnem kizárólag halevők. Vagy egyesével, vagy csapatban, szabályos terelőhalászatot folytatva szerzik táplálékukat. Télen a Duna mentén, szaporodási időszakban a fészektelepek környékén akár 30-50 km-es távolságot is megtesznek táplálékáért. A zsákmányért 3-9 m, rendszerint azonban csak 1-3 m mélyre buknak le. Többnyire a lábukat, ritkán a szárnyukat használják a 16-60 másodperces merüléshez (CRAMP & SIMMONS, 1977).

A Kis-Balatonnál gyűjtött a kárókatona-köpetekből kilenc halfajt mutattak ki táplálékában. Domináns a ponty (*Cyprinus carpio*) (73%) és az angolna (*Anguilla anguilla*) (15%), emellett bodorka, dévérkeszeg, ezüstkárász, compó (2-2%), valamint kisebb részt busa, sügér, garda is szerepelt az elfogyasztott halfajok között (GERE *et al.*, 1986). Az elfogyasztott táplálék fajösszetételét tekintve a kárókatona bármilyen halat elfogyaszt, amit egyszerű lenyelni (FŰRÉSZ, 1998).

Az elfogyasztott hal napi mennyiségére vonatkozóan 400-600 g körüli értékeket találunk a hazai közlések többségében (GUTI & KERESZTESSY, 1997; FŰRÉSZ, 1998). A kis-balatoni kárókatonák napi halfogyasztása a kalkulációk szerint testtömegük 22-25%-át tette ki: a 26 napos fióka napi halfogyasztására 573 g-os, a felnőtt (min. 2200 g-os) egyedekre pedig 550 g-os értéket kaptak (GERE *et al.*, 1986). A KÁRPÁTOK NEMZETKÖZI TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET által készített, a kárókatona halastavi kártételét elemző tanulmány szintén 500 g-mal számol (OLÁH, 2001).

A zsákmányolt halak méretére vonatkozóan ponty esetén 12,8-22,6 cm-t, angolna esetén 36,9-56,5 cm-t állapít meg GERE *et al.* (1986).

Mindezen ismeretek bővítése, aktualizálása okán kaptuk a megbízást a KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTÉRIUMtól „*A kárókatona és a szürke gém táplálkozása védett és nem védett vizes élőhelyeken*” című program megvalósítására. Kutatásaink célja a kárókatona táplálkozásának jelenkori vizsgálata, predációs terhelésének és ezen keresztül gazdasági jelentőségének meghatározása tógazdasági és természetes vízi viszonyok között.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. Táplálkozásbiológiai elemzések

A vizsgálatokat három hazai vizes élőhelyen végeztük, olyanokon, amelyek fontos kárókatona-élőhelyek, és halgazdálkodási szempontból is nemkülönben kiemelkedő jelentőségűek, de eltérő topográfiai elhelyezkedésűek, illetve eltérő vizes élőhelytípusokat is képviselnek. Természetes folyóvizek képviseletében a Duna Gönyű és Szob közötti szakaszát vizsgáltuk, halastavak közül pedig a Mezőföldön található Rétszilasi-halastavakat, továbbá a Dél-Alföldön a szegedi Fehér-tavat és a Szegedi-Fertőt.

Duna, Gönyű és Szob közti szakasz **–** *Koordináták*: 47,7279°–47,8229° N; 17,8240°–18,8414° E
Területe: Az 1791–1708 folyamkilométerek között területe 4842 ha (hossza 83 fkm). E szakaszon kezdődik a Duna alsó folyású régiója. A szakaszra az erős kultúrhatás jellemző, itt húzódik a Duna-menti ipari agglomeráció. E szakaszon viszonylag kicsi a mellékágak száma, de a hordaléklerakás jelentős, ezért rendszeres mederkotrás folyik. A zátonyok, szigetek, kőgátak, de maga a víz is fontos pihenő- és éjszakázóhelyek a libák és a kárókatonák, s élőhelyek valamennyi vízivad számára.

Rétszilasi-halastavak **–** *Koordináták:* 46,7950°–46,8687° N; 18,5556°–18,6009° E
Területe: Mintegy 840 ha, ebből 588 ha vízfelület, a maradék nádas. A terület a XIX. század végéig mocsár volt, később rizst termesztettek itt. A halastórendszert az 1940-es években alakították ki. A 18 tóegység vízellátását a keleti határon húzódó Nádor-csatorna és a nyugati határán folyó Malom-csatorna biztosítja. A nádasodás mértéke igen jelentős, ami magas fokú természetszerűséget biztosít a tavaknak.1996 óta országos jelentőségű természetvédelmi terület (1495,5 ha), 1997 óta Ramsari terület (1508 ha).

Szegedi Fehér-tó **–** *Koordináták:* 46,3033°–46,3499° N; 20,0666°–20,1346° E
és Szegedi-Fertő 46,3177°–46,3560° N; 20,1367°–20,1792° E

Területe: A szegedi Fehér-tó területe 1506 ha, a Szegedi-Fertőé 628 ha. A Fehér-tó medre a Tisza szabályozása előtt annak árteréhez tartozott. 1872-ben, 1928–30-ban és 1941–42-ben csatornákkal hálózták be a területet, ezzel megszűnt a tó szeszélyes vízjárása. A halastórendszer 1928–1964 között fokozatosan építve érte el mai állapotát. Eredeti lúgos vízét a Tisza édes vize váltotta fel, s a sekély víz helyett ma 1-1,3 m mély halastavakat találunk. A Fehér-tó mind a Tisza vonalán vonuló, mind a Duna–Tisza közi tóláncolatot követő vízimadár-csapatok fontos, ezért a Dél-Alföld egyik legnagyobb és legforgalmasabb megálló-, éjszakázó- és esetenként telelőhelye.
Státus: 1935-ben 200 ha-on itt létesült Magyarország első madárrezervátuma. 1976 óta a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzet része, 1979 óra Ramsari terület.

A mintagyűjtést 2001 augusztusa és 2002 decembere között végeztük el. **151** kárókatonát vizsgáltunk, amelyek közül **17** pld. a Duna Gönyű és Szob közti szakaszáról, **26** pld. a Rétszilasi-halastavakról, **108** pld. pedig szegedi Fehér-tóról és a Szegedi-Fertőről származott.

A három mintaterületről származó kárókatonák táplálkozásvizsgálata az összegyűjtött és lefagyasztott példányok laboratóriumban történő boncolásán, illetve értékelésén alapult. A

kárókatonák tápcsatornái tartalmának vizsgálatára a SZENT ISTVÁN EGYETEM MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KARA MTA–SZIE ALKALMAZOTT ÁLLATGENETIKAI ÉS BIOTECHNOLÓGIAI KUTATÓCSOPORTjának a laboratóriumában került sor. A testméretadatok felvételezése után a kárókatonákat a hasi oldalukon felnyitottuk. A megnyitott mirigyes- és zúzógyomrok tartalmát lemértük, majd 80%-os alkoholban tároltuk a táplálékfajok meghatározásáig. A tápcsatornából különböző emésztési stádiumokban lévő halmaradékok kerültek elő. Ezek esetében meghatároztuk a halfajt, illetve annak korát, testtömegét és hosszát. A testtömeg meghatározása digitális analitikai mérleg, míg a testhossz meghatározása mérőszalag segítségével történt. A kor meghatározása esetén a feltételezett testméret adatokat, illetve a pikkelyévgyűrűk számát vettük figyelembe (KNOLLSEISEN, 1996). A halfaj meghatározása során sok esetben – a nagyfokú emésztettség miatt – csupán az előkerült garatfogakra támaszkodhattunk.

Végül a halfajok magyar és latin tudományos nevének megadásakor HARKA & SALLAI (2004) közléséhez tartottuk magunkat, illetve az időközben bekövetkező halfajnév-változások esetében a FISH BASE oldal (www.fishbase.org) fajneveit is figyelembe vettük.

2.2. A halállományok összetételének elemzése

A mintaterületek halközösségeinek értékelését a tógazdasági lehalászások kapcsán, illetve dunai halfaunisztikai adatgyűjtés alapján végeztük. A gyűjtésekhez egyenáramú elektromos kutató halászgépet (RADET IUP-12 típus) használtunk, amely a legkevésbé szelektív és egyben a legkíméletesebb módszer. A kutató halászgépre pulzáló egyenáram, 2-15 A áramerősség és 20-100 Hz frekvencia a jellemző. Kiegészítő módszerként – a teljesebb halfaunalista összeállítása érdekében kerítőhálót (60×60 mm-es, illetve 80×80 mm-es szembőségű) és emelőhálót (2×3 mm szembőségű) is használtunk. A Dunán a szezonális halfaunisztikai vizsgálatokat Gönyűnél, Süttőnél, Komáromnál és Szobnál végeztük, évszakonként és helyenként két-két alkalommal.

2.3. A feldolgozás és kiértékelés módja

Vizsgáltuk a különböző halfajok előfordulását a mintákban az egyedszám és a biomassza tekintetében. A különböző vizsgálati helyekről származó kárókatonából nyert táplálékmaradvány mintákat összevetettük részben a tógazdaságokban, részben természetes folyóvízben élő, a táplálékot jelentő halállományok összetételével. Ez az adatgyűjtés biztosította azt, hogy a vizsgálati időszakra rendelkezésre álltak a táplálék kínálat és a táplálék használat adatai. E két adatsor alapján számítottuk ki a preferenciát számszerűsítő az IVLEV-indexet (E_i) (IVLEV, 1961):

$$E_i = \frac{(r_i - p_i)}{(r_i + p_i)}$$

ahol

r_i = a tápláléknem relatív használata
p_i = a tápláléknem relatív kínálata

A halevő madarak jelenléte, táplálkozása – mint a bevezetőben említettük – konfliktushelyzetet jelenthet a halgazdálkodás és a madárvédelem, természetvédelem között. A tógazdaságok érdeke a gazdaságosabb termelés, a természetvédelem ugyanakkor a vadon előforduló állatok védelme kapcsán figyelmet szentel a kárókatonák állományainak. Ezért feldolgozásunk során kalkuláltuk a három vizsgálati területen, a *Magyar Vízivad Monitoring* mintaterületein és Magyarországon a kárókatonák becsült havi és éves halfogyasztását, ezáltal

e fajnak a halállományra kifejtett táplálkozási nyomását. A számítások során **0,5** kg/nap táplálékmennyiséggel számoltunk.

3. EREDMÉNYEK

3.1. A mintaterületek táplálékkínálata

Megvizsgáltuk a kínálatként jelentkező táplálékszervezetek, a halfajok jelenlétét mind a természetes vízen, mind a két tógazdaságban. A halfaunisztikai gyűjtéseket szezonálisan végeztük. A tógazdaságokban az őszi lehalászások alkalmával vizsgáltuk a tenyésztett és a járulékos halként megjelenő halfajok arányát.

A tógazdaságokban **14** fajt lehetett kimutatni (**1. táblázat**). Természetesen a domináns halfaj a ponty (*Cyprinus carpio*) volt, mellette hasonló gyakorisággal a járulékos fajoknak tekinthető kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*) és a törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) vannak jelen. További fontos ún. haszonhal a busa, de vele azonos gyakoriságú az ezüstkárász is. A legtöbb járulékos hal, de még a csuka és a süllő is a táplálóvizekkel kerül a tavakba a többi fajnál kisebb gyakorisággal. A fajlistában egyetlen védett halat lehetett kimutatni, a szivárványos öklét (*Rhodeus sericeus*), amelynek hazai állománya nincs veszélyben.

A dunai fajlistában **27** fajt tudtunk nevesíteni (**2. táblázat**) (a Dunából kimutatott, ismert fajszám **45)** (**3. táblázat**). *Egyedszám alapján* a domináns fajok a küsz (*Alburnus alburnus*), az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), a bodorka (*Rutilus rutilus*), a törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) és a Kessler-géb (*Neogobius kessleri*) voltak. Produkcióbiológiai, anyagforgalmi és gazdálkodási szempontból (azaz *biomassza szerint*) jelentősebb tömegértékként viszont a menyhal (*Lota lota*), a balin (*Aspius aspius*), a csuka (*Esox lucius*), a küsz (*Alburnus alburnus*) és a paduc (*Chondrostoma nasus*) prioritása volt a meghatározó. A fajlistában is csak egyetlen – alacsony gyakoriságú – védett halfajt lehetett kimutatni, ugyancsak a szivárványos öklét (*Rhodeus sericeus*), amelynek állománya így itt sincs veszélyben.

1. táblázat: A halfajok gyakorisága a két vizsgált tógazdaságban
Table 1: Abundance of the fish species in the investigated fish ponds

Halfajok – Fish species	**gyakoriság**
amur (*Ctenopharyngodon idella*)	+
küsz (*Alburnus alburnus*)	+
keszegfaj (*Abramis* sp.)	+
ponty (*Cyprinus carpio*)	+++
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	++
szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*)	**+**
kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	+++
busafaj (*Hypophthalmichtys* sp.)	++
harcsa (*Silurus glanis*)	+
törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*)	++ (+)
csuka (*Esox lucius*)	+
sügér (*Perca fluviatilis*)	+
vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*)	+
süllő (*Sander lucioperca*)	+

Jelmagyarázat: **vastag betűvel a védett halfajok** neve szerepel
Gyakoriság kifejezése: +: ritka, 1-5 pld./100 m^2 mintavételi területen;
++: közepesen gyakori, 5-10 pld./100 m^2;
+++: igen gyakori, >10 pld./100 $m^{2;}$

2. táblázat: A Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán gyűjtött halfajok mennyiségi viszonyai

Table 2: Abundance of the fish species collected in the River Danube between Gönyű and Szob

Halfajok – Fish species	**Egyedszám** (db)	**Biomassza** (kg/ha)	**Korcsoport** (év-year)
bodorka (*Rutilus rutilus*)	46	9,1	1
domolykó (*Squalius* (*Leuciscus*) *cephalus*)	22	22,8	1-2
jász (*Leuciscus idus*)	6	5,5	1
paduc (*Chondrostoma nasus*)	53	54,5	1-2
balin (*Aspius aspius*)	7	224	1-3
küsz (*Alburnus alburnus*)	73	62,8	1-2
márna (*Barbus barbus*)	10	8,9	1
dévérkeszeg (*Abramis brama*)	9	12,7	1-2
szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*)	2	2,3	1
halványfoltú küllő (*Romanogobio* (*Gobio*) *albipinnatus*)	16	5,9	1-2
homoki küllő (*Gobio kessleri*)	4	1,5	1-2
ponty (*Cyprinus carpio*)	2	1,1	1
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	51	17,7	1-2
szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*)	7	1,0	1-2
kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	5	0,7	1-2
kövicsík (*Barbatula barbatula*)	9	4,2	1-4
vágócsík (*Cobitis elongatoides*)	7	2,3	1-4
törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*)	39	13,7	1-2
csuka (*Esox lucius*)	9	84,6	1-2
menyhal (*Lota lota*)	11	348	1-4
sügér (*Perca fluviatilis*)	13	15,9	1-3
széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*)	6	13,2	2-4
selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*)	5	12,1	2-3
süllő (*Sander lucioperca*)	2	8,5	1-2
kősüllő (*Sander volgense*)	1	2,4	1
folyami géb (*Neogobius fluviatilis*)	7	2,2	1-3
Kessler-géb (*Neogobius kessleri*)	26	13,4	1-3

Jelmagyarázat: **vastag betűvel a védett halfajok** neve szerepel

3. táblázat: A Duna Gönyű-Szob közti szakaszán előforduló halfajok és gyakoriságuk

Table 3: Relative abundance of the fish species in the River Danube between Gönyű and Szob

Halfajok – Fish species	**gyakoriság**
dunai ingola (*Eudontomyzon mariae*)	**+**
kecsege (*Acipenser ruthenus*)	+
angolna (*Anguilla anguilla*)	+
bodorka (*Rutilus rutilus*)	++
amur (*Ctenopharyngodon idella*)	+
veresszárnyú keszeg (*Scardinius erythropthalmus*)	++
domolykó (*Squalius* (*Leuciscus*) *cephalus*)	+++
jász (*Leuciscus idus*)	+
balin (*Aspius aspius*)	++
küsz (*Alburnus alburnus*)	+++
karikakeszeg (*Abramis bjoerkna*)	+
dévérkeszeg (*Abramis brama*)	+++
laposkeszeg (*Abramis ballerus*)	+
bagolykeszeg (*Abramis sapa*)	+
szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*)	+
garda (*Pelecus cultratus*)	+

3. táblázat (folyt.): A Duna Gönyű-Szob közti szakaszán előforduló halfajok és gyakoriságuk

Table 3 (cont.): Relative abundance of the fish species in the River Danube between Gönyű and Szob

Halfajok – Fish species	**gyakoriság**
paduc (*Chondrostoma nasus*)	++
márna (*Barbus barbus*)	++
fenékjáró küllő (*Gobio gobio*)	**+**
halványfoltú küllő (*Romanogobio (Gobio) albipinnatus*)	**+**
homoki küllő (*Gobio kessleri*)	**+**
kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	+
szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*)	**+**
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	+++
kárász (*Carassius carassius*)	+
ponty (*Cyprinus carpio*)	+
kövicsík (*Barbatula barbatula*)	**+**
réticsík (*Misgurnus fossilis*)	**+**
vágócsík (*Cobitis elongatoides*)	**+**
törpecsík (*Sabanejewia aurata*)	**+**
harcsa (*Silurus glanis*)	++
törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*)	++
csuka (*Esox lucius*)	++
menyhal (*Lota lota*)	++
naphal (*Lepomis gibbosus*)	+
sügér (*Perca fluviatilis*)	++
vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*)	++
széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*)	**++**
selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetzer*)	**++**
süllő (*Sander lucioperca*)	+
kősüllő (*Sander volgense*)	+
magyar bucó (*Zingel zingel*)	**+**
tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*)	+
folyami géb (*Neogobius fluviatilis*)	+
Kessler-géb (*Neogobius kessleri*)	+++

Jelmagyarázat: **vastag betűvel a védett halfajok** neve szerepel

Gyakoriság kifejezése: +: ritka, 1-5 pld./100 m^2 mintavételi területen;
++: közepesen gyakori, 5-10 pld./100 m^2;
+++: igen gyakori, >10 pld./100 m^2;

3.2. Táplálkozás- és táplálékpreferencia-vizsgálatok

Saját táplálkozásbiológiai vizsgálataink során meghatároztuk a tógazdaságokból, illetve a Dunáról származó kárókatonák tápcsatornájában talált halmaradékok fajösszetételét egyedszám és biomassza alapján egyaránt. A nyert eredményeket összesítettük. Halfajokra lebontva mutattuk ki a zsákmányolt halak átlagos méreteit. Meghatároztuk továbbá a mintaterületeinkről származó üres és a nem üres gyomrú egyedek arányát és az előkerült halmaradékok átlagos tömegét.

A **szegedi Fehér-tavon** elejtett kárókatonák (n=108) tápcsatornájában talált táplálékállat-maradékok átlagos tömege **91,59 g** volt. Az üres és a halmaradékot tartalmazó gyomrú egyedek aránya **24% : 76%.** Tehát a Fehér-tóról származó 108 kárókatonából 82 madárnak volt mérhető mennyiségű halmaradvány (kilenc faj) a tápcsatornájában, 26 madár tápcsatornája viszont üres volt. A legfontosabb zsákmányállat a ponty (86,2 tömeg%) volt, értékelhető volt még az ezüstkárász (5,0 tömeg%), a kínai razbóra (3,9 tömeg%), a harcsa és a sügér (3,1-3,1 tömeg%) (**4–5. táblázat**).

4. táblázat: A szegedi Fehér-tónál gyűjtött kárókatonák (n=82) gyomrában előforduló halfajok %-os aránya az egyedszám alapján

Table 4: Dominance of fish species after number in the stomachs of Cormorants (n=82) at the Lake Fehér at Szeged

Halfaj – Fish species	**előfordulási %**
dévérkeszeg (*Abramis brama*)	1,0%
ponty (*Cyprinus carpio*)	29,5%
busafajok (*Hypophthalmichtys molitrix, H. nobilis*)	0,5%
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	5,0%
kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	53,5%
törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*)	1,5%
harcsa (*Silurus glanis*)	0,5%
sügér (*Perca fluviatilis*)	1,5%
vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*)	1,0%
azonosíthatatlan – unidentifiable	6,0%

5. táblázat: A szegedi Fehér-tónál gyűjtött kárókatonák (n=82) gyomrában előforduló halfajok %-os aránya a biomasszaértékek alapján

Table 5: Dominance of fish species after biomass in the stomachs of Cormorants (n=82) at the Lake Fehér at Szeged

Halfaj – Fish species	**tömeg%**
dévérkeszeg (*Abramis brama*)	0,04%
ponty (*Cyprinus carpio*)	86,2%
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	1,6%
kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	3,9%
törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*)	1,4%
harcsa (*Silurus glanis*)	3,1%
sügér (*Perca fluviatilis*)	3,1%
vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*)	0,1%

A **Rétszilasi-halastavakon** elejtett kárókatonák (n=26) tápcsatornájában talált halmaradék átlagos tömege **85,29 g** volt. Az üres és a halmaradékot (öt faj) tartalmazó gyomrú egyedek aránya **27% : 73%** volt**.** Tehát 19 madárnak volt mérhető mennyiségű halmaradvány a tápcsatornájában, hét madár gyomra üres volt. A legfontosabb zsákmányállat az ezüstkárász (46,7 tömeg%) és a ponty (46,2 tömeg%) voltak, értékelhető volt még a kínai razbóra (3,9 tömeg%), az amur (4,4 tömeg%) és a csuka (2,4 tömeg%) (**6–7. táblázat**).

6. táblázat: A Rétszilasi-halastavaknál gyűjtött kárókatonák (n=19) gyomrában előforduló halfajok %-os aránya az egyedszám alapján

Table 6: Dominance of fish species after number in the stomachs of Cormorants (n=19) at the Fishponds near Rétszilas

Halfaj – Fish species	**előfordulási %**
amur (*Ctenopharyngodon idella*)	4,5%
ponty (*Cyprinus carpio*)	22,7%
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	40,9%
kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	13,7%
csuka (*Esox lucius*)	4,5%
azonosíthatatlan – unidentifiable	13,7%

7. táblázat: A Rétszilasi-halastavaknál gyűjtött kárókatonák (n=19) gyomrában előforduló halfajok %-os aránya a biomasszaértékek alapján

Table 7: Dominance of fish species after biomass in the stomachs of Cormorants (n=19) at the Fishponds near Rétszilas

Halfaj – Fish species	**tömeg%**
amur (*Ctenoparyngodon idella*)	4,4%
ponty (*Cyprinus carpio*)	46,2%
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	46,7%
kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	0,4%
csuka (*Esox lucius*)	2,4%

A **Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán** elejtett kárókatonákban (n=16) talált maradékok átlagos tömegére **235,6 g**-ot mértünk. Az üres és a halmaradékot tartalmazó gyomrú egyedek aránya **59% : 41%** volt. Itt tehát a 17 kárókatonából hét madárnak volt mérhető mennyiségű halmaradvány a tápcsatornájában, a maradék tíz madár tápcsatornája pedig üres volt. A legfontosabb zsákmányállat a ponty (29,9 tömeg%) és a domolykó (29,9 tömeg%) voltak, megközelítette ezt az értéket a bodorka (25,9 tömeg%), továbbá értékelhető volt még a kecsege (14,3 tömeg%) is (**8–9. táblázat**).

8. táblázat: A Duna Gönyű és Szob közötti szakaszáról származó kárókatonák (n=7) gyomortartalmában előforduló halfajok %-os aránya az egyedszám alapján

Table 8: Dominance of fish species after number in the stomachs of Cormorants (n=7) at the Danube River between Gönyű and Szob

Halfaj –Fish species	**előfordulási %**
kecsege (*Acipenser ruthenus*)	25,0%
bodorka (*Rutilus rutilus*)	12,5%
domolykó (*Squalius (Leuciscus) cephalus*)	12,5%
ponty (*Cyprinus carpio*)	50,0%

9. táblázat: A Duna Gönyű és Szob közötti szakaszáról származó kárókatonák (n=7) gyomortartalmában előforduló halfajok %-os aránya a biomasszaértékek alapján

Table 9: Dominance of fish species after biomass in the stomachs of Cormorants (n=7) at the Danube River between Gönyű and Szob

Halfaj – Fish species	**tömeg%**
kecsege (*Acipenser ruthenus*)	14,3%
bodorka (*Rutilus rutilus*)	25,9%
domolykó (*Squalius (Leuciscus) cephalus*)	29,9%
ponty (*Cyprinus carpio*)	29,9%

A mindhárom mintaterületről származó pozitív mintákban (n=108) összesen **14** halfajt tudtunk kimutatni táplálékállatként (**10. táblázat**). A tógazdaságokból származó kárókatonák 70%-ában volt meghatározható a hal faja, nagysága, kora, további 15% gyomra tartalmazott ugyan halmaradékot, de ezek esetében már felismerhetetlen volt a fogyasztott táplálék. Az összes madár mindössze 15%-ának volt üres a gyomra.

10. táblázat: Az összes mintában (n=108) előforduló halfajok %-os aránya az egyedszám és a biomasszaértékek alapján

Table 10: Dominance of fish species after number and biomass in the stomachs of Cormorants (n=108)

Halfaj – Fish species	**egyedszám %**	**biomassza %**
kecsege (*Acipenser ruthenus*)	0,43	2,45
amur (*Ctenoparyngodon idella*)	0,43	0,78
bodorka (*Rutilus rutilus*)	0,43	4,36
domolykó (*Squalius* (*Leuciscus*) *cephalus*)	0,87	5,09
dévérkeszeg (*Abramis brama*)	0,87	0,03
busa (*Hypophthalmichtys molitrix, H. nobilis*)	1,30	*
ponty (*Cyprinus carpio*)	29,26	67,77
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	8,16	8,85
razbóra (*Pseudorasbora parva*)	47,50	5,00
törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*)	1,30	0,90
harcsa (*Silurus glanis*)	0,43	2,00
csuka (*Esox lucius*)	0,43	0,40
sügér (*Perca fluviatilis*)	1,30	2,31
vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*)	0,87	0,05
azonosíthatatlan – unidentifiable	6,22	

*csak garatfog maradt, a biomasszát nem sikerült becsülni

Táplálkozásbiológiai szempontból a *két tógazdaságból származó kárókatonák halfogyasztásában nem volt jelentős különbség* (**4–7. táblázat**). Mindkét helyen megfigyelhető volt a *ponty* és valamely járulékos halfaj magasabb aránya. Ez a járulékos halfaj Rétszilason az *ezüstkárász* (**6–7. táblázat**), Szegeden pedig a *kínai razbóra* (4–**5. táblázat**) volt. Rétszilas esetében ez azzal magyarázható, hogy a madarak egy részét a Nádor-csatornán ejtették el, ez pedig főként ezüstkárászban bővelkedik. A szegedi Fehér-tóról származó minták esetén tapasztalható magas kínairazbóra-számot pedig az egyik madárban talált 96 példány razbóra emelte meg.

A kárókatonák tápcsatornájában talált halmaradványok átlagos tömege, mérete és fajösszetétele, csak a természetes víz és a halgazdaság viszonyában mutatott értékelhető eltérést.

A Dunán gyűjtött kárókatonák 53%-a tartalmazott halmaradékot, és a madarak 47%-a üres gyomrú volt. A dunai kárókatonák tápcsatorna-tartalmának átlagtömege – **235,6 g** – több mint kétszerese a tógazdaságban elejtett madarak ugyanezen átlagtömegének – **91,59 g** és **85,29 g**. *A Dunán táplálkozó madarak gyomrában talált nagyobb mennyiségű halmaradvány valószínűleg a ritkább táplálkozással magyarázható. Erre utal az üres gyomrok lényegesen – háromszor – magasabb aránya is.*

Ha a zsákmányhalak hosszúságának átlagértékeit vizsgáljuk, akkor hasonló megállapításra juthatunk. A Dunáról származó halak átlagos hosszméretei – domolykó 26,5 cm, bodorka 28 cm, kecsege 33 cm – is jóval magasabbak, mint a tógazdaságokból származó ugyanezen halfajok közepes hosszúsági adatai (**11. táblázat**).

11. táblázat: Az elfogyasztott halak átlagos becsült, illetve meghatározott hosszméretei
Table 11: Average body length of consumed fish species

Halfaj – Fish species	**hossz** – length (cm)
kecsege (Duna) (*Acipenser ruthenus*)	33
amur (*Ctenoparyngodon idella*)	22
bodorka (Duna) (*Rutilus rutilus*)	28
domolykó (Duna) (*Squalius* (*Leuciscus*) *cephalus*)	26,5
dévérkeszeg (*Abramis brama*)	6
ponty (*Cyprinus carpio*)	14,1
ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	8,3
razbóra (*Pseudorasbora parva*)	2,7
törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*)	11,3
harcsa (*Silurus glanis*)	27,5
csuka (*Esox lucius*)	16
sügér (*Perca fluviatilis*)	21,5
vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*)	4,8
azonosíthatatlan – unidentifiable	6,4

A Duna esetében – ahol rendelkezésre álltak mind egyedszámra, mind tömegre vonatkoztatva a zsákmány és a halfauna dominanciaviszonyai – a fogyasztás és a kínálat összehasonlító értékelését, azaz a preferenciaviszonyokat is az IVLEV-index használatával vizsgáltuk:

Ponty	Egyed:	fogyasztás: 50,0%	kínálat: 0,45%	**Iv_E: +0,98**
	Tömeg:	fogyasztás: 29,9%	kínálat: 0,17%	**Iv_G: +0,99**
Domolykó	Egyed:	fogyasztás: 12,5%	kínálat: 4,91%	**Iv_E: +0,44**
	Tömeg:	fogyasztás: 29,9%	kínálat: 3,57%	**Iv_G: +0,79**
Bodorka	Egyed:	fogyasztás: 12,5%	kínálat: 10,27%	**Iv_E: +0,10**
	Tömeg:	fogyasztás: 25,9%	kínálat: 3,57%	**Iv_G: +0,76**

Egy negyedik táplálékfajt, a kecsegét saját vizsgálataink nem mutatták ki, de jelenlétét a kárókatona gyomortartalom mellett a horgászok fogásai is mutatják. Mint látható a másik *három faj – közülük is különösen a ponty – mind egyedszámok, mind biomassza alapján preferált*.

3.3. A kárókatona halfogyasztásának mértéke

A három mintaterületen végzett számlálások alapján kalkulálható a kárókatonák minimális, átlagos és maximális példányszáma, havi bontásban, a monitoring kilenc hónapjára vonatkoztatva és az év során összesen. A példányszám mellett **0,5 kg/nap/kárókatona** táplálékmennyiséggel számoltunk.

A **Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán** észlelt kárókatonák, ha a hónap minden napján az adott hónapban megfigyelt minimális mennyiség lenne jelen, akkor az augusztustól áprilisig terjedő időszakban **1,5 t** halat fogyasztanának el, amennyiben az egyedszám havi középértékeit vesszük, akkor ez a mennyiség **49,3 t**, amennyiben pedig az észlelt maximumok fordulnának mindig elő, akkor a kilenhónapos halfogyasztás **155,8 t** lenne (**12. táblázat** és **1. ábra**).

A **Rétszilasi-halastavakon** észlelt kárókatonák, ha a hónap minden napján az adott hónapban megfigyelt minimális mennyiség lenne jelen, akkor az augusztustól áprilisig terjedő

időszakban **0,8 t** halat fogyasztanának el, amennyiben az egyedszám havi középértékeit vesszük, akkor ez a mennyiség **6,3 t**, amennyiben pedig az észlelt maximumok fordulnának mindig elő, akkor a kilenchónapos halfogyasztás **13,3 t** lenne (**13. táblázat** és **2. ábra**).

A **szegedi Fehér-tavon** és a **Szegedi-Fertőn** észlelt kárókatonák, ha a hónap minden napján az adott hónapban megfigyelt minimális mennyiség lenne jelen, akkor az augusztustól áprilisig terjedő időszakban **1,6 t** halat fogyasztanának el, amennyiben az egyedszám havi középértékeit vesszük, akkor ez a mennyiség **10,4 t**, amennyiben pedig az észlelt maximumok fordulnának mindig elő, akkor a kilenchónapos halfogyasztás **25,4 t** lenne (**14. táblázat** és **3. ábra**).

A **Magyar Vízivad Monitoring megfigyelési helyein** észlelt kárókatonák, ha a hónap minden napján az adott hónapban megfigyelt minimális mennyiség lenne jelen, akkor az augusztustól áprilisis terjedő időszakban **319,2 t** halat fogyasztanának el, amennyiben az egyedszám havi középértékeit vesszük, akkor ez a mennyiség **460,6 t**, amennyiben pedig az észlelt maximumok fordulnának mindig elő, akkor a kilenchónapos halfogyasztás **602,9 t** lenne (**15. táblázat** és **4. ábra**).

A **Magyarországon** tartózkodó kárókatonák felnőtt egyedei – kalkulációink szerint – az év 12 hónapja során 2425,5 t halat fogyasztanak el. Ehhez járul még az átlagosan mintegy 4400 felnevelkedett fiatal táplálékául szolgáló 2,2 t halmennyiség. E kettő összegéből következik, *hogy a kárókatonák évente becsléseink szerint mintegy **2428 t** halat fogyasztanak el Magyarországon* (**16. táblázat** és **5. ábra**).

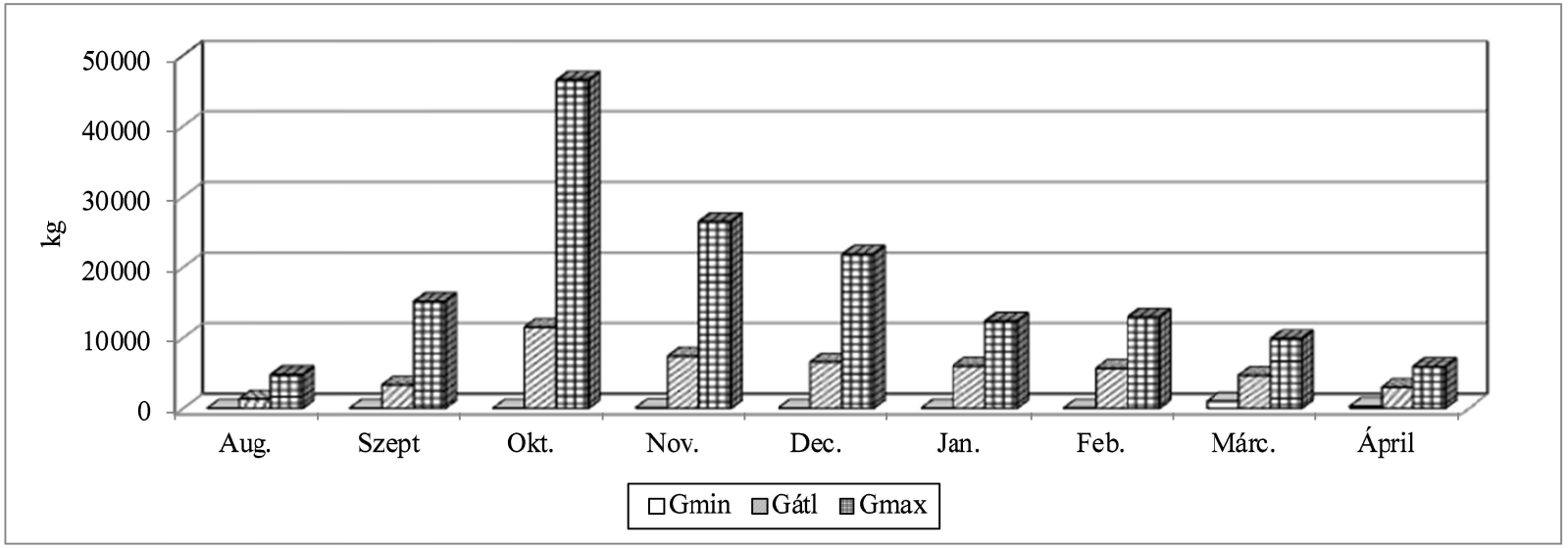


Táplálkozó kárókatona (Fotó: HORVÁTH ÁDÁM)

12. táblázat: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán

Table 12: Mass of the fish consumed by Cormorants on the River Danube between Gönyű and Szob

	Aug. 31 nap	Szept 30 nap	Okt. 31 nap	Nov. 30 nap	Dec. 31 nap	Jan. 31 nap	Feb. 28 nap	Márc. 31 nap	Április 30 nap
1 madár/nap (kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1 madár/hó (kg)	15,5	15	15,5	15	15	15,5	14	15,5	15
Minimum	1	1	1	5	1	2	3	64	19
Átlag	84,67	219,44	740,18	492,50	422,94	386,44	404,11	300,37	197,00
Maximum	308	1010	3000	1765	1409	796	923	637	396
G_{min}	15,50	15,00	15,50	75,00	15,50	31,00	42,00	992,00	285,00
$G_{átl}$	1312,39	3291,60	11472,79	7387,50	6555,57	5989,82	5657,54	4655,74	2955,00
G_{max}	4774,00	15150,00	46500,00	26475,00	21839,50	12338,00	12922,00	9873,50	5940,00



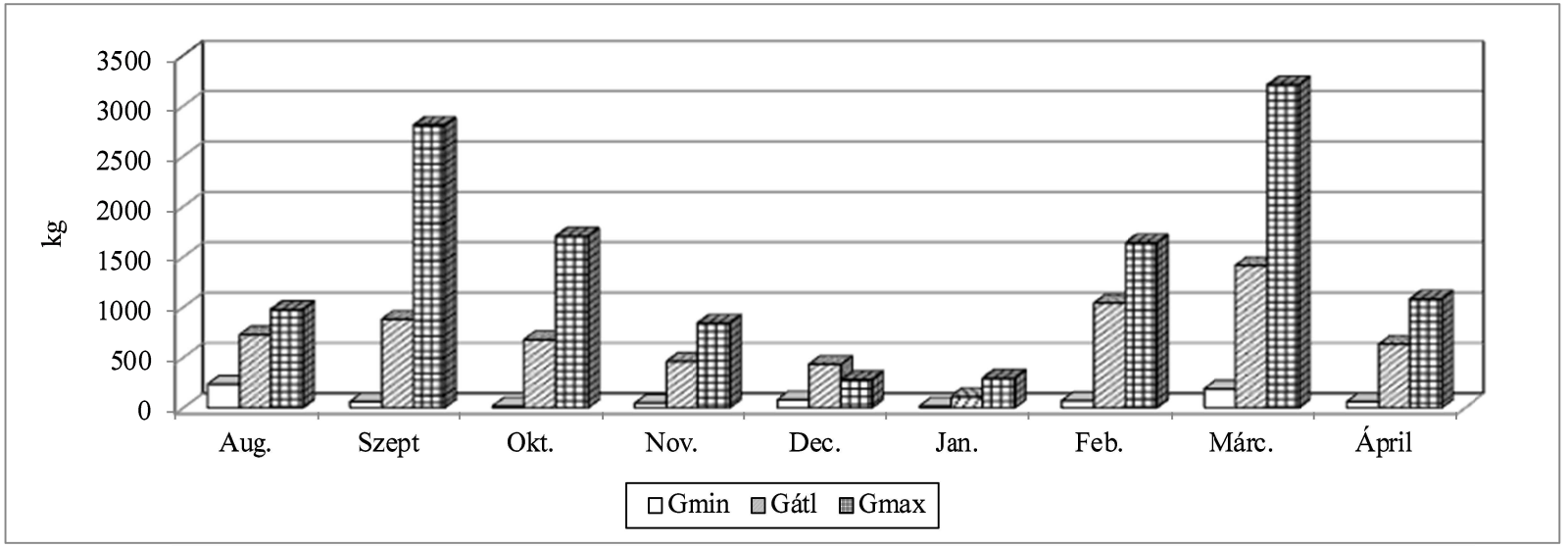
1. ábra: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Duna Gönyű és Szob közötti szakaszán

Figure 1: Mass of the fish consumed by Cormorants on the River Danube between Gönyű and Szob

13. táblázat: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Rétszilasi-halastavakon

Table 13: Mass of the fish consumed by Cormorants on the Fishponds at Rétszilas

	Aug. 31 nap	Szept 30 nap	Okt. 31 nap	Nov. 30 nap	Dec. 31 nap	Jan. 31 nap	Feb. 28 nap	Márc. 31 nap	Ápril 30 nap
1 madár/nap (kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1 madár/hó (kg)	15,5	15	15,5	15	15,5	15,5	14	15,5	15
Minimum	15	4	1	3	5	1	5	12	4
Átlag	46,75	58,50	43,50	30,67	27,75	7,00	74,20	91,00	42,00
Maximum	63	187	110	56	47	19	117	207	72
$\mathbf{G_{min}}$	232,50	60,00	15,50	45,00	77,50	15,50	70,00	186,00	60,00
$\mathbf{G_{átl}}$	724,63	877,50	674,25	460,05	430,13	108,50	1038,80	1410,50	630,00
$\mathbf{G_{max}}$	976,50	2805,00	1705,00	840,00	278,50	294,50	1638,00	3208,50	1080,00



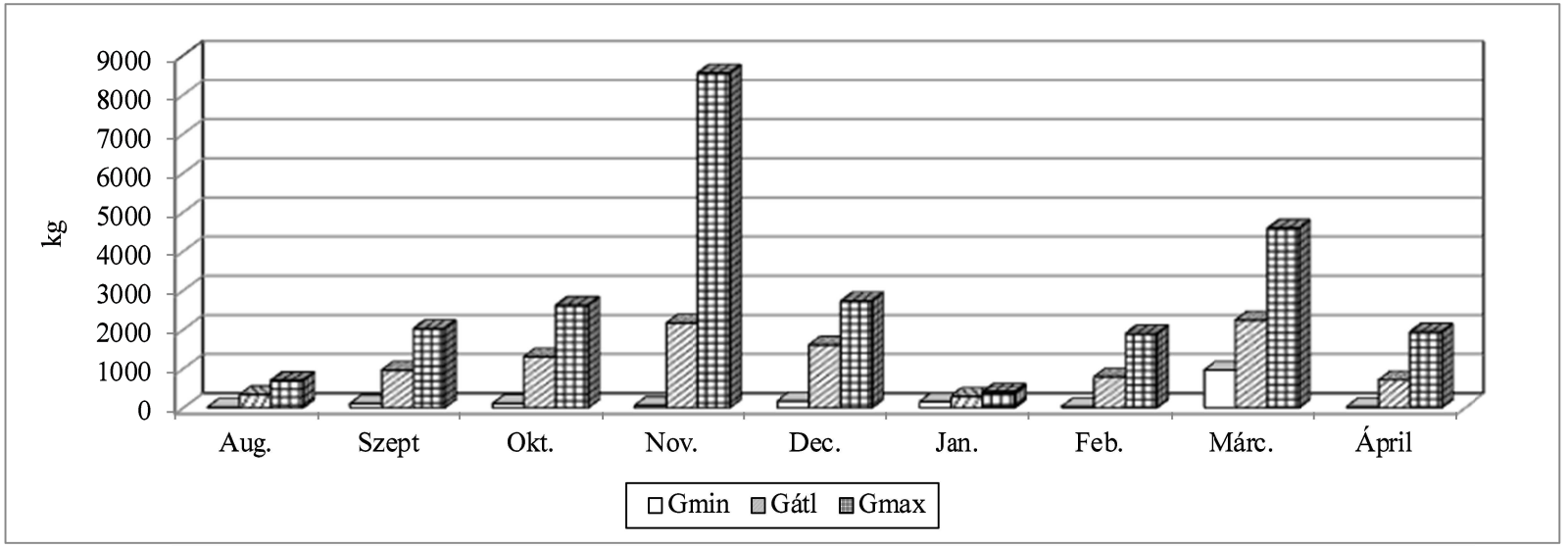
2. ábra: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Rétszilasi-halastavakon

Figure 2: Mass of the fish consumed by Cormorants on the Fishponds at Rétszilas

14. táblázat: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Szegedi Fehér-tavon és Fertőn

Table 14: Mass of the fish consumed by Cormorants on the Lake Fehér and Fertő at Szeged

	Aug. 31 nap	Szept 30 nap	Okt. 31 nap	Nov. 30 nap	Dec. 31 nap	Jan. 31 nap	Feb. 28 nap	Márc. 31 nap	Ápril 30 nap
1 madár/nap (kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1 madár/hó (kg)	15,5	15	15,5	15	15,5	15,5	14	15,5	15
Minimum	1	7	7	4	11	10	2	62	2
Átlag	21,60	64,00	83,67	144,33	103,25	18,67	56,00	144,33	47,40
Maximum	45	135	169	570	176	26	135	296	129
G_{min}	15,50	105,00	108,50	60,00	170,50	155,00	28,00	961,00	30,00
$G_{átl}$	334,80	960,00	1296,89	2164,95	1600,38	289,39	784,00	2237,12	711,00
G_{max}	697,50	2025,00	2619,50	8550,00	2728,00	403,00	1890,00	4588,00	1935,00



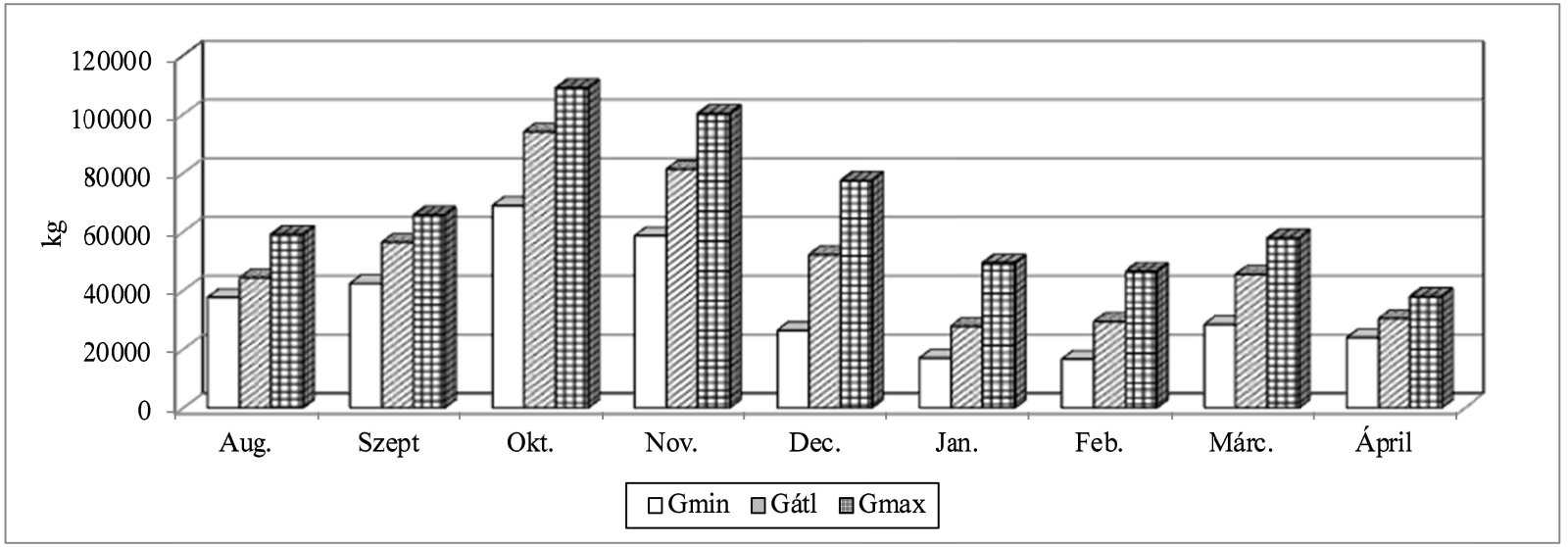
3. ábra: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Szegedi Fehér-tavon és Fertőn

Figure 3: Mass of the fish consumed by Cormorants on the Lake Fehér and Fertő at Szeged

15. táblázat: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Magyar Vízivad Monitoring területein

Table 15: Mass of the fish consumed by Cormorants on sites of the Hungarian Waterfowl Monitoring

	Aug. 31 nap	Szept 30 nap	Okt. 31 nap	Nov. 30 nap	Dec. 31 nap	Jan. 31 nap	Feb. 28 nap	Márc. 31 nap	Ápril 30 nap
1 madár/nap (kg)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1 madár/hó (kg)	15,5	15	15,5	15	15,5	15,5	14	15,5	15
Minimum	2422	2819	4443	3906	1695	1091	1179	1831	1591
Átlag	2852,60	3754,80	6059,17	5415,50	3362,17	1785,17	2097,67	2930,17	2027,00
Maximum	3810	4377	7029	6681	4999	3183	3320	3730	2529
G_{min}	37541,00	42285,00	68866,50	58590,00	26272,50	16910,50	16506,00	28380,50	23865,00
$G_{átl}$	44215,30	56322,00	93917,14	81232,50	52113,64	27670,14	29367,38	45417,64	30405,00
G_{max}	59055,00	65655,00	108949,50	100215,00	77484,50	49336,50	46480,00	57815,00	37935,00



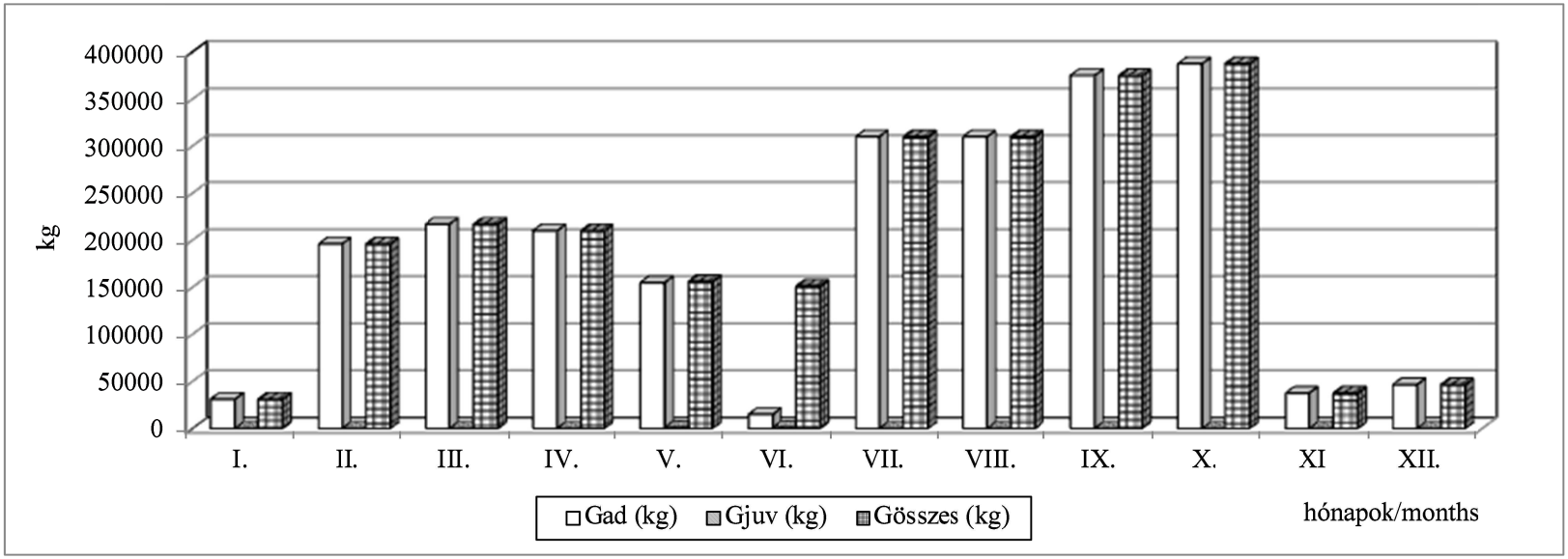
4. ábra: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék mennyisége a Magyar Vízivad Monitoring területein

Figure 4: Mass of the fish consumed by Cormorants on sites of the Hungarian Waterfowl Monitoring

16. táblázat: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék becsült mennyisége Magyarországon

Table 16: Calculated mass of the fish consumed by Cormorant is Hungary

	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI	XII.
Példány	2000	14000	14000	14000	10000	10000	20000	20000	25000	25000	25000	3000
Kk. nap	62000	392000	434000	420000	310000	300000	620000	620000	750000	775000	75000	93000
Ad.	2000	14000	14000	14000	10000	10000	20000	20000	25000	25000	25000	3000
Juv.	0	0	0	0	4400	4400	0	0	0	0	0	0
Összes	2000	14000	14000	14000	14400	14400	20000	20000	25000	25000	25000	3000
$G_{ad\ (kg)}$	31000	196000	217000	210000	155000	15000	310000	310000	375000	387500	37500	46500
$G_{juv\ (kg)}$	0	0	0	0	1100	1100	0	0	0	0	0	0
$G_{összes\ (kg)}$	31000	196000	217000	210000	156100	151100	310000	310000	375000	387500	37500	46500



5. ábra: A kárókatona által elfogyasztott haltáplálék becsült mennyisége Magyarországon

Figure 5: Calculated mass of the fish consumed by Cormorants in Hungary

4. MEGVITATÁS

Mindhárom mintaterületről származó pozitív mintáinkban (n=108) összesen **14** halfajt tudtunk kimutatni táplálékállatként. A két tógazdaságból származó kárókatonák halfogyasztásában nem volt jelentős különbség, mindkét helyen megfigyelhető volt a ***ponty*** (*Cyprinus carpio*) és valamely járulékos halfaj magasabb aránya. Ez Rétszilason az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), Szegeden pedig a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*) volt. Rétszilasnál a madarak egy részét a Nádor-csatornán ejtették el, amely bővelkedik ezüstkárászban, a szegedi Fehér-tóról származó minták esetén tapasztalható magas kínai-razbóra-számot pedig az egyik madárban talált 96 példány razbóra emelte meg. A Dunán a legfontosabb zsákmányállatok ugyancsak a ponty, valamint a domolykó (*Squalius (Leuciscus) cephalus*) voltak, de megközelítette jelentőségüket a bodorka (*Rutilus rutilus*) is.

Ha eredményeinket értékelni akarjuk, akkor azt össze kell vetnünk a faj táplálkozásvizsgálata során másutt nyert adatokkal: a fajspektrum, a zsákmány mérete és a felvett táplálék egyedszintű mennyisége tekintetében.

A táplálék fajspektruma

Déli határunk mellett, *Horvátország*ban, a Kopácsi-rét térségében (MIKUSKA, 1986) halastavon négy, a Dunát is érintő Kopácsi-rétnél 15 halfajt mutattak ki a kárókatona táplálékaként. Halastónál a táplálék 90%-át a ponty (*Cyprinus carpio*) és az amur (*Ctenopharyngodon idella*), a Kopácsi-réten 34%-át a ponty és az amur, 46%-át öt különféle keszegfaj, 11%-át pedig a bodorka (*Rutilus rutilus*) tette ki. Ugyancsak Kelet-Horvátországban, az Alsómiholjáci-halastavaknál végzett vizsgálatokban (n=203) (OPACAK *et al*., 2004) nyolc halfajt mutattak ki kárókatona-táplálékként. Természetesen a ponty relatív gyakorisága volt a legmagasabb (73,4%), ezt követte az amur (11,6%) és a pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis*). A maradék öt faj gyakorisága 3% alatt maradt.

*Csehország*ban, a Zevlinka- és a Slapy-víztározóknál – köpetvizsgálatokkal – 18 halfaj fogyasztását mutatták ki nyári és téli időszakban (ČECH *et al*., 2008). Mindkét helyen és mindkét időszakban a bodorka (*Rutilus rutilus*) volt a legfontosabb táplálékfaj. Nyáron a küsz (*Alburnus alburnus*) és a sügér (*Perca fluviatilis*), télen a sügér és a domolykó (*Squalius (Leuciscus) cephalus*) voltak a kísérő szubdomináns fajok. Ugyanezen országban a Vltava folyón táplálkozó kárókatonák táplálékklistáját szintén köpetvizsgálatok alapján 22 halfaj alkotta (ČECH & VEJŘÍK, 2011). A bodorka (*Rutilus rutilus*), a dévérkeszeg (*Abramis brama*), a küsz (*Alburnus alburnus*), a domolykó (*Squalius (Leuciscus) cephalus*), a sügér (*Perca fluviatilis*) és a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*) tette ki a kárókatona táplálékának 74,2%-át.

*Románia*ban, a Duna-deltában végzett felmérések során (GOGU-BOGDAN, 1997) 63,8% pelagikus, 36,2% bentonikus halfaj-összetételt kaptak.

*Görögország*ban két fészektelepen (Áxiosz-delta és Kis-Preszpa-tó) vizsgálták a faj táplálkozását köpetvizsgálatokkal (LIORDOS & GOUTNER, 2007). Tíz halfajt fogyasztott a kárókatona e két területen. Az Áxiosz-deltában az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), míg a Kis-Preszpa-tavon a naphal (*Lepomis gibbosus*) és az ezüstkárász volt a legfontosabb zsákmányolt halfaj. Ugyancsak Görögországban három fészektelepen (Áxiosz-delta, Kerkíni-tó, Kis-Preszpa-tó) vizsgálták a fiatalok táplálkozását köpetek alapján (LIORDOS & GOUTNER, 2008). Az Áxiosz-deltában a *Gobius jozo*, a *Sardinella aurita* és az *Alosa fallax*, a Kerkíni-tónál a küsz (*Alburnus alburnus*), az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*), a Kis-Preszpa-tónál pedig a *Chalcalburnus belvica* és a bodorka (*Rutilus rutilus*) voltak a fiókák által fogyasztott legfontosabb halfajok. A táplálék szezonálisan és az egyes évek között

is változott a táplálékkínálat függvényében, ami igazolja a kárókatona opportunista táplálkozását.

*Svájc*ban 1179 minta (köpetek és táplálékmaradványok) alapján 22 halfajt sikerült kárókatona-táplálékként meghatározni (SUTER, 1991). A bodorka (*Rutilus rutilus*) volt a domináns faj (69,8%), s csak további öt faj ért el legalább 1%-nyi értéket: pénzes pér (*Thymallus thymallus*), maréna (*Coregonus* sp.), sebes pisztráng (*Salmo trutta*), domolykó (*Squalius (Leuciscus) cephalus*) és compó (*Tinca tinca*).

*Franciaország*ban, a Grand-Lieu-tónál végzett felmérés 21,6% compó, 16,7% dévérkeszeg, 11,8% csuka, 11,6% törpeharcsa, 7,4% karikakeszeg, 7,4% bodorka, 7,1% angolna, 5,8% vörösszárnyú keszeg, 4,3% ponty és 4,9% egyéb halfaj előfordulását mutatta ki a biomassza alapján a kárókatonák táplálékában (MARION, 1997). Délnyugat-Franciaországban, az ország legnagyobb kárókatona-telelőhelyén (Malause) köpetvizsgálatok alapján 14 halfajt mutattak ki a faj téli táplálékában. A leggyakoribb faj a dévérkeszeg (*Abramis brama*) volt, mégpedig a tél folyamán növekvő arányban (26%→69%). A második leggyakoribb fajnak a süllő (*Sander lucioperca*) bizonyult, az viszont csökkenő részarában (15,4%→2,6%) (SANTOUL *et al.*, 2004).

*Ausztriá*ban és *Lichtenstein*ben végzett vizsgálat során (TRAUTTMANSDORFF, 2003) 21 halfajt mutattak ki a kárókatona táplálékaként. A folyóvizeknél gyűjtött példányoknál főként a Salmonidae (41%), a Cyprinidae (24%) és a Cottidae [botos kölönte (*Cottus gobio*)] (20%) családokba tartozó fajok fordultak elő. Állóvizeknél gyűjtött példányoknál a Gasterosteidae [tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*)] (55%), a Cyprinidae (24%) és a Percidae (16%) családba tartozó fajok voltak a legjellemzőbb kárókatona-táplálékok.

*Nagy-Britanniá*ban, Angliában és Walesben 18 zsákmányhalfajt mutattak ki a kárókatona táplálékában. A legtöbb élőhelyen a bodorka (*Rutilus rutilus*) volt a leggyakoribb prédafaj, kivéve a felföldi folyókat, ahol a sebes pisztráng (*Salmo trutta*) volt a leggyakoribb zsákmányállat (RUSSELL *et al.*, 2003).

*Litvánia*ban a Kur-öbölben végzett vizsgálatokban (ŠVAŽAS *et al.*, 2011) 25 halfajt határoztak meg a kárókatona táplálékaként, de csak három olyan faj volt, amely abundanciában (82,9%) és biomasszában (73,6%) dominált: a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*), a sügér (*Perca fluviatilis*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*).

*Lengyelország*ban végzett vizsgálatok 25 halfajt mutattak ki a kárókatona táplálékában. A vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*) volt a domináns faj, mellette a viaszlazac (*Osmerus eperlanus*), a sügér (*Perca fluviatilis*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*) volt a preferált (MARTYNIAK *et al.*, 2003). Egy másik lengyel vizsgálatban (WZIATEK *et al*., 2003) biomassza alapján a bodorka (*Rutilus rutilus*) (52,5%), a dévérkeszeg (*Abramis brama*) (16,8%) és a sügér (*Perca fluviatilis*) (14,1%) voltak a legfontosabb zsákmányfajai a kárókatonának.

*Finnország*ban a Finn-öbölbe nyúló Hanko-félsziget előtti szigeteken öt kárókatona-kolóniában vizsgálták a táplálék-összetételt (LEHIKOINEN, 2005; LEHIKOINEN *et al*, 2011). Három faj dominált a táplálékban a tengeri *Zoarces viviparus*, a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a sügér (*Perca fluviatilis*). A 2002–2010 közötti vizsgálatok nem mutattak változást a zsákmány mennyiségében és a természetes táplálékkínálatban sem.

*Svédország*ban végzett vizsgálatok során (ENGSTRÖM, 2001) három évben 132 köpetből 2789 egyed alapján tíz halfajt mutattak ki. Közülük három faj 85-96%-át tette ki – egyedszámuk alapján – az összes tápláléknak. E fajok a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*), a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a sügér (*Perca fluviatilis*) voltak. Testtömeg szerint viszont sügér (28-46%), süllő (*Sander lucioperca*) (13-30%), vágódurbincs (14-25%) és bodorka (8-20%) volt a sorrend.

A táplálék mérete

Ha a zsákmányhalak hosszúságának átlagértékeit vizsgáljuk, akkor hasonló megállapításra juthatunk, mint azt a mennyiség esetében találtuk. A Dunáról származó halak átlagos hosszméretei – domolykó 26,5 cm, bodorka 28 cm, kecsege 33 cm – is jóval magasabbak, mint a tógazdaságokból származó ugyanezen halfajok közepes hosszúsági adatai (**11. táblázat**). Az eltérések több lehetséges okra vezethetők vissza. Az első, hogy a Dunán egy viszonylag állandó természetes környezetben a madarak nyugodtabb feltételek mellett halászhatnak egész évben, kevésbé kitéve a mesterséges környezet dinamikusabb változásainak és veszélyeinek (riasztás, gyérítés, zavarás). Így több idejük és lehetőségük van egyszerre elegendő táplálékot magukhoz venni és válogatni a táplálékként kínálkozó halfajok méretében és fajösszetételében. Eközben a tógazdaságokban, csupán néhány halfaj és az is csak adott méretben „áll a rendelkezésükre". A különbségek másik lehetséges oka a kárókatona-minták gyűjtési ideje lehet. A vizsgált madarak többsége ugyanis az őszi és a téli hónapokban került begyűjtésre, amikor a természetes vízen a vermelő vagy vermelésre készülő halállomány csapatokba verődik össze. Ilyenkor a kárókatonák számára – elsősorban az energiatakarékosság és egyszersmind az egyszerűség szempontjából – előnyösebb, ha valamely halfaj nagyobb példányaira halásznak. Ebben az esetben nem csak a méretét, de a tömegét tekintve is nagyobb mennyiségű zsákmányhalhoz juthatnak ugyanannyi energia befektetésével.

A tógazdaságban tulajdonképpen – a téli hónapok kivételével – „terített asztal" várja az ott táplálkozó kárókatonákat. A nagy halsűrűség és a sekély víz miatt itt a napi szükséges halmennyiséget jóval könnyebben, egyúttal biztosabban szerzik meg, mintha a természetes vízen kellene halászniuk. Továbbá a tenyésztett halak méretei is – mint ahogy ez az eredményeinkből is kitűnik (10-17 cm) – tökéletesen megfelelnek a kárókatonák igényeinek. Így nem csoda, hogy a madarak ezt az élőhelyet mint táplálkozási helyet legalább annyira kedvelik, mint a természetes vizet. Ezt támasztja alá a tógazdaságokban megfigyelt kárókatonák magas száma, illetve a táplálékot tartalmazó gyomrú egyedek nagyobb aránya is.

*Horvátország*ban halastóban 15 cm, szabad területen 18 cm volt a halzsákmány átlagos hossza (MIKUSKA, 1986).

*Svájc*ban végzett vizsgálatok szerint (SUTER, 1991) az egyes víztestekben – valószínűleg a domináns bodorka (*Rutilus rutilus*) aktuális méretei és az évjárat függvényében – 16-19, 25, 31 cm volt az átlagos érték. A pénzes pérnél (*Thymallus thymallus*) 30-40 cm-es testhosszat regisztráltak. Megállapította ugyanakkor, hogy nagyobb hosszúságú zsákmányállatot csak akkor tud elnyelni, ha annak olyan a testfelépítése, mint az angolnáé (*Anguilla anguilla*).

*Csehország*ban a Vltava folyón, illetve víztározóin végzett vizsgálatokban a bodorka (*Rutilus rutilus*) testmérete sorban 22,9, 15,4 és 12,4 cm volt. Ugyanezek az értékek a vágódurbincsnál (*Gymnocephalus cernuus*) 9,2 és 11,1 cm; a domolykónál (*Squalius (Leuciscus) cephalus*) 24,3 cm, a dévérkeszegnél (*Abramis brama*) 12,9 cm; a fenékjáró küllőnél (*Gobio gobio*) 12,6 és 11,3 cm voltak.

*Franciaország*ban a táplálékhalak átlagos testhossza rendre a következő volt: dévérkeszeg (*Abramis brama*) – 16,4 cm; küsz (*Alburnus alburnus*) – 8,7 cm; márna (*Barbus barbus*) – 17,4 cm; karikakeszeg (*Abramis bjoerkna*) – 20,8 cm; ponty (*Cyprinus carpio*) – 19,5 cm; domolykó (*Squalius (Leuciscus) cephalus*) – 21,6 cm; bodorka (*Rutilus rutilus*) – 20,7 cm; vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) –12,2 cm; csuka (*Esox lucius*) – 43,0 cm – süllő (*Sander lucioperca*) – 30,9 cm. Találunk csukára vonatkozóan 8,16-31,94 cm-es (MARION, 1997), süllőre vonatkozóan 19-21 cm-es értékeket is.

*Ausztriá*ban és *Lichtenstein*ben végzett vizsgálat során (TRAUTTMANSDORFF, 2003) a teli gyomrok átlagos tömege 364 gramm volt. *Litvániá*ban a halak átlagos hossza mindössze 9,5 cm volt (ŠAVAŽAS, 2011).

*Lengyelország*ban a zsákmányállatok átlagos hossza rendre a következő volt: vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*) – 8,1 cm; viaszlazac (*Osmerus eperlanus*) – 6,8 cm; sügér (*Perca fluviatilis*) – 9,8 cm; süllő (*Sander lucioperca*) – 18,5 cm és angolna (*Anguilla anguilla*) – 46,5 cm (MARTYNIAK *et al.*, 2003). A Drawien Nemzeti Parkban (ÉNy-Lengyelország) végzett vizsgálatokban viszont a zsákmányolt bodorkák (*Rutilus rutilus*) és a sügérek (*Perca fluviatilis*) átlagos testhossza 15 cm, a csukáé (*Esox lucius*) 30 cm az angolnáé (*Anguilla anguilla*) pedig 50 cm volt (WZIATEK *et al*., 2003).

A zsákmányhalak méretét – fajtól függetlenül – STEMPNIEWICZ *et al.* (1997) 12,8-20,4 cm közé, GOGU-BOGDAN (1997) 7-18 cm közé, FŰRÉSZ (1998) pedig 10-30 cm közé helyezi.

Az összes mintaterületünkön kapott eredményeket figyelembe véve megállapítható, hogy ***a kárókatonák azokat a halakat fogyasztották, amelyekhez legkönnyebben hozzájutottak, azaz amelyek a legnagyobb számban vagy tömegben voltak jelen, és az általuk kedvelt mérettartományba estek.***

A táplálék mennyisége

A dunai kárókatonák tápcsatorna-tartalmának átlagtömege – **235,6 g** – több mint kétszerese a tógazdaságokban elejtett madarak ugyanezen átlagtömegének (**91,59 g**, illetve **85,29 g**). A Dunán táplálkozó madarak gyomrában talált nagyobb mennyiségű halmaradvány valószínűleg a ritkább táplálkozással magyarázható. Erre utal az üres gyomrok lényegesen – háromszor – magasabb aránya is.

*Horvátország*ban, déli határunk mellett, a Kopácsi-rét térségében (MIKUSKA, 1986) az egyszerre felvett átlagos halmennyiség 235 gramm volt, ami napi kétszeri táplálkozás esetén 470 gramm. SCHENK (1995) az *olasz* halászok kárókatonával kapcsolatos problémáit elemezve 400 g-os napi halfogyasztással számol. Egy *Franciaország*ban végzett vizsgálat alapján a kárókatona 386 g/nap táplálékmennyiségről ír MARION (1997). *Angliá*ban végzett vizsgálatok alapján (FELTHAM & DAVIES, 1997), illetve a Chiem-tónál, *Dél-Németország*ban végzett kutatások szerint a kárókatona napi táplálékszükséglete 500 gramm (KELLER & VISSER, 1999). Ugyanezt az értéket adja meg *Svájc*ban SUTER (1991) is. *Csehországban* (ČECH *et al.*, 2011) a kárókatonák gyomrában talált átlagos halmennyiség 173 gramm volt. Azon *Franciaország*ban lefolytatott vizsgálatban, amelynek során a kárókatona fészeklakó fiataljainak napi táplálékfelvétel-mértékét két módszerrel igyekeztek meghatározni (CARPENTIER & MARION, 2003) 362 gramm, illetve 408 gramm/nap/fióka értéket kaptak.

Ezen megállapítások, illetve a saját értékeink alapján – tudva a napi kétszeri vagy többszöri táplálkozás tényét – **a *faj felnőtt egyedei esetében 500 grammos, a fészeklakó fiatalok esetében pedig 400 grammos napi táplálékszükséglettel kell számolnunk.***

A kárókatonák által okozott kár kezelésének lehetőségei

A halevő madarak többségének – vöcskök, gémek, sirályok – halfogyasztása nem is hasonlítható a kárókatona halfogyasztásához, hiszen ezek a madarak, néhány egyedi esettől eltekintve, elsősorban nem a haszonhalakat fogyasztják, így a halastavak által termelt szeméthal látja el őket táplálékkal. A halastavakon tehát szinte csak a kárókatona táplálkozása ütközik a halászok érdekeivel, ezért kártérítésre is leginkább csak ez a madár adhat alapot.

A kompenzáció két lehetséges formájára – az átalánydíjas és az egyedi kompenzáció kiszámítására – OLÁH *et al*. (2001) tettek javaslatot, amelyet a magunk részéről jónak és követendőnek tartunk.

AZ ÁTALÁNYDÍJAS KOMPENZÁCIÓ

A haltermelő kárának kiszámításához alapvetően a kárókatona becsült állománynagyságát és annak napi halfogyasztását kell figyelembe venni. Egy kilenc évre és harmincezer hektárra vonatkozó felmérés azt igazolta, hogy a kárókatona átlagos éves halfogyasztása **23 kg/ha**, és az összes halevő madár évenkénti teljes halfogyasztása **43 kg/ha**. Nehezebb annak a megállapítása, hogy ebből mennyi a haszonhalak és az ún. szeméthalak aránya. Az átalánydíjas kompenzáció kármérséklő hatása azonban eltérő lehet, hiszen nem tenne különbséget a kárókatonák által ritkábban látogatott termelőtó és a fészektelep mellett gazdálkodni kívánó tógazdaság között. Utóbbi esetben az okozott kár nagysága nyilván sokkal nagyobb.

Az éves számítás menete: A haltenyésztésbe vont vízfelület és a kárókatona éves halfogyasztási átlagának – **23 kg/év/ha** – szorzatával dolgozik, amelyből csökkentő tényezőt jelent a kárókatonák szeméthal fogyasztásának éves átlaga (6,9 kg). A szeméthalfogyasztásra vonatkozó **6,9 kg/év/ha** értéket irodalmi adatok alapján állapították meg.

AZ EGYEDI KOMPENZÁCIÓ

Az egyedi kompenzáció egyedi felmérésre alapozva csak a valóságos és bizonyított kárókatona által okozott halkárokat egyenlítené ki a gazdálkodó számára a kártalanítási eljárás során. A kompenzáció mértékének megállapítása az igényt bejelentő haltermelő halastavain – néhány alapvető feltételt figyelembe véve – az alábbiak szerint történne:

- A kárókatonák előfordulásának kulminációs (tetőző) időszakában, legalább négy alkalommal, felmérnék a kárókatonák egyedszámát.
- A termelő által kijelölt növendéktavon, ezek népesítése és lehalászása alkalmával megállapítanák a kárókatona állomány szelektív aktivitását.
- Becsülni kellene a „szeméthal" mennyiségét.
- Mindezeket a munkákat csak a területet jól ismerő és a természetvédelmi hatóság által is elismert szakemberek megbízásával lehetne elvégeztetni (OLÁH *et al.*, 2001).

Természetvédelmi vonatkozások

A halevő madarak jelenléte, táplálkozása gyakran konfliktushelyzetet jelentett a halgazdálkodás és a madárvédelem, természetvédelem között. A tógazdaságok érdeke a gazdaságosabb termelés, a természetvédelem ugyanakkor figyelmet szentel a kárókatonák állományainak, annál is inkább, mivel egy-két évtizede még kifejezetten ritkának számított hazai jelenlétük (KEVE, 1960). Állományainak fogyatkozásával Európában általánosan 1979-ben vált szigorúan védett madárfajjá. Megállapítható, hogy ettől az időponttól kezdve állománya exponenciális növekedést mutatott, amely tendencia még napjainkban is tart (LŐRINCZ, 1998; GERE, 1986; FARAGÓ, 2002; MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

Az évről évre növekvő károk és a vizek elszegényedése oda vezetett, hogy 1996. október 26-án már 15 ezer francia és német halász, horgász tüntetett az Európa Parlament strasbourgi székháza előtt, követelve a kárókatona fokozott védelmének feloldását, állományainak megfelelő szabályozási lehetőségét (FŰRÉSZ, 2003). A kárókatona-problémával legsúlyosabban érintett országok sorából Németország (KOOP & KIECKBUSCH, 1997) és Franciaország (MARION, 1997) mellett nem hiányozhat Dánia és Hollandia (KOOP & KIECKBUSCH, 1997), Lengyelország (STEMPNIEWICZ & GROCZHOWSKI, 1997), Olaszország (SCHENK, 1997), Szlovénia, Svájc, Ausztria, Csehország és Magyarország sem (FŰRÉSZ,1998).

A kárókatonák közvetlen és közvetett károkat egyaránt okoznak a halgazdaságokban, illetve a természetes vizekben. Közvetlenül a halak elfogyasztásával, közvetett módon pedig jelentős arányú sebzéssel és a vermelő halállományok zavarásával. A csoportos halászati stratégiát folytató madarak ugyanis a vermelni készülő vagy már vermelő halakat felzavarják,

és azokat a sekély vizű, partközeli régióba terelik a nagyobb zsákmányszerzés reményében. Az így felzavart halak jelentős része nem tér vissza a mélyebb és melegebb vermelőhelyre, hanem a part közelében a gyorsabban lehűlő, hidegebb vízben próbál áttelelni. Sebzés alkalmával a halegyed – többnyire nagyobb méretéből adódóan – megmenekül a kárókatona kampós csőréből, de annak jellegzetes, más sérülésektől jól elkülöníthető jegyeit viseli.

A kárókatona elleni védekezésre többféle mód kínálkozik, természetesen ezek erősen függnek az Európai Unió és az egyes országok madárvédelmi, természetvédelmi előírásaitól. Ilyen lehetőség például az akusztikus vagy fénnyel történő riasztás, a halastavak népesítési szerkezetének megváltoztatása, a megszokott pihenőfák felszámolása, a madárfészkek, tojások megsemmisítése vagy a kilövéssel való gyérítés. Kisebb tóméretek mellett esetenként lehetőség nyílik a részleges vagy teljes fedésre, illetve dróthálós, a vízbeli úszást gátló rendszerek kiépítésére. Az EU tagországok haltermelőinek és a természetes vizek használóinak azonban módjukban áll támogatásokat is igényelni az élőhely fenntartására, illetve igazolt és felmért károk esetén kártérítési támogatásra is igényt tarthatnak (FŰRÉSZ, 1998).

A riasztás és gyérítés azonban a többi védett és fokozottan védett madár megjelenését, háborítatlan fészkelését, költését is akadályozza. Ez annál is inkább probléma, mivel a hazai tógazdaságaink jelentős része – beleértve mintaterületeinket is – védett területekhez, köztük Ramsari területekhez kötődik.

A halgazdálkodás fehérjetermelése és ennek során a természeti erőforrások hasznosítása egyedülálló lehetőséget jelent. A halgazdálkodás úgy termel fehérjét, hogy közben bővíti a természeti erőforrást. Az Európai Unió normái szerint azonban a növényi- és állatifehérje-termelés már akkor is kaphat támogatást, ha az valamelyest csökkenti a természet hasznosítását. A halász/horgász és természetvédelmi/madárvédelmi érdekek ilyen módon találkozhatnak (OLÁH, 2001).

A Ramsari Egyezmény a nemzetközi jelentőségű vizes területekről – különösen a vízimadarak élőhelyeiről – szóló egyezmény, a természetvédelmi egyezmények egyik legrégebbike, amelyhez 1979-ben csatlakozott Magyarország (BŐHM, 2000). Kezdeti célként a rohamosan csökkenő vízimadár-állományoknak kívántak olyan menedéket létrehozni, ahol védelmük biztosított. A tapasztalatok azonban hamar rávilágítottak arra a tényre, hogy önmagában a madarak védelme nem elegendő, magát az ökológiai rendszert kell megőrizni, amely képes az ott előforduló fajok eltartására (BŐHM, 2000).

Hazánkban az utóbbi években mind a természetes vizek környékén, mind a tógazdaságokban elszaporodtak a kárókatonák. Nagymérvű, intenzív halfogyasztásuk miatt gyérítésük/riasztásuk halastavaknál indokolt, illetve indokolttá válhat, különösen abban az esetben, ha azok védett területeken vannak és a védelem alá tartozó fajok károkozásának pénzügyi kompenzációja a jövőben elkerülhetetlenné válik. A kárókatona károkozása nemcsak a halfogyasztásban, hanem a halfajok állományainak zavarásában, az egyedek megsértésében/megsebzésében is megnyilvánul (GOSZTONYI, 2004). Mivel tógazdaságaink jelentős része természetvédelmi területekhez kötődik, így a kárókatona állományszabályozása, riasztása fokozott óvatosságot igényel. Ez a probléma nemcsak hazai, hanem európai kérdés is, a megoldásokra tett külföldi próbálkozások tapasztalatinak megismerése, hazai kipróbálásuk és alkalmazhatóságuk esetén bevezetésük megfontolandó, sőt indokolt lehet (FARAGÓ *et al.*, 2006).

5. MEGÁLLAPÍTÁSOK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

Vizsgálataink alapján megállapításainkat, következtetéseinket és javaslatainkat az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- A természetes víz – a Duna – halfajokban való gazdagsága több mint háromszorosa a halastavaknál kimutathatóaknak.
- A halastavaknál a kárókatonák átlagos gyomortartalom-tömege 91,59 g, illetve 85,29 g, a Dunán ezzel szemben 235,6 g volt. A természetes vízen táplálkozó egyedek nagyobb gyomortartalom tömege valószínűleg a ritkább táplálkozással magyarázható. Erre utal az üres gyomrok itteni háromszorta magasabb aránya.
- A dunai mintákban a kárókatonák által zsákmányolt halak hosszméretei jóval nagyobbak, mint a tógazdaságokban zsákmányolt ugyanazon halfajok testhosszai.
- A szegedi Fehér-tónál gyűjtött kárókatonák gyomrában egyedszám alapján elsősorban a kínai razbóra és a ponty dominált (53,5% és 29,5%), a biomasszaértékek alapján pedig a ponty képviseltette magát kimagasló értékkel (86,2 %).
- A Rétszilasi-halastavaknál gyűjtött vizsgálati anyagban (a kárókatonák gyomrában) az egyedszám alapján az ezüstkárász és a ponty (40,9% és 22,7%) dominált, és ugyanez a két faj fordult elő legnagyobb arányban (46,7% és 46,2%) a biomassza alapján is.
- A Dunáról származó kárókatonák gyomrában négy halfajt: pontyot, domolykót, bodorkát és kecsegét mutattunk ki.
- A kárókatonák azokat a halfajokat fogyasztották, amelyekhez a legkönnyebben hozzájutottak, azaz amelyek legnagyobb számban vagy tömegben voltak jelen, s az általuk kedvelt (preferált) mérettartományba estek.
- A Dunán végzett vizsgálatok a ponty, a domolykó és a bodorka pozitív preferenciáját mutatták a kárókatona táplálkozása során.
- Vizsgálatainkból is kiderül, hogy a kárókatona táplálékában nem szerepeltek védett halfajok, így természetvédelmi károkozása nem mutatható ki, s a jövőben sem kell vele számolni.
- Magyarországon – számításaink szerint – a kárókatonák által elfogyasztott éves halmennyiség mintegy 2428 tonna.
- Vizsgálataink alapján úgy találjuk, hogy a halgazdaságok üzemeltetőit érő halkárok értékelése – és ezzel összefüggésben a kompenzáció kiszámítása – érdekében nemcsak a kárókatona állomány nyomon követése szükséges, hanem a tógazdaságok járulékos halfajainak mennyiségi elemzése is. A beteg, sérült halegyedek fogyasztása módosíthatja a kompenzáció nagyságát.
- A kárókatonák által okozott károk pontosabb megállapításához az egész év során folyamatosan szükséges elemezni a táplálkozásukban (gyomortartalmukban) bekövetkező változásokat.
- A vizsgálatokat területenként el kell végezni, hogy a tényleges predátor-préda viszonyt lehessen számszerűsíteni.
- Megállapítható, hogy a kárókatona által okozott károk kompenzálása a jövőben elengedhetetlen, megkerülhetetlen kérdés, összefüggésben a magántulajdon védelmével.
- Elfogadhatónak tartjuk, és magunk is bevezetésre ajánljuk az OLÁH-féle kárkompenzációs számítási eljárást, illetve magát a kompenzációs mechanizmust.
- Az állományszabályozás és a riasztás – elsősorban természetvédelmi megfontolásokból – fokozott óvatosságot igényel, különös tekintettel a védett vagy fokozottan védett koegzisztens madárfajokra, illetve a szaporodási (kotlási, fiókanevelési) időszakra.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

„*A kárókatona és a szürke gém táplálkozása védett és nem védett vizes élőhelyeken*” című kutatási program megvalósulását a KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTÉRIUM

támogatása tette lehetővé. (Azonosítószám: 027790, szerződésszám: CP-0212). A terepi munkákban SOÓS LÁSZLÓ, Dr. TOKODY BÉLA, STAUDINGER ISTVÁN működtek közre az ÉSZAK-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG (Győr), az ARANYPONTY HALÁSZATI ZRT. (Rétimajor) és a SZEGEDFISH MEZŐGAZDASÁGI TERMELŐ ÉS SZOLGÁLTATÓ KFT. (Szeged) támogatásával. A táplálkozásbiológiai elemzések feldolgozásában és értékelésében GYÓI GÁBOR nyújtott segítséget.

IRODALOMJEGYZÉK

BŐHM A. (2000): A Ramsari Egyezmény. *In:* FARAGÓ S. (szerk.): *Gerinces állatfajok védelme*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron: 71–80.

CARPENTIER, A. & MARION, L. (2003): Monitoring the daily food intake of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo*: comparison between chick regurgitations and automatic weighing of nests. *Vogelwelt* **124**(Suppl.): 183–186.

CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (eds.) (1977): *The birds of the Western Palearctic. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa.* Volume 1. *Ostrich to Ducks.* Oxford University Press, Oxford.

ČECH, M., ČECH, P., KUBEČKA, J., PRCHALOVÁ, M. & DRAŠTÍK, V. (2008): Size selectivity in summer and winter diets of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*): Does it reflect season-dependent difference in foraging efficiency? *Waterbirds* **31**(3): 438–447.

ČECH, M. & VEJRIK, L. (2011): Winter diet of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) on the River Vltava: estimate of size and species composition and potential for fish stock losses. *Folia Zoologica* **60**(2): 129–142.

ENGSTRÖM, H. (2001): *Effect of Great Cormorant predation on fish populations and fishery.* Acta Universitatis Upsaliensis, Uppsala. /Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 670./

FARAGÓ S. (2000): A vadászható vízivad fajok magyarországi vonulása, jelölt madarak megkerülése alapján. *Magyar Vízivad Közlemények* **6**: 337–375.

FARAGÓ S. (2001): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **7**: 41–212.

FARAGÓ S. (2002): *Vadászati állattan.* Mezőgazda Kiadó, Budapest.

FARAGÓ, S., GOSZTONYI, L., KERESZTESSY, K. & GYÓI, G. (2006): Fish consumption by cormorants in Hungary. *In:* HANSON, A., KEREKES, J. & PAQUET, J. (eds.): *Limnology and Waterbirds 2003. The 4th Conference of the Aquatic Birds Working Group of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL). Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 474. Atlantic Region*: 61–73.

FELTHAM, M. J. & DAVIES, J. M. (1997): The diet of wintering cormorants in relation to angling catches on a coarse river fishery in north-west England: spatial and temporal variation. *In:* BACCETTI, N. & CHERUBINI, G. (eds.): *IV. European Conference on Cormorants. Bologna 1-3 November 1995. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 26.* Instituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna: 425–434.

FÜRÉSZ GY. (1998): Kárókatonák – a nemkívánatos hadsereg. *Halászat* **91**(4): 142–144.

FÜRÉSZ GY. (2003): Kormoránok káráról. *Horgászati Tájékoztató* 1: 5–7.

GERE, G. & ANDRIKOVICS, S., (1986): Untersuchungen über die Ernahrungsbiologie des Kormorans sowie deren Wirkung auf den trophischen Zustand des Wassers des Kis-Balaton I. *Opuscula Zoologica* **22**: 67–76.

GERE G., ANDRIKOVICS S., CSÖRGŐ T. & TÖRÖK J., (1986): A kárókatonák (*Phalacrocorax carbo*) szerepe a Kis-Balaton vízminőségének alakításában. *In:* MOLNÁR GY.

(szerk.): *A Magyar Madártani Egyesület II. Tudományos Ülése, Szeged, 1986.* Magyar Madártani Egyesület, Budapest: 88–94.

GOGU-BOGDAN, M. (1997): Food composition of Great Cormorant during the breeding season in 'Prundu cu pasari' colony, Danube Delta Reserve – Preliminary results. *In:* BACCETTI, N. & CHERUBINI, G. (eds.): *IV. European Conference on Cormorants. Bologna 1-3 November 1995. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 26.* Instituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna: 457–464.

GOSZTONYI L. (2004): *A kárókatona (Phalacrocorax carbo) és a szürke gém (Ardea cinerea) állománydinamikája és halastavi kártétele Magyarországon.* MSc. szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar, Mosonmagyaróvár.

GUTI, G. & KERESZTESSY, K. **(**1997): Effects of long-term hydrobiological changes on fish communities in the Middle-Danube. *In: 32. Konferenz der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung der Societas Internationalis Limnologiae.* Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung, Wien. Limnologische Berichte Donau, Band II.: 161–176.HARKA Á. & SALLAI Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató.* Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas.

IVLEV, V. S. (1961): *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven (Connecticut).

KELLER, T. M. & VISSER, G. H. (1999): Daily energy expenditure of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) wintering at Lake Chiemsee, Southern Germany. *Ardea* **87**: 61–69.

KEVE A. (1960): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Madártani Intézet, Budapest.

KNOLLSEISEN, M. (1996): *Fischbestimmungsatlas als Grundlarge für nahrungsökologische Untersuchungen.* Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universitat für Bodenkultur, Wien.

KOOP, B. & KIECKBUSCH, J. J. (1997): Change in feeding habits by Great Cormorants Phalacrocorax carbo sinensis in Schlesswig-Holstein, Germany, *In:* BACCETTI, N. & CHERUBINI, G. (eds.): *IV. European Conference on Cormorants. Bologna 1-3 November 1995. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 26.* Instituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna: 477–485.

LEHIKOINEN, A. (2005): Prey-switching and diet of the Great Cormorant during the breeding season in the Gulf of Finland. *Waterbirds* **28**(4): 511–515.

LEHIKOINEN, A., HEIKINHEIMO, O. & LAPPALAINEN, A. (2011): Temporal changes in the diet of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) on the southern coast of Finland – comparison with available fish data. *Boreal Environment Research* **16**(Suppl. B): 61–70.

LIORDOS, V. & GOUTNER, V. (2007): Diet of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo* L., 1758) at two Greek colonies. *Journal of Biological Research* **7**: 51–57.

LIORDOS, V. & GOUTNER, V. (2008): Habitat and temporal variation in diet of Great Cormorant nestlings in Greek colonies. *Waterbirds* **31**(3): 424–437.

LŐRINCZ I. (1998): Kárókatona *Phalacorocorax carbo*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest: 15–16.

MARION, L. (1997): Comparison between the diet of breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*, captures by fisheries and avaiable fish species: the case of the largest inland colony in France, at the lake of Grand-Lieu. *In:* BACCETTI, N. & CHERUBINI, G. (eds.): *IV. European Conference on Cormorants. Bologna 1-3 November 1995.*

Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 26. Instituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna: 313–322.

MARTYNIAK, A., WZIATEK, B., SZYMANSKA, U., HLIWA, P. & TERLECKI, J. (2003): Diet composition of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Kąty Rybackie, NE Poland, as assessed by pellets and regurgitated prey. *Vogelwelt* **124**(Suppl.): 217–225.

MIKUSKA J. (1986): Beszámoló a nagy kárókatonákon (*Phalacrocorax carbo*) Jugoszláviában végzett kutatások eddigi eredményeiről. *In:* MOLNÁR GY. (szerk.): *A Magyar Madártani Egyesület II. Tudományos Ülése, Szeged, 1986.* Magyar Madártani Egyesület, Budapest: 70–72.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

OLÁH J., OLÁH J., & ECSEDI Z. (2001): *A kárókatona halastavi kártétele és kárbecslése*. Kutatási jelentés. Szarvas, 35 p.

OPAČAK, A., FLORIJANČIĆ, T., HORVAT, D., OZIMEC, S. & BODAKOŠ, D. (2004): Diet spectrum of great cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) at the Donji Miholjac carp fishponds in eastern Croatia. *European Journal of Wildlife Research* **50**(4): 173–178.

RUSSELL, I. C., COOK, A. C., KINSMAN, D. A., IVES, M. J. & LOWER, N. J. (2003): Stomach content analysis of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* at some different fishery types in England and Wales. *Vogelwelt* **124**(Suppl.): 255–259.

SANTOUL, F., HOUGAS, J.-B., GREEN, A. J., & MASTRORILLO, S. (2004): Diet of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in Malause (South-West France). *Archiv für Hydrobiologie* **160**(2): 281–287.

SCHENK, H. (1997): Fishermen and Cormorants int he Oristano province (Sardinia, Italy): More than a local problem. *In:* BACCETTI, N. & CHERUBINI, G. (eds.): *IV. European Conference on Cormorants. Bologna 1-3 November 1995. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 26.* Instituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna: 529–535.

STEMPNIEWICZ, L. & GROCHOWSKI, A. (1997):, Diet composition of Cormorants in the Breeding colony of Katy Rybackie, NE Poland (regurgitated preys, 1992–1994). *In:* BACCETTI, N. & CHERUBINI, G. (eds.): *IV. European Conference on Cormorants. Bologna 1-3 November 1995. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 26.* Instituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna: 537–544.

SUTER, W. (1991): Nahrungsökologie des Kormorans in der Schweiz. *Vogelschutz in Österreich* **6**: 75–80.

ŠVAŽAS, S., CHUKALOVA, N., GRISHANOV, G., PŪTYS, Ž., SROUGA, A., BUTKAUSKAS, D., RAUDONIKIS, L. & PRAKAS, P. (2011): The role of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) for fish stock and dispersial of helminthes parasites in the Curonian Lagoon Area. *Veterinarija ir Zootechnika (Vet Med Zoot)* **55**/77/: 79–85.

TRAUTTMANSDORFF, J. (2003): Analysis of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* stomach contents from different areas of Austria and Lichtenstein. *Vogelwelt* **124**(Suppl.): 271–276.

*www.**fishbase**.org* – FISH BASE oldal

FISH CONSUMPTION OF GREAT CORMORANT (*Phalacrocorax carbo*) IN HUNGARY

Keresztessy, K., Gosztonyi, L. & Faragó, S.

SUMMARY

The authors have examined the consumption of great cormorant at three regions: The reach of the River Danube between Gönyű and Szob, the Fishponds at Rétszilas and Lake Fehér and Fertő at Szeged. The richness of species at a natural wetland – the River Danube – was the treble of those of at fishponds.

The average volume of stomach contents at fishponds was 91.59 g and 85.29 g compared to the Danube area, which was 235.6 g. The volume of the larger stomach contents of individuals feeding at a natural wetland can be explained with the lower frequency. The treble ratio of empty stomachs also refers to this fact.

In the River Danube samples, the length of fish species is a lot higher than that of the same species at fishponds.

On the basis of fish numbers, the Stone Moroko and Common Carp dominated (55.3 and 29.5%) in the stomach of Great Cormorants at Lake Fehér and Fertő at Szeged. On the basis of biomass however, Common Carp was represented in high numbers (86.2 %). In the samples of the Fishponds at Rétszilas, Prussian Carp and Common Carp dominated (40.9 and 46.2%). On the basis of biomass also Prussian Carp and Common Carp dominated (46.7 and 46.2%). Four species were found in the stomachs of great cormorants at the River Danube: Common Carp, Chub, Roach and Sterlet Sturgeon.

Cormorants were consuming those species which were easily available. In other words these species were in the largest number or volume, and they belonged to the preferred size. Investigations made at the River Danube have shown the positive preference of Common Carps, Chubs and Roach when it came to feeding. In the nutrition of great cormorants there were no endangered species, so in terms of environmental damage nothing can be proved. In the future it is likely to be the same.

According to estimates, the annual fish volume consumed by Great Cormorants in Hungary is 2,428 tons. To a more exact, to estimate the harm that Great Cormorants cause, we have to continuously analyse the changes of their feeding (stomach contents) during the whole year. Examinations must be made every area and then we can count the predator-prey ratio. We may declare that the compensation of the damage, caused by Great Cormorants, is an indispensable and a very significant question in relation with the problem of the defence of private property. Population regulation and alert, especially from a nature conservation viewpoint, demands carefulness with special regard to highly protected coexistent bird species, and the reproduction period (breeding and young rearing).

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.12

A KÁRÓKATONA (*Phalacrocorax carbo*) VONULÓ ÉS TELELŐ ÁLLOMÁNYA MAGYARORSZÁGON (1996–2012)

POPULATION NUMBER OF GREAT CORMORANT (*Phalacrocorax carbo*) MIGRATING AND WINTERING IN HUNGARY (1996–2012)

Faragó Sándor & Gosztonyi Lívia
Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron

1. BEVEZETÉS

A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) halgazdálkodási szempontból ma az egyik kulcsfaj Európában, elsősorban azért, mert állományai soha nem látott növekedésnek indultak az utóbbi három évtizedben. A faj és populációi az állománynövekedésből következően nem veszélyeztetettek, európai védelmi státusa biztos (S) (TUCKER & HEATH, 1994). Szerepel a *Berni Egyezmény* III. Mellékletében és a *Madárvédelmi Irányelv* (*79/409/EGK*) I. Mellékletében. Korábbi állománycsökkenése kizárólag emberi tevékenység (kilövés, fészkelők zavarása stb.) következménye volt, ami halgazdálkodási károkozására vezethető vissza (BAUER & BERTHOLD, 1997).

A kárókatona 1987-ig védett faj volt Magyarországon, 1000 Ft-ban megállapított eszmei értékkel. Ezt követően – állományának növekedésével – védelmét feloldották, s a vadgazdálkodásról és a vadászatról szóló *8/1993. (I. 30.) FM rendelet* egész éves vadászati idényt állapított meg rá. A vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól szóló *30/1997. (IV. 30.) FM rendelet*ben viszont már nem szerepelt a vadászható állatfajok listáján, azaz a jogszabály nem tekintette vadnak, de ezzel egy időben védelmi rendelkezés sem vonatkozott rá, átkerült az ún. bizonytalan státusú fajok körébe. Szerepelt a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló *13/2001. (V. 9.) KöM rendelet*ben – összhangban az EU Madárvédelmi Irányelv (*79/409/EGK*) I. Mellékletével – 1000 Ft pénzben kifejezett értékkel. Az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős faj státust az előbbi rendeletet módosító *18/2008.(VI. 19.) KvVM rendelet* biztosította számára azzal a megengedő szabályozással, hogy állományai mezőgazdasági érdekek (értsd halgazdálkodás) okán engedéllyel szabályozhatók. Pénzben kifejezett értéke 25 000 Ft [*100/2012. (IX. 28.) VM rendelet*].

Az Európa-szerte foganatosított védelmi intézkedések hatására állományai – és sajnos károkozásaik is – érezhető növekedésnek indultak. Ennek a növekedésnek a mértéke azonban hazai körülmények között nem volt ismert, ezért is került be a faj a *Magyar Vízivad Információs Rendszer* (FARAGÓ, 1998a) adatbázisát biztosító – 1996 óta működő – *Magyar Vízivad Monitoring* monitorozandó fajainak listájára (FARAGÓ, 1998a). Jelen munka 16 év vizsgálata alapján mutatja be a faj vonuló és telelő állománya tér-idő mintázatának változását.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A *Magyar Vízivad Monitoring* felmérések módszerei megegyeznek az 1996/1997-es (FARAGÓ, 1998b), az 1997/1998-as (FARAGÓ, 1999), az 1998/1999-es (FARAGÓ, 2001), az 1999/2000-es (FARAGÓ & GOSZTONYI, 2002), a 2000/2001-es (FARAGÓ, 2002a), a 2001/2002-es (FARAGÓ & GOSZTONYI, 2003), a 2002/2003-as (FARAGÓ, 2005), a 2003/2004-es (FARAGÓ,

2006), a 2004/2005-ös (FARAGÓ, 2007a), a 2005/2006-os (FARAGÓ, 2007b), a 2006/2007-es (FARAGÓ, 2008a), a 2007/2008-as (FARAGÓ, 2010a), a 2008/2009-es (FARAGÓ, 2010b), a 2009/1010-es (FARAGÓ, 2011a), valamint a 2010/2011-es (FARAGÓ, 2011b) idényekben e monitoring keretében végzett és közzétett munkával. E vizsgálatok szinkronitásukat tekintve megfelelnek a nemzetközi konvencióknak. E közlésekben már megtaláljuk a **kárókatonák** éven belüli tér-idő mintázatának szezononkénti adatait. Ez az adatbázis képezi jelenlegi feldolgozásunk alapját. A megfigyelési helyenként és havonként gyűjtött alapadatokat az **1–16. táblázatok** tartalmazzák. Térképeken ábrázoljuk (**1–16. térkép**) a fajhoz tartozó egyedek diszpergáltságát, amit havi részletezéssel jelenítünk meg. Ezzel együtt az egyes területekre vonatkoztatott részletes állománydinamikákat is ábrázoljuk (**1. ábra**).

Az országos adatok alapján ***megadjuk a tartamos vizsgálatok országos összesített dinamikáját (minden észlelési nap, illetve a szezonmaximumok alapján), valamint indexeljük a változásokat (az első pozitív megfigyelés évének – 1996 – értékét tekintve 100%-nak).***

3. EREDMÉNYEK

A kárókatona hazai állománydinamikájára egy őszi (októberi), valamint egy szerényebb mértékű tavaszi (márciusi) maximum a jellemző. Az őszi maximumot követően (a lehűléssel) a befagyó tavakról megindul a koncentráció a jégmentes folyók felé. A téli időszakban az állomány nagyobbik része – köztük az északi vendégekkel – délebbre vonul, ugyanakkor a fészkelők, és a vendégek egy része helyben marad. A minimális egyedszám ennek megfelelően télre, januárra esik. Tavaszra a fészkelők, valamint az ivaréretlen kóborlók maradnak (FARAGÓ, 2009).

A korábbi ismeretek szerint a kárókatona az *őszi* vonulás során főként az alföldi területeket, elsősorban a Hortobágyot, a Kis-Sárrét és Biharugra térségét, valamint az Alsó-Tisza-vidék vidékét kereste fel. Az elmúlt két évtizedben az őszi alföldi túlsúly erősödött. A Dunántúlon a Duna, a Balaton és a Kis-Balaton területe, továbbá a baranyai térség játszanak jelentősebb szerepet vonulásában. *Tavasszal* ez az eloszlás átalakult, köszönhetően a fészektelepek dominánsan dunántúli elhelyezkedésének. A vizsgálatok kimutatták a Dunántúl szerepének növekedését. *Nyár végi, kora őszi* egyedszáma a Kis-Balatonon, a Hortobágyon, a Biharugrai-halastavakon és a Begécsi-víztárolónál, valamint a Duna egyes szakaszain számottevő. *Őszi* tetőzése során – elsősorban dunai feldúsulása okán – a Dunántúlra helyeződik át eloszlásának súlypontja. Legnagyobb egyedszámban a Kis-Balatonnál, a Hortobágyon, a Duna Gönyű és Szob közti szakaszán, a Dunakanyarban, a Duna Baja és az országhatár közötti szakaszán, a Biharugrai-halatavakon és Begécsi-víztárolónál, a tömörkényi Csaj-tónál, valamint a szegedi Fehér-tónál és a Szegedi-Fertőnél fordul elő. A *telelő* állományok esetében még egyértelműbb a Dunántúl domináns szerepe, ami elsősorban a Duna egyes szakaszain előforduló nagy példányszámoknak köszönhető. A korai fészkelő-hely-foglalás miatt februárban már a Kis-Balaton is a kiemelt jelentőségű területek közé sorolandó. *Tavasszal* a térfoglalás mintázatát, elsősorban a fészektelepek helye határozza meg, bár az ivaréretlen példányok halastavi koncentrációja is meghatározó tényező. Ennek megfelelően hangsúlyosabb a dunántúli (Kis-Balaton, Duna) jelenlét, míg az Alföldön főként a Biharugrai- halastavaknál és a Begécsi-víztárolónál, továbbá a Hortobágy vidékén észlelhetők nagyobb egyedszámban (FARAGÓ, 2009).

Vonuló állományának országos dinamikája a korábbi évtizedben erős stabilitást mutatott. Állományváltozásaiban eltérő regionális trendeket érzékelhettünk. Az Észak-Dunántúlon kora ősszel, télen és tavasszal szerényen emelkedő, ősszel enyhén csökkenő volt egyedszáma. A Dél-Dunántúlon a kora őszi és az őszi aspektusokban határozottan emelkedő,

télen enyhén csökkenő, tavasszal stabil állományalakulás volt tapasztalható. Közép-Magyarországon szerény létszámok mellett stabil, tavasszal enyhén emelkedő trend volt kimutatható. A Tiszántúlon kora ősszel és ősszel emelkedtek, télen és tavasszal enyhén csökkentek egyedszámai (FARAGÓ & GOSZTONYI, 2006; FARAGÓ, 2007; FARAGÓ, 2009).

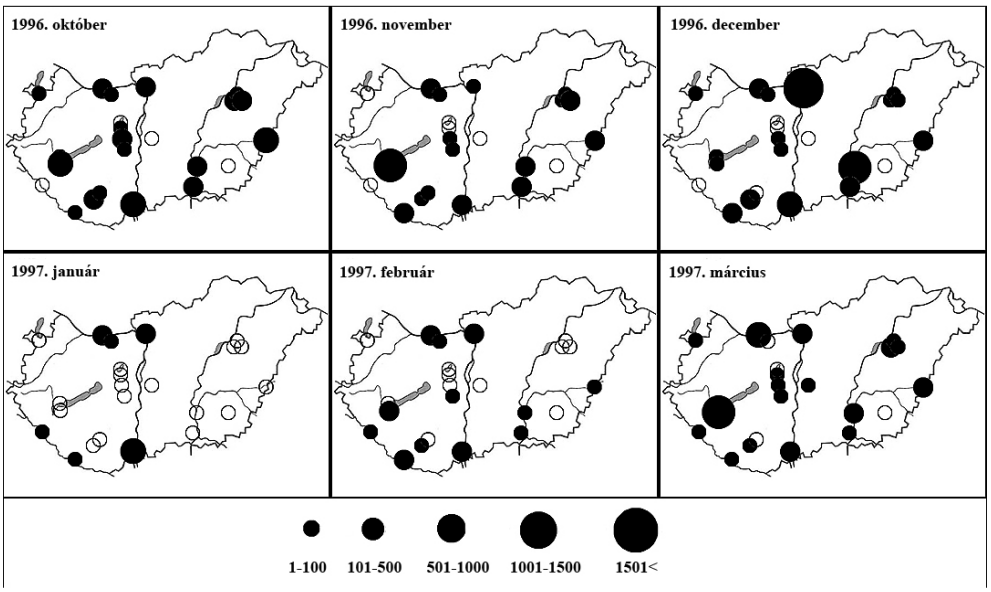
1. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 1996/1997
Table 1: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 1996/1997

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Okt**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Márc**
Fertő-tó Lake Fertő	10	0	6	0	0	6
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	240	485	190	301	393	637
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	5	5	14	38	0
Dinnyési Fertő	4	0	0	0	0	3
Velencei-tó Lake Velence	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	370	75	5	0	0	59
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	21	12	26	0	66	53
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	9	11	27	0	0	26
Kis-Balaton	614	1155	38	0	313	1340
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	15	310	160	64	123	27
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	20	1	2
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	300	100	300	0	10	60
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	80	7	0	0	0	0
Dunakanyar Danube bend	312	96	1562	308	339	147
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	670	480	920	995	210	180
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	15
Hortobágy I.	240	47	15	0	0	155
Hortobágy II.	420	110	52	0	0	61
Hortobágy III.	90	17	12	0	0	57
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	600	363	270	0	15	450
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	297	453	1112	0	1	390
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	150	180	176	0	32	62
Magyarország összesen **Hungary total**	**4443**	**3906**	**4876**	**1702**	**1541**	**3730**

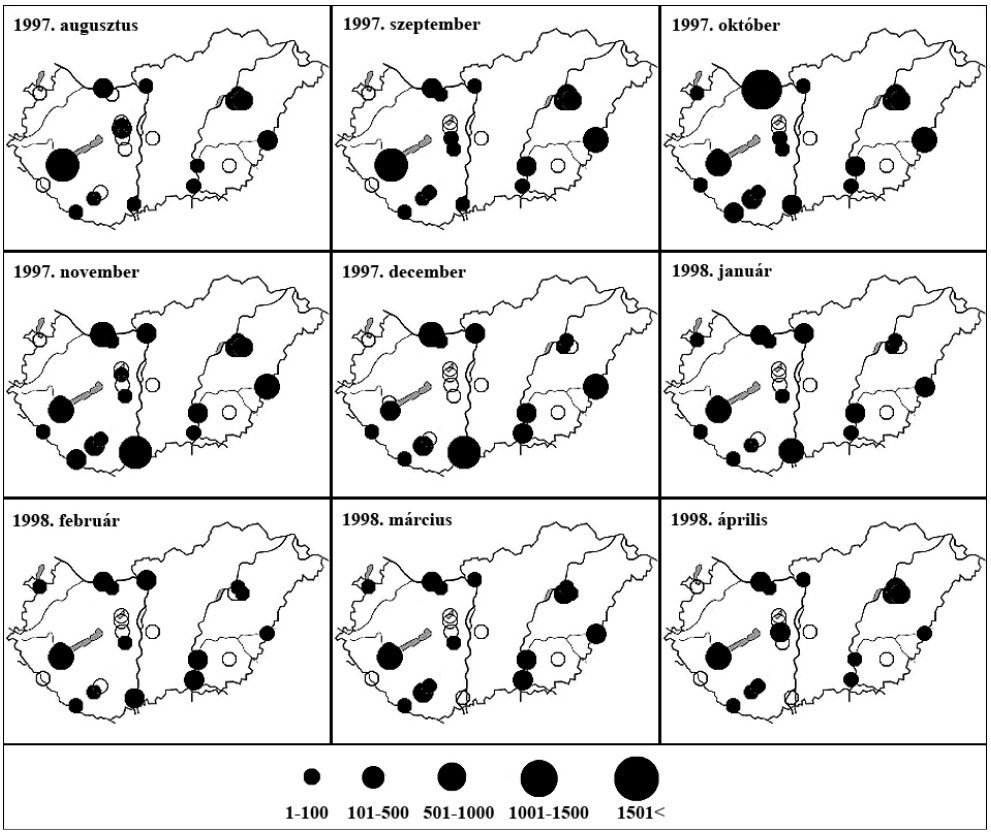
2. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 1997/1998

Table 2: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 1997/1998

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	0	8	0	0	3	3	6	0
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	107	228	2271	967	540	172	281	190	353
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	3	1	5	1	4	8	24	2
Dinnyési Fertő	110	0	0	3	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	0	3	19	0	0	0	0	0	156
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	0	8	1	3	0	1	5	12	0
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	30	21	21	19	0	46	30	25	18
Kis-Balaton	1217	1480	708	776	250	746	860	775	808
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	3	21	130	106	89	20	45	25	11
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	1	2	10	5	0	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	7	50	130	110	200	15	40	150	12
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	1	3	8	0	0	0	3	1
Dunakanyar Danube bend	2	3	15	262	463	499	200	96	54
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	52	73	396	1150	1160	910	330	0	0
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	123	320	120	422	3	46	0	260	152
Hortobágy II.	58	114	353	5	11	1	10	100	122
Hortobágy III.	478	160	470	180	0	0	88	76	124
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	285	838	960	900	710	240	15	425	62
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	61	304	342	241	410	455	181	286	3
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	35	33	89	18	175	20	135	135	22
Magyarország összesen Hungary total	**2568**	**3660**	**6038**	**5177**	**4022**	**3183**	**2231**	**2588**	**1900**



1. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1996/1997
Map 1: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 1996/1997



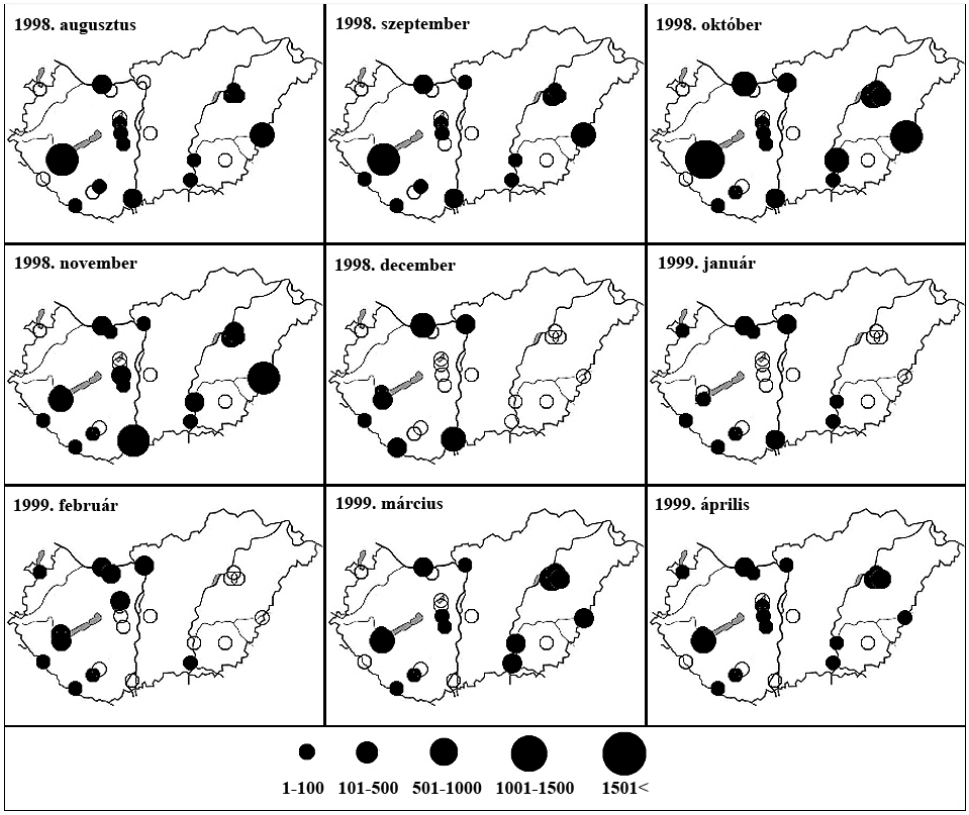
2. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1997/1998
Map 2: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 1997/1998

3. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 1998/1999
Table 3: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 1998/1999

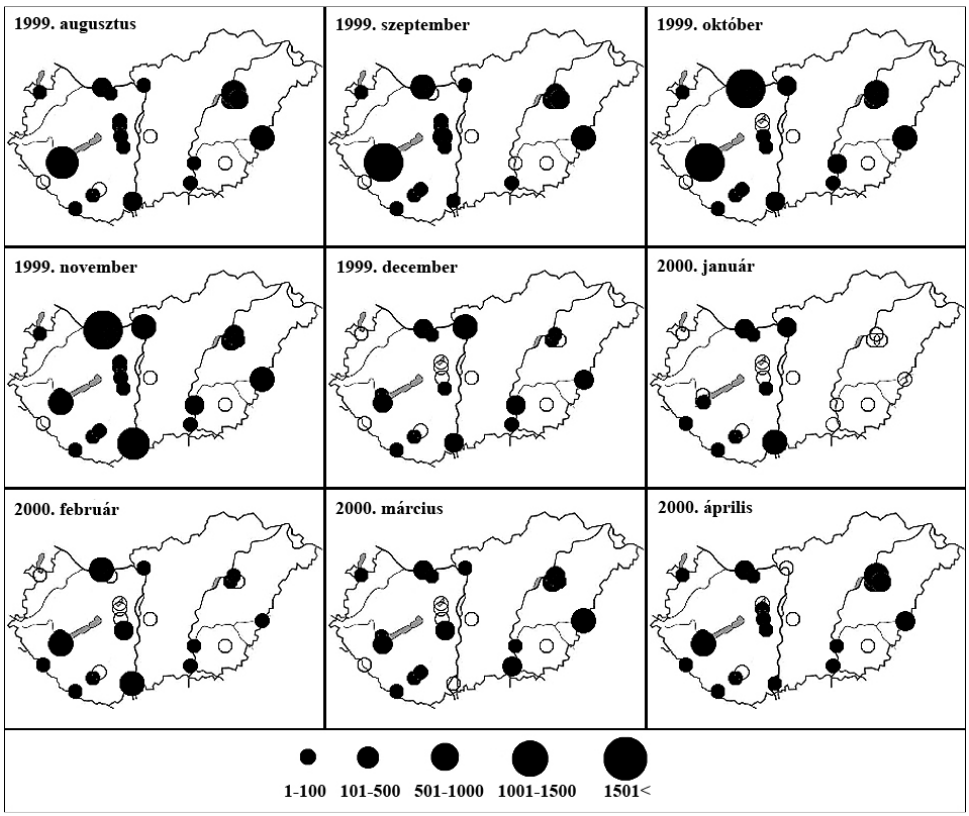
Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	0	0	0	0	8	40	0	4
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	189	292	952	223	502	468	333	334	242
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	0	17	0	19	170	0	41
Dinnyési Fertő	8	12	6	0	0	0	0	0	1
Velencei-tó Lake Velence	0	0	0	0	0	0	180	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	1	85	12	250	0	0	0	71	18
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	63	0	35	41	0	0	0	34	4
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	31	44	27	27	18	0	140	13	23
Kis-Balaton	1238	1263	2530	686	288	52	143	850	929
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	6	10	42	93	153	83	56	30	5
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	2	0	2	8	5	5	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	0	0	50	70	0	60	2	40	9
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	10	4	0	0	0	0	0	0	0
Dunakanyar Danube bend	0	16	112	60	453	142	108	49	29
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	133	158	310	1200	890	410	0	0	0
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	28	245	878	339	0	0	0	810	175
Hortobágy II.	73	61	139	283	0	0	0	269	72
Hortobágy III.	19	21	111	20	0	0	0	171	145
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	550	568	1215	1350	0	0	0	250	50
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	55	31	599	285	0	88	0	102	31
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	18	7	11	37	0	26	2	126	34
Magyarország összesen Hungary total	**2422**	**2819**	**7029**	**4983**	**2312**	**1361**	**1179**	**3149**	**1812**

4. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 1999/2000
Table 4: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 1999/2000

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	1	2	5	13	0	0	0	2	2
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	110	594	2038	1765	320	492	754	355	196
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	0	4	3	2	1	0	1	20
Dinnyési Fertő	18	14	0	47	0	0	0	0	3
Velencei-tó Lake Velence	36	30	0	3	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	13	110	62	51	0	0	0	0	3
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	15	35	10	37	5	1	117	201	43
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	23	36	19	45	0	17	18	13
Kis-Balaton	1163	1718	1644	565	211	7	610	492	767
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	15	22	51	61	53	47	80	40	2
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	0	0	7	4	0	7
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	28	6	9	15	30	45	100	11	4
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	8	50	5	0	0	0	20	0
Dunakanyar Danube bend	19	42	187	667	622	105	65	21	0
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	37	230	395	1380	330	590	590	0	16
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	494	195	260	200	22	0	1	111	178
Hortobágy II.	610	354	893	295	10	0	21	281	546
Hortobágy III.	225	218	60	39	0	0	0	46	126
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	1000	760	755	624	300	0	1	880	310
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	24	0	325	404	268	0	63	43	65
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	1	16	7	4	51	0	60	296	2
Magyarország összesen Hungary total	**3810**	**4377**	**6791**	**6197**	**2269**	**1295**	**2483**	**2818**	**2303**



3. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1998/1999
Map 3: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 1998/1999



4. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1999/2000
Map 4: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 1999/2000

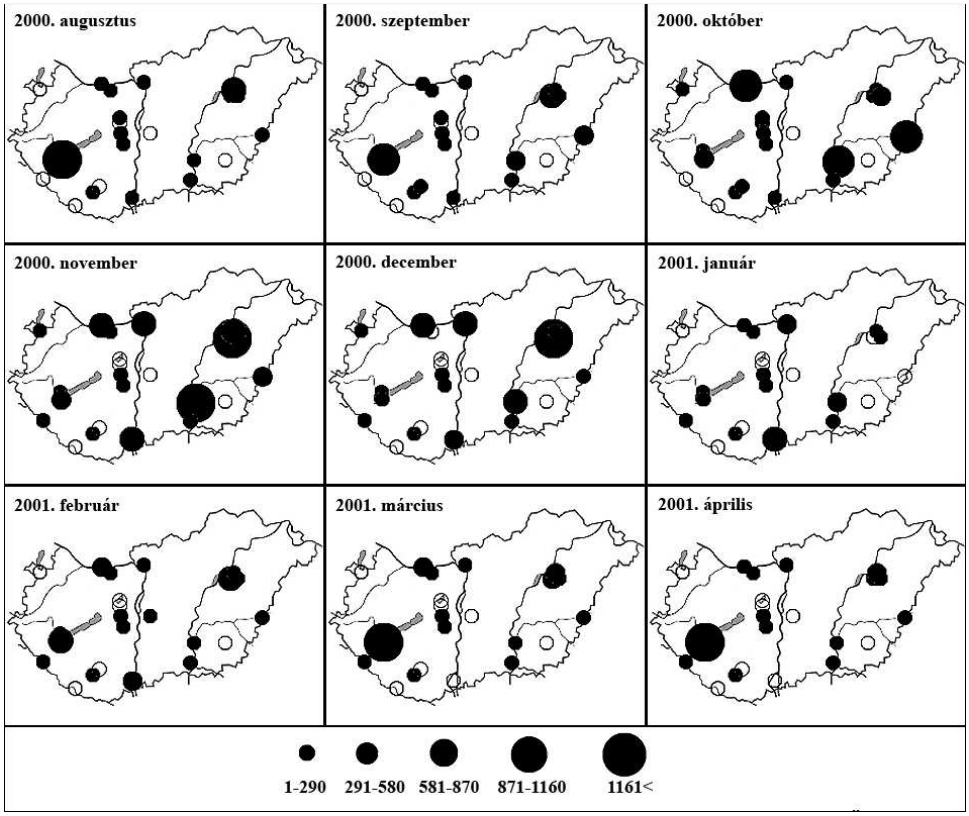
5. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2000/2001
Table 5: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2000/2001

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	0	1	1	2	0	0	2	0
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	79	221	1044	763	657	268	436	298	255
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	2	1	34	4	0	1	70	40	4
Dinnyési Fertő	0	0	17	0	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	70	30	10	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	6	46	22	13	51	12	2	51	39
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	51	187	110	56	47	19	88	39	49
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	15	18	37	18	9	25	36	8	6
Kis-Balaton	1356	945	498	307	264	118	772	1423	1288
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	50	31	64	52	26	1
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	10	6	200	120	50	1	40	15	6
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	1	55	0	0	0	0	0	0
Dunakanyar Danube bend	10	19	118	814	631	487	96	86	55
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	52	133	163	649	529	660	450	0	0
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Hortobágy I.	173	668	180	1296	1450	0	800	550	140
Hortobágy II.	626	290	140	686	500	17	186	486	445
Hortobágy III.	152	59	396	283	95	2	10	49	64
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	270	510	1118	350	75	0	49	121	20
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	79	344	948	1214	597	395	182	116	28
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	9	129	169	57	11	10	50	155	129
Magyarország összesen Hungary total	**2960**	**3607**	**5260**	**6681**	**4999**	**2079**	**3320**	**3465**	**2529**

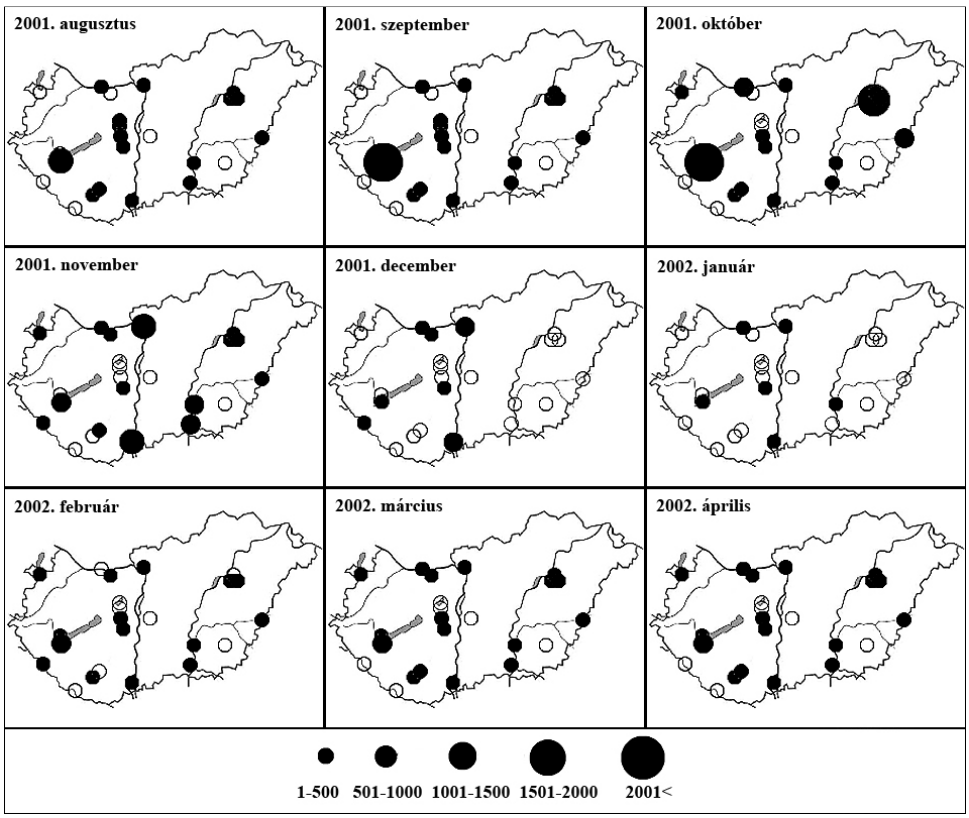
6. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2001/2002

Table 6: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2001/2002

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	0	3	3	0	0	1	1	3
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	72	99	523	342	383	431	0	196	200
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	0	1	28	0	8	36	11
Dinnyési Fertő	37	21	0	0	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	7	10	0	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	4	86	20	0	0	0	4	12	4
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	58	4	84	35	33	7	95	207	72
Pacsmagi-halastavak Fishponds at Pacsmag	6	15	76	200	0	0	112	82	2
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	25	31	0	0	0	26	12	19
Kis-Balaton	1338	2580	2540	937	3	1	601	552	632
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	9	130	0	12	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	3	17	75	0	0	0	19	5	2
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	3	6	22	18	0	0	0	5	2
Dunakanyar Danube bend	17	21	386	1069	598	163	221	107	76
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	97	134	490	1100	520	487	320	215	168
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	90	481	1550	450	0	0	45	154	127
Hortobágy II.	52	46	50	25	0	0	0	6	48
Hortobágy III.	20	76	12	55	0	0	6	30	34
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	471	387	807	348	0	0	160	193	53
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	189	183	125	587	0	2	257	8	90
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	45	135	76	570	0	0	57	92	50
Magyarország összesen Hungary total	**2509**	**4326**	**6870**	**5749**	**1695**	**1091**	**1944**	**1913**	**1593**



5. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2000/2001
Map 5: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2000/2001



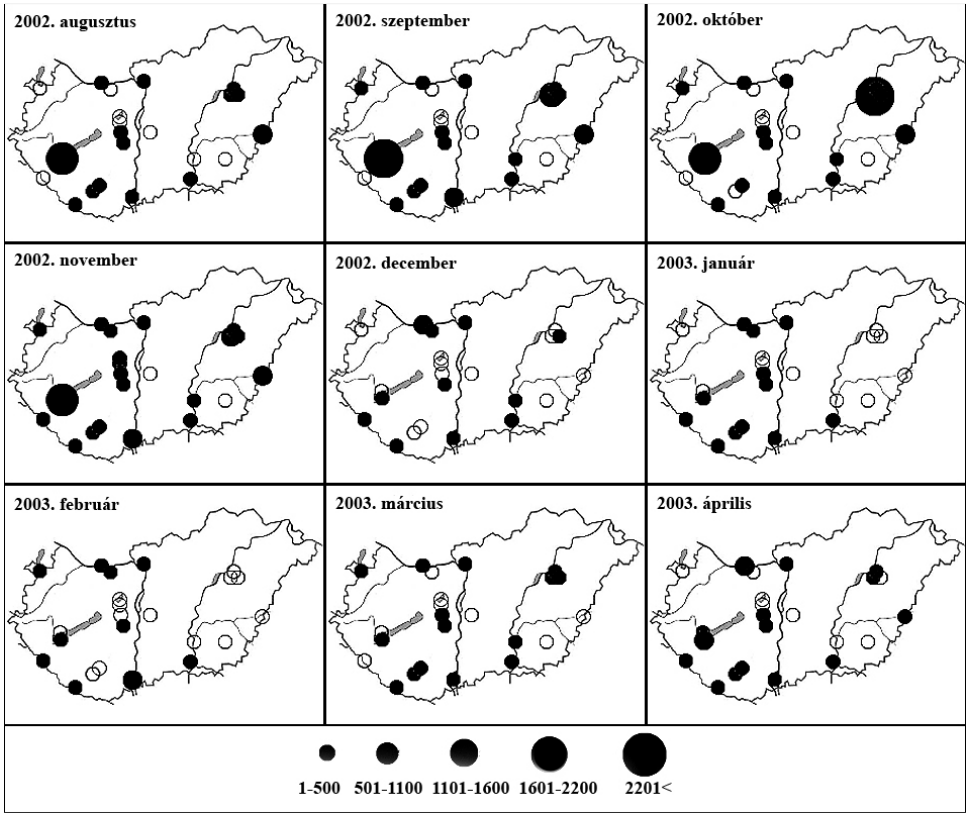
6. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2001/2002
Map 6: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2001/2002

7. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2002/2003
Table 7: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2002/2003

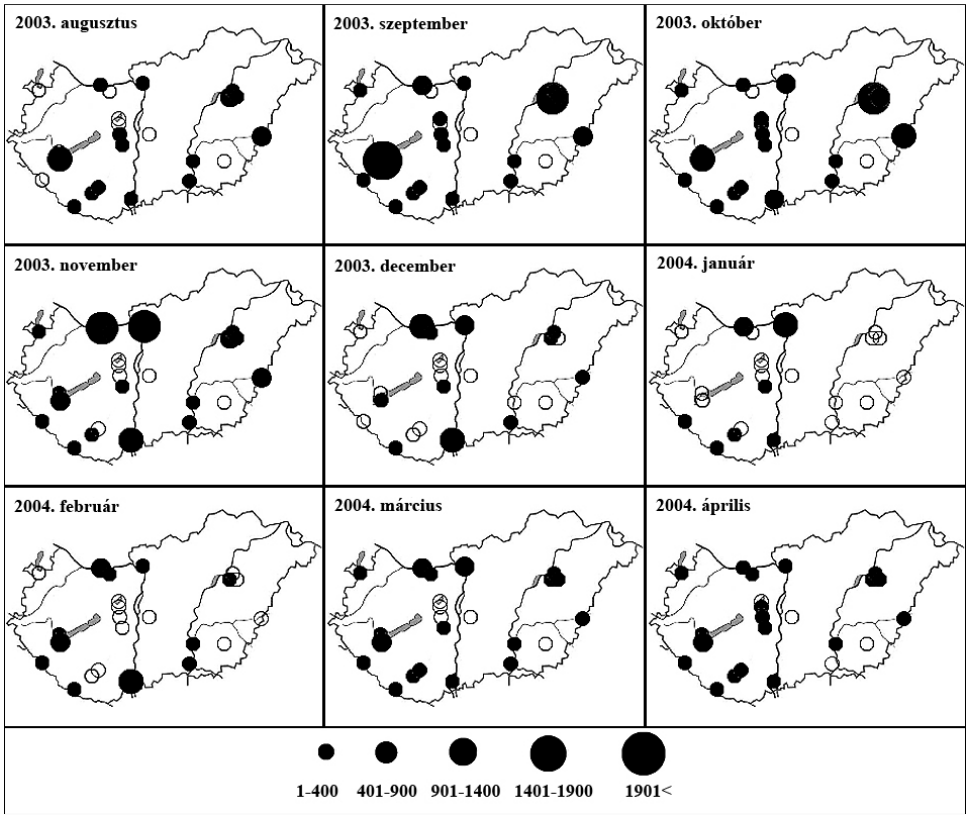
Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	2	2	68	0	0	25	18	0
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	3	82	147	323	507	323	359	267	506
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	0	3	1	370	22	0	0
Dinnyési Fertő	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	0	0	0	11	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	16	74	27	5	0	1	0	2	29
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	41	13	16	145	172	22	1	47	94
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	11	22	12	0	0	0	0	14
Kis-Balaton	1986	2728	2034	1923	186	6	49	450	796
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	52	130	18	41	0	18
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	15	13	44	83	50	38	50	55	1
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	22	3	0	70	0	7	0	60	4
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	14	10	300	1	0	1	0	1	10
Dunakanyar Danube bend	27	45	52	373	363	105	221	292	23
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	59	509	406	615	55	392	570	423	71
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	475	1320	2350	855	0	0	0	130	122
Hortobágy II.	52	94	60	54	0	0	0	8	40
Hortobágy III.	45	68	341	30	3	0	0	80	0
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	840	771	945	615	0	0	0	0	248
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	0	165	63	106	4	0	0	236	0
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	35	8	17	285	20	4	1	29	64
Magyarország összesen Hungary total	**3630**	**5916**	**6826**	**5631**	**1491**	**1287**	**1339**	**2098**	**2040**

8. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2003/2004
Table 8: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2003/2004

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	1	15	4	0	0	0	3	1
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	296	829	257	1510	1115	562	589	655	397
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	0	0	2	0	27	1	4
Dinnyési Fertő	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Velencei-tó Lake Velence	0	3	7	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	173	65	19	0	0	0	0	0	2
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	23	35	138	70	21	1	0	92	46
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	10	11	4	0	0	27	1	2
Kis-Balaton	1053	2290	1120	609	3	0	859	606	768
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	38	17	45	0	80	12	25	50
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	55	33	46	61	71	74	50	34	38
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	1	5	150	40	0	1	0	70	85
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	1	2	4	0	0	0	0	1	10
Dunakanyar Danube bend	10	63	460	1663	828	1096	134	496	2
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	140	81	776	1347	1067	302	1139	281	18
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	430	1600	1812	640	82	0	2	158	264
Hortobágy II.	42	23	48	68	52	0	0	20	125
Hortobágy III.	7	25	0	0	0	130	504	153	88
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	500	810	985	667	200	0	0	157	90
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	270	190	170	300	0	0	30	35	90
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	22	61	160	24	10	0	5	202	0
Magyarország összesen Hungary total	**3023**	**6164**	**6196**	**7052**	**3451**	**2246**	**3378**	**2990**	**2081**



7. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2002/2003
Map 7: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2002/2003



8. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2003/2004
Map 8: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2003/2004

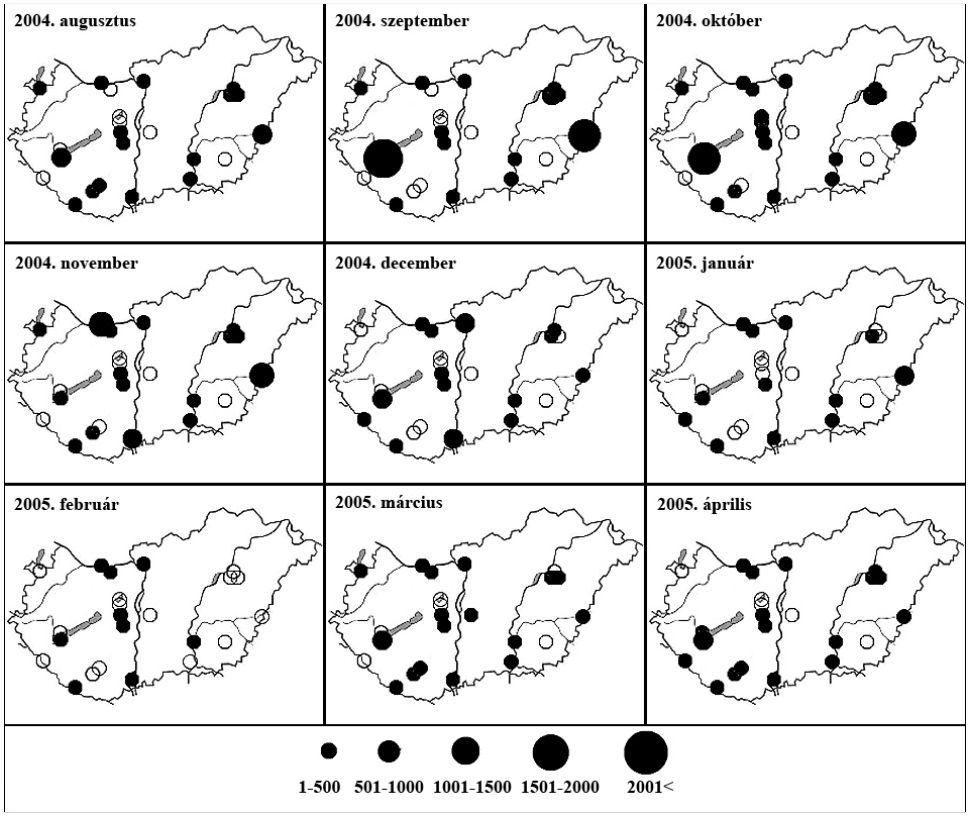
9. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2004/2005

Table 9: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2004/2005

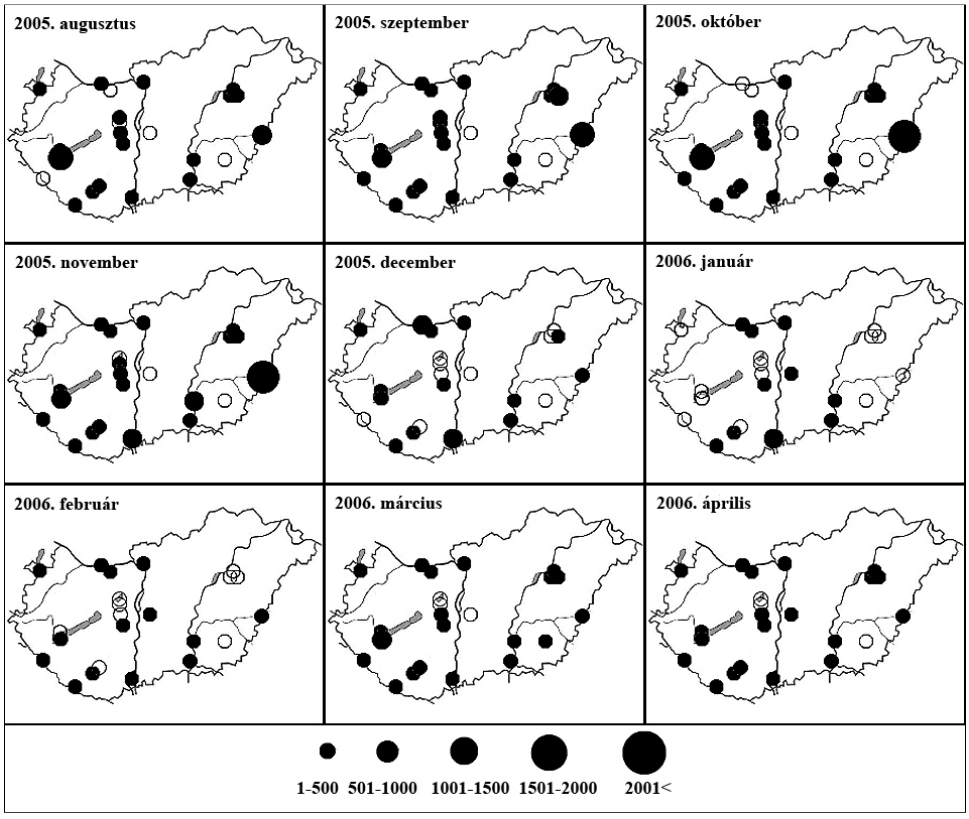
Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	4	2	3	26	0	0	0	71	0
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	119	149	345	1174	387	345	119	273	264
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	60	6	70	124	8	26	2
Dinnyési Fertő	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	0	0	17	7	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	113	284	21	174	25	0	2	18	5
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	56	28	29	193	62	166	23	48	24
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Kis-Balaton	674	2620	1560	271	503	4	19	680	970
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	0	40	2	0	0	25
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	5	93	308	91	126	125	74	69	2
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	18	0	6	12	0	0	0	210	40
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	1	0	0	0	0	0	0	4	7
Dunakanyar Danube bend	50	134	397	390	745	259	152	199	20
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	158	472	236	665	687	455	196	191	14
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Hortobágy I.	423	650	1000	354	20	5	0	80	315
Hortobágy II.	48	78	112	78	45	0	0	0	90
Hortobágy III.	70	300	345	80	0	0	0	150	26
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	885	1509	1139	1190	390	510	0	39	411
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	220	170	100	320	120	85	2	40	110
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	6	8	60	36	18	20	0	7	11
Magyarország összesen Hungary total	**2850**	**6497**	**5741**	**5067**	**3238**	**2100**	**595**	**2107**	**2339**

10. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2005/2006
Table 10: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2005/2006

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	2	3	4	5	25	0	11	13	3
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	38	251	0	445	682	406	164	184	416
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	1	0	2	70	160	21	4	18
Dinnyési Fertő	0	12	17	4	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	1	15	12	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	134	291	227	70	0	0	0	38	48
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	85	54	62	66	65	2	50	31	41
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	20	18	42	46	1	0	0	25	14
Kis-Balaton	1390	725	1486	713	22	0	406	913	415
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	40	18	32	0	0	5	30	8
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	15	6	14	45	206	109	153	53	1
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	6	1	9	7	20	65	80	20	16
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	4	7	7	6	0	0	0	2	3
Dunakanyar Danube bend	12	75	217	234	188	167	102	66	5
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	43	208	450	768	731	515	471	420	30
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	2	2	0	47
Hortobágy I.	262	420	430	414	0	0	0	183	235
Hortobágy II.	43	45	58	27	0	0	0	90	202
Hortobágy III.	170	555	100	20	4	0	0	32	1
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	29	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	670	1185	1560	1550	15	0	18	310	265
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	50	125	240	560	10	40	35	110	270
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	8	31	41	105	31	174	20	213	77
Magyarország összesen Hungary total	**2953**	**4068**	**4994**	**5119**	**2070**	**1640**	**1538**	**2766**	**2115**



9. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2004/2005
Map 9: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2004/2005



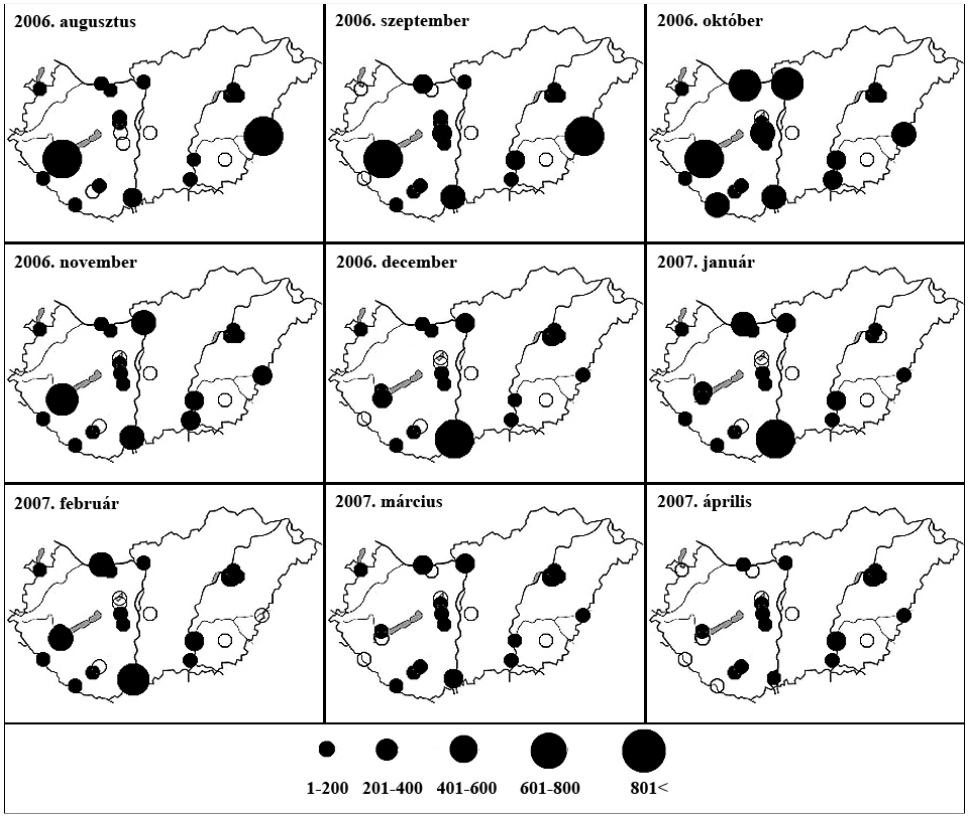
10. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2005/2006
Map 10: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2005/2006

11. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2006/2007
Table 11: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2006/2007

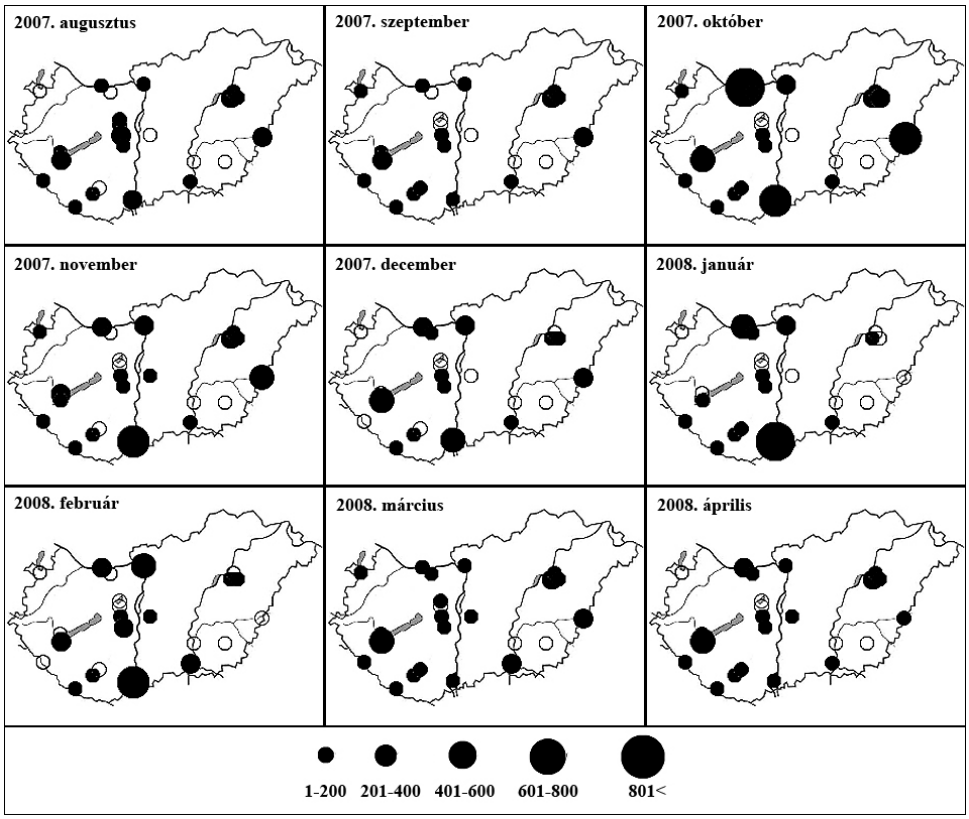
Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	5	0	7	9	5	6	13	56	0
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	40	240	702	116	99	407	436	246	188
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	0	4	12	18	13	36	0	0
Dinnyési Fertő	7	32	46	3	0	0	0	4	2
Velencei-tó Lake Velence	3	7	0	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	0	354	405	31	35	18	59	7	102
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	0	12	79	182	97	81	191	188	50
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	2	2	13	4	22	211	92	15	14
Kis-Balaton	812	879	1979	622	693	140	428	0	0
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	3	0	26	5	0	17	8	0	0
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	7	183	454	198	163	130	51	10	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	0	2	30	15	15	40	60	10	30
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	13	9	6	0	0	10	18	2	5
Dunakanyar Danube bend	10	84	693	440	315	384	122	359	10
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	334	472	550	549	949	861	694	213	77
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	135	95	160	150	255	10	260	240	380
Hortobágy II.	64	133	115	40	30	1	22	85	26
Hortobágy III.	7	17	2	4	1	0	3	6	5
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	880	1890	568	305	190	45	0	18	100
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	85	280	260	280	175	290	210	90	280
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	120	133	290	271	79	15	122	25	83
Magyarország összesen Hungary total	**2528**	**4824**	**6389**	**3236**	**3141**	**2679**	**2825**	**1574**	**1352**

12. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2007/2008
Table 12: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2007/2008

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	11	9	15	0	0	0	8	0
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	161	156	1304	217	339	587	343	123	272
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	30	0	70	4	0	2	2
Dinnyési Fertő	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	4	0	0	0	0	0	0	7	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	234	140	70	160	1	3	21	74	4
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	48	64	49	98	200	2	201	70	19
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	12	53	31	231	0	0	0	85	51
Kis-Balaton	202	217	427	159	464	78	370	557	412
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	6	20	36	2	0	17	0	3	3
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	35	28	180	112	85	64	60	15	4
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	2	30	170	30	12	80	1	80	70
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	15	27	0	0	2	0	4	100
Dunakanyar Danube bend	93	57	270	263	332	347	401	122	110
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	327	176	763	693	467	1394	656	53	31
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	14	0	0	3	2	1
Hortobágy I.	315	330	340	370	25	16	30	330	250
Hortobágy II.	60	39	60	51	0	0	0	158	76
Hortobágy III.	40	164	318	27	1	0	14	30	64
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	235	378	678	466	304	0	0	219	70
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	65	420	420	400	230	0	15	524	160
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	50	44	77	149	14	8	205	277	18
Magyarország összesen **Hungary total**	**1892**	**2342**	**5259**	**3457**	**2544**	**2602**	**2320**	**2743**	**1717**



11. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2006/2007
Map 11: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2006/2007



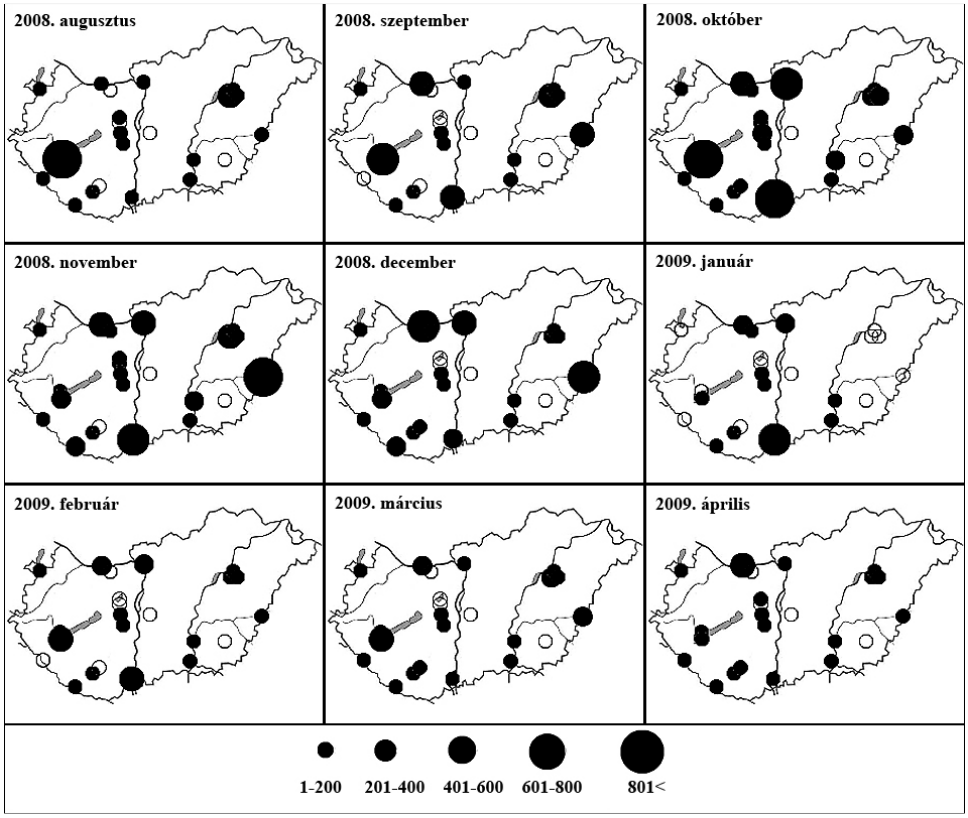
12. térkép: A kárókatona előfordulás havi mintázata Magyarországon, 2007/2008
Map 12: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2007/2008

13. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2008/2009
Table 13: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2008/2009

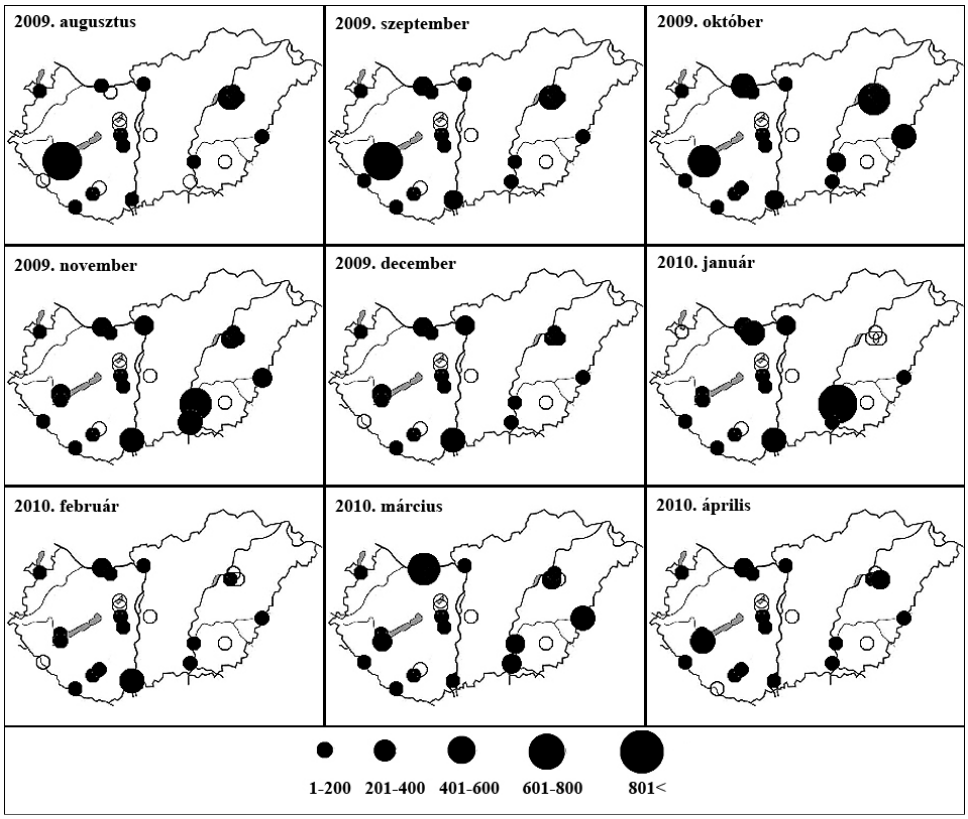
Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	1	6	3	8	22	0	7	45	8
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	94	490	479	440	612	362	341	235	401
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	4	30	50	60	0	0	0
Dinnyési Fertő	0	0	15	18	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	3	0	27	20	0	0	0	0	44
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	167	168	220	4	100	25	120	96	50
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	58	31	143	123	143	38	91	102	3
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	10	26	26	123	74	0	27	51	39
Kis-Balaton	892	756	1060	318	315	10	465	505	146
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	0	7	45	25	0	0	25	40
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	6	18	37	283	231	36	80	19	1
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	40	30	150	15	30	3	15	30	40
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	0	5	0	1	0	0	10	2
Dunakanyar Danube bend	36	191	725	411	783	318	278	96	15
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	90	484	961	728	361	702	435	82	22
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	431	475	285	415	160	0	8	245	160
Hortobágy II.	32	65	53	62	30	0	2	63	71
Hortobágy III.	95	74	350	108	14	0	16	20	49
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	87	485	379	968	640	0	112	375	91
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	80	180	400	250	110	3	120	95	125
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	60	24	131	82	74	22	30	54	2
Magyarország összesen Hungary total	**2183**	**3503**	**5460**	**4451**	**3775**	**1579**	**2147**	**2148**	**1309**

14. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2009/2010
Table 14: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2009/2010

Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	3	6	11	18	3	0	7	8	8
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	84	275	391	559	377	387	381	690	383
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	2	24	70	90	500	90	8	10
Dinnyési Fertő	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Velencei-tó Lake Velence	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	11	52	73	82	18	35	2	37	28
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	40	39	56	122	168	26	4	164	3
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	16	12	33	243	216	114	3	15	11
Kis-Balaton	843	1056	798	162	36	9	19	305	406
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	8	3	4	0	60	0	10	18
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	15	5	93	113	73	90	99	56	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	20	25	40	60	50	30	20	200	30
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	0	14	0	0	0	6	0	4
Dunakanyar Danube bend	29	78	161	291	207	343	114	104	37
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	87	318	379	475	486	458	486	91	100
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	470	500	675	340	82	0	3	207	192
Hortobágy II.	20	37	23	26	12	0	0	129	0
Hortobágy III.	95	27	60	45	2	0	0	0	240
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	161	174	553	263	8	181	9	467	105
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	95	90	400	610	70	1000	60	360	80
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	3	14	145	457	18	148	50	226	12
Magyarország összesen **Hungary total**	**1992**	**2718**	**3932**	**3940**	**1916**	**3381**	**1353**	**3077**	**1667**



13. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2008/2009
Map 13: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2008/2009



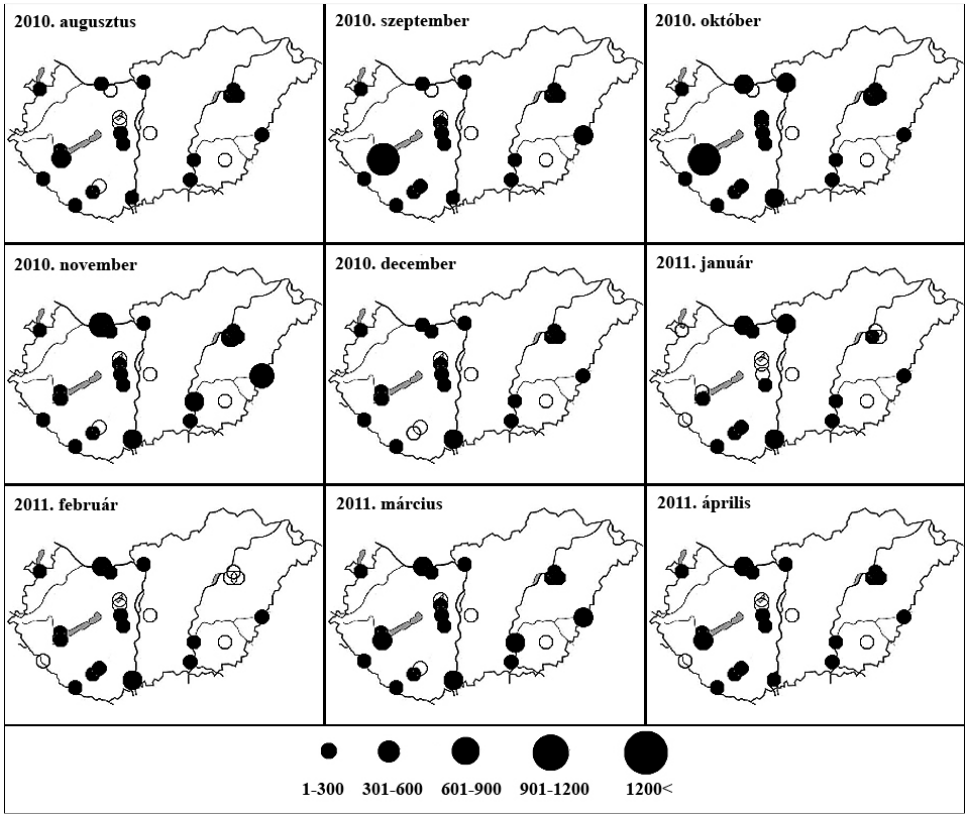
14. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2009/2010
Map 14: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2009/2010

15. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2010/2011
Table 15: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2010/2011

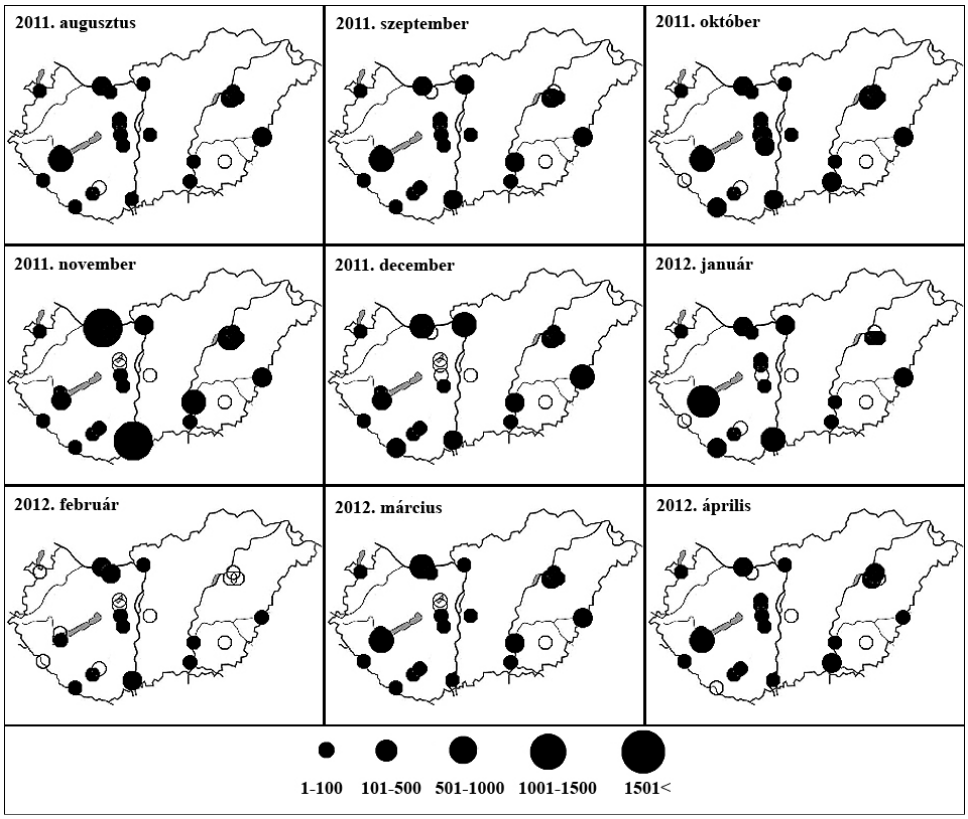
Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	3	1	24	14	27	0	9	10	15
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	8	46	547	742	243	385	519	560	339
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	0	80	130	30	50	232	28
Dinnyési Fertő	0	71	130	92	11	0	0	9	0
Velencei-tó Lake Velence	0	0	24	0	0	0	0	0	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	46	79	203	102	2	0	6	11	26
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	13	15	34	94	24	40	220	86	6
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	39	28	17	228	3	0	96	11	37
Kis-Balaton	386	1139	1057	277	7	15	67	486	480
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	1	2	35	17	0	0	40	0
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	17	18	82	146	34	190	87	14	3
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	60	60	150	25	0	8	150	300	30
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	4	4	0	0	30	4	0	4
Dunakanyar Danube bend	10	32	369	151	77	398	242	45	16
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	18	59	525	454	311	413	301	556	31
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	280	238	422	394	30	2	0	137	300
Hortobágy II.	15	5	20	7	4	0	0	21	26
Hortobágy III.	85	65	135	25	1	0	0	32	8
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	89	320	260	610	12	14	6	450	123
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	10	130	3	360	200	95	290	520	55
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	12	141	51	63	137	51	150	54	32
Magyarország összesen Hungary total	**1092**	**2452**	**4059**	**3899**	**1270**	**1671**	**2197**	**3574**	**1559**

16. táblázat: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 2011/2012
Table 16: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 2011/2012

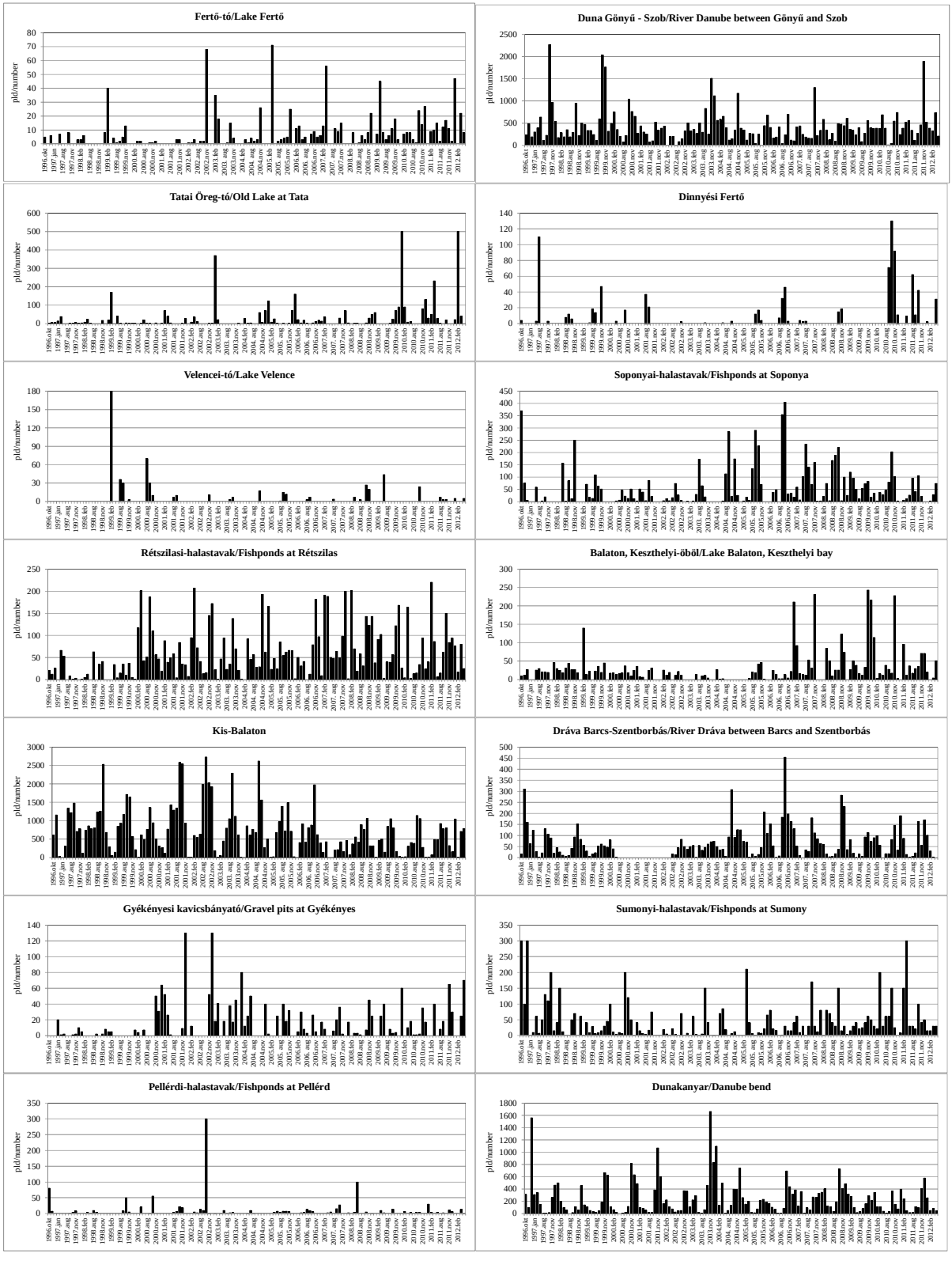
Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	2	12	17	11	2	47	0	22	9
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	115	266	463	1893	524	385	325	738	208
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	1	0	20	0	0	22	500	40
Dinnyési Fertő	62	11	42	0	0	2	0	0	31
Velencei-tó Lake Velence	7	3	3	0	0	5	0	0	5
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	96	41	106	20	0	0	3	28	74
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	15	62	150	84	94	76	17	80	25
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	17	30	35	71	71	20	0	4	51
Kis-Balaton	920	775	807	321	155	1045	6	708	787
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	8	18	0	65	30	0	0	25	70
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	6	21	163	56	170	101	30	3	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	30	20	100	40	50	15	15	30	30
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	2	0	11	6	0	0	13	1
Dunakanyar Danube bend	21	113	92	403	579	258	50	85	48
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	44	110	359	1586	317	602	225	45	25
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	9	71	2	0	0	0	0	1	0
Hortobágy I.	285	327	798	515	165	74	0	254	288
Hortobágy II.	20	0	17	59	29	0	0	56	135
Hortobágy III.	22	42	38	40	21	6	0	20	0
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	177	118	350	850	615	224	6	246	58
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	80	125	65	930	440	58	3	130	80
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	8	28	175	65	50	6	6	63	286
Magyarország összesen Hungary total	**1944**	**2196**	**3782**	**7040**	**3318**	**2924**	**708**	**3051**	**2251**



15. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2010/2011
Map 15: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2010/2011

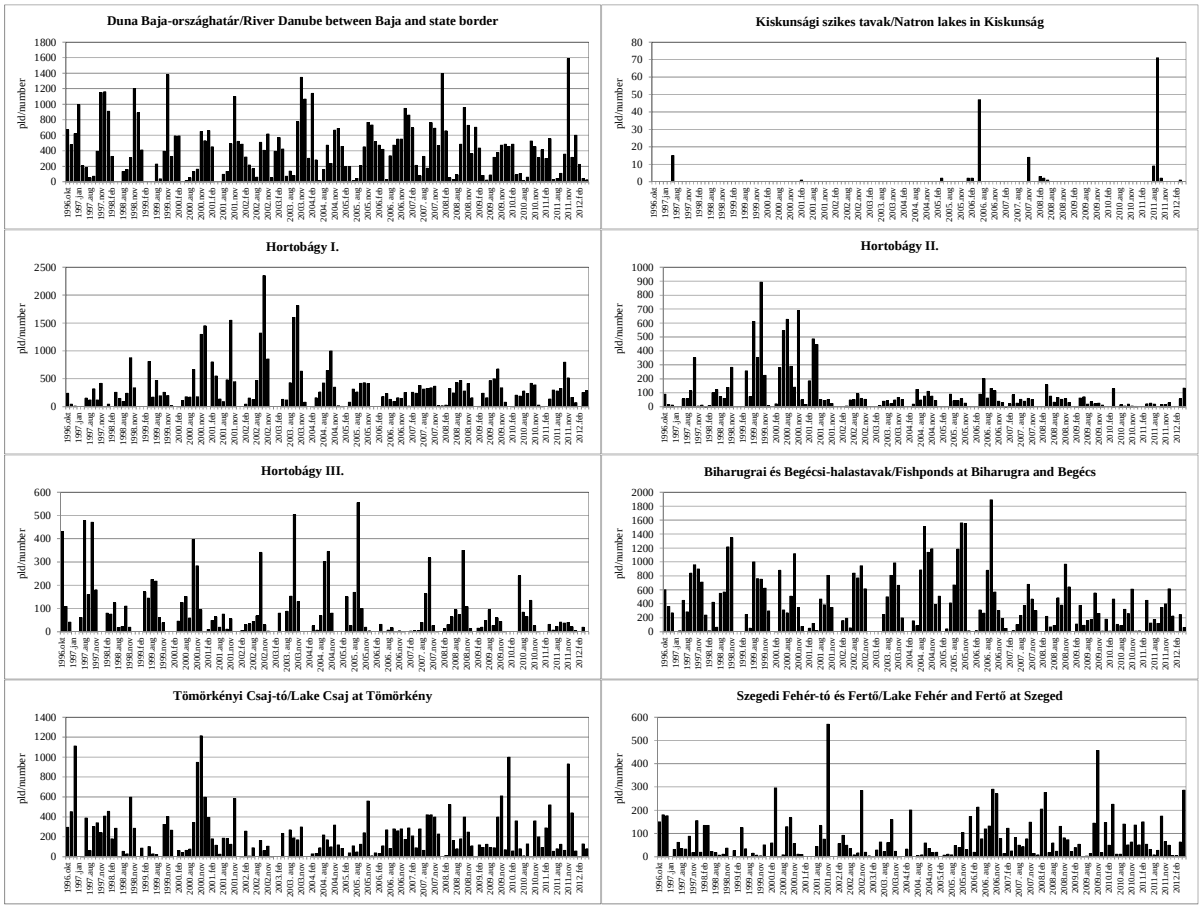


16. térkép: A kárókatona előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2011/2012
Map 16: Monthly distribution pattern of Great Cormorant in Hungary, 2011/2012

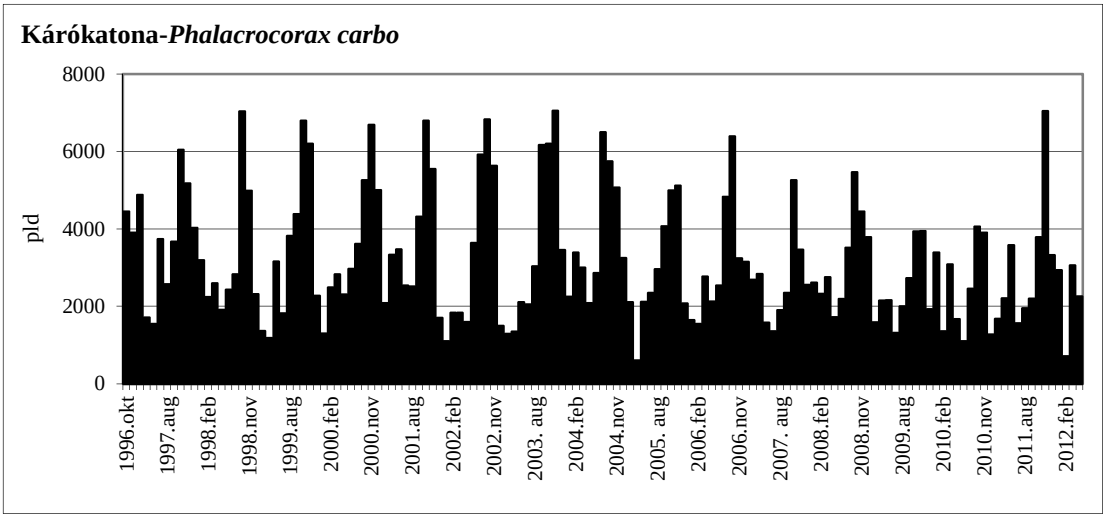


1. ábra: A kárókatona dinamikája az egyes monitoringterületeken

Figure 1: Dynamics of Great Cormorant on monitoring sites

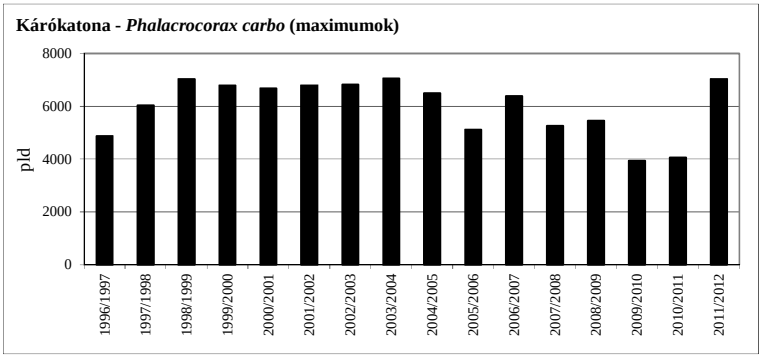


1. ábra (folyt.): A kárókatona dinamikája az egyes monitoringterületeken
Figure 1 (cont.): Dynamics of Great Cormorant on monitoring sites



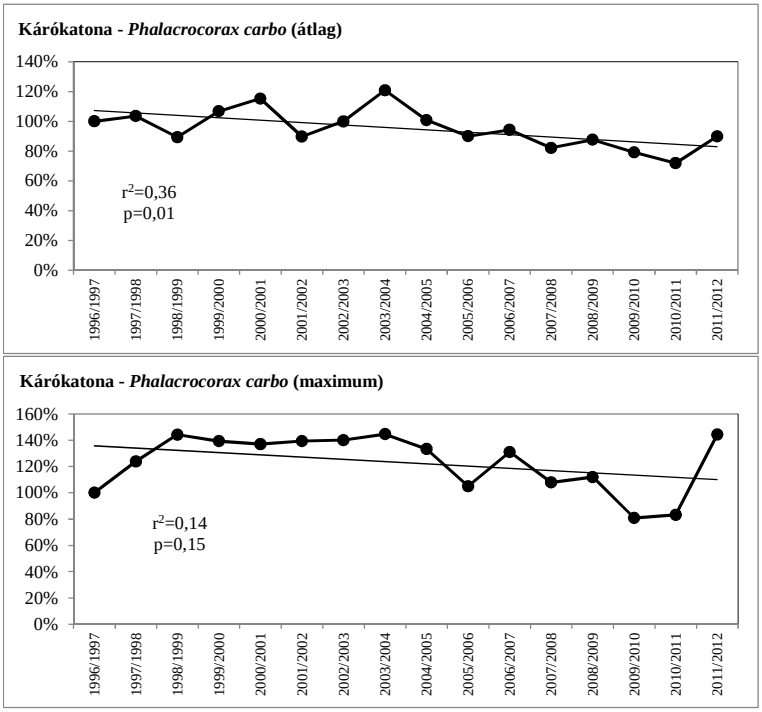
2. ábra: A kárókatona dinamikája Magyarországon, 1996‑2012
Figure 2: Dynamics of Great Cormorant in Hungary, 1996–2012

A *Magyar Vízivad Monitoring* egyes vizsgálati területeinek tartamos kárókatona-dinamikáját tekintve (**1. ábra**) jól megkülönböztethetők azok a területek, amelyek időszakos jellegüknél fogva szegényes vagy értékelhetetlen haltáplálék kínálattal rendelkezve tulajdonképpen kárókatona-mentesek, ott e faj csak alkalmilag, pihenni jelenik meg (kardoskúti Fehér-tó, kiskunsági szikes tavak), továbbá a természetes vizek és a halastavak. Utóbbi két nagy csoportban elkülöníthetők azok a területek, ahol fészkel a kárókatona, és azok, ahol nem; illetve azok a területek, ahol intenzív gyérítés/riasztás folyik, s azok, ahol ez nem tipikus. Ez utóbbi összefügg a terület védettségével is. A megjelenést befolyásolja a víztest befagyása (sekély vizek, halastavak) vagy jégmentessége (Duna-szakaszok). Ennek megfelelően a területeken számlált kárókatonák mennyisége nem elsősorban a természetes



3. ábra: A kárókatona éves maximális példányszámainak dinamikája Magyarországon, 1996‑2012

Figure 3: Dynamics of yearly maximum values of Great Cormorant in Hungary, 1996–2012



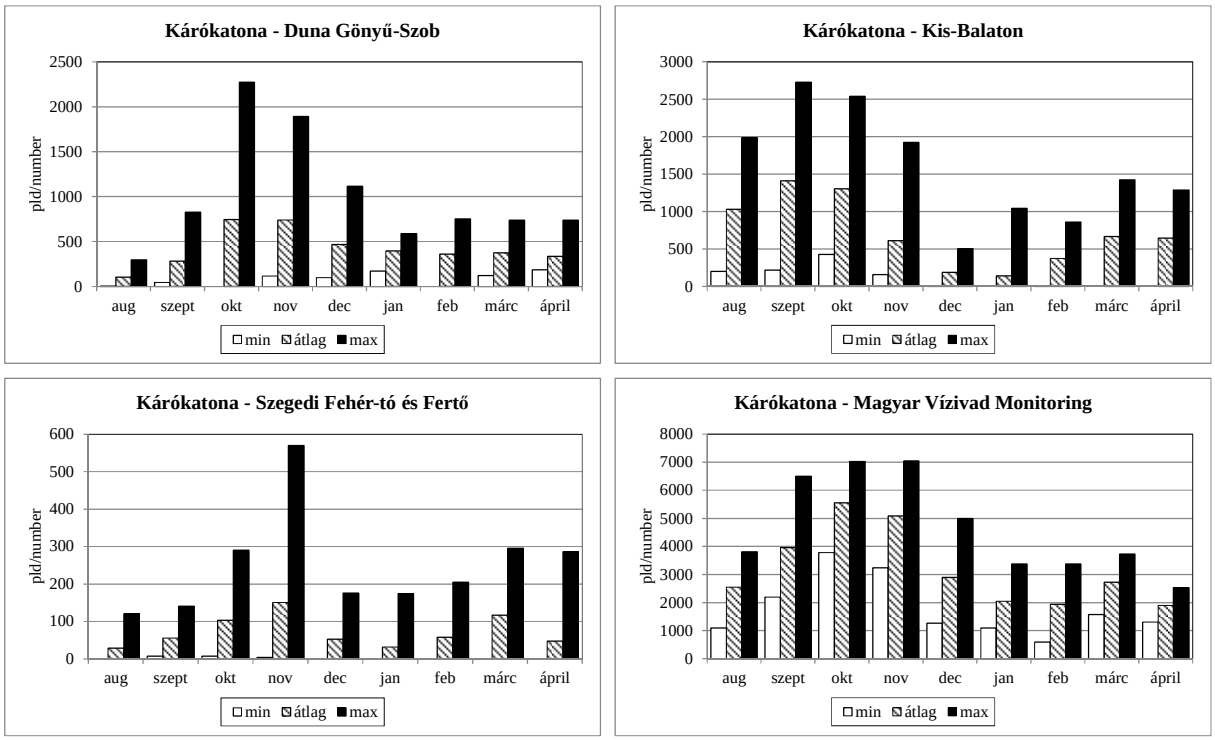
4. ábra: A kárókatona éves átlagos (felül) és maximális (alul) populációs indexeinek trendje Magyarországon, 1996‑2012

Figure 4: Trends of yearly mean (above) and maximum (bottom) indices of Great Cormorant in Hungary, 1996–2012

élőhelyi jóság (táplálékkínálat) függvénye, hanem mindenekelőtt a zavartság mértéke és a jégmentesség által determinált. A halastavak permanens és „korlátlan" táplálékkínálata nagy vonzerő ugyan, de a riasztás és gyérítés a feldúsulás ellen hat. A jóval kisebb táplálékkínálatú Duna-szakaszoknak viszont előnye a nyugalom (fészkeléskor és vonuláskor/teleléskor egyaránt), illetve a befagyatlan nyílt felszín. E sokténye zős rendszer elemeinek egymáshoz viszonyított mindenkori állapota dönti azt el, hogy a Kárpát-medencében aktuálisan tartózkodó kárókatona-populáció diszpergáltsága milyen mintázatot mutat.

A *Magyar Vízivad Monitoring* területein – amelyek igen jól reprezentálják a hazai viszonyokat – megjelenő összes mennyiség 16 éves alakulása (**2–3. ábra)** a megjelenő kárókatonák ***szerény mértékű csökkenését*** mutatta akár valamennyi hónap, akár az éves maximumok értékeit tekintjük. Az évenként – az átlagértékekből és a maximum értékekből – kiszámított populációs indexek trendjei (**4. ábra**) ugyanezt a csökkenést mutatták ($p=0,01$; $r^2=0,36$ illetve $p=0,15$; $r^2=0,14$). A trendek kisebb szorossága az említett bizonytalansági tényezők következtében fellépő relatíve rapszodikus állományalakulásnak az eredménye, de a tendenciák ilyetén alakulásának validitásához – különösen az utolsó néhány év csökkenése okán – nem férhet kétség.

A bizonytalanságra példa – és magyarázatot jelentő tény – a faj éven belüli országos dinamikája, fenológiája és az egyes kiemelten fontos területek fenológiái között fellépő differenciák (**5. ábra**). ***Máskor és más léptékben*** tetőznek a vonuló és telelő kárókatonák ott ahol a közelben fészektelepek vannak (Duna, Kis-Balaton), mint ahol nincsenek (szegedi Fehér-tó), másként ahol befagy a víz (Kis-Balaton, szegedi Fehér-tó) és ahol nem (Duna), vagy ahol gyérítik (szegedi Fehér-tó) és ahol nem (Kis-Balaton és Duna) az állományt.



5. ábra: A kárókatona éves átlagos (felül) és maximális (alul) állományértékeinek trendje Magyarországon, 1996‑2012

Figure 5: Trends of yearly mean (above) and maximum (bottom) indices of Great Cormorant in Hungary, 1996–2012

4. MEGVITATÁS

A kárókatona Eurázsiában, Észak-Amerikában, Grönlandon, Afrikában és Ausztráliában fordul elő. Hét alfaja ismert, ebből öt palearktikus elterjedésű. Európában az atlanti tengerpartokon a törzsalakja (*Phalacrocorax carbo carbo*), Közép- és Délkelet-Európában, valamint Ázsia egyes részein a nálunk is fészkelő alfaja (*Ph. carbo sinensis*) él. [Japánban a kistestű *Ph. c. hanedae*, Délnyugat-Marokkó partjainál a *Ph. c. maroccanus*, Nyugat-, Dél- és Kelet-Afrika partjainál, továbbá Kelet-Afrika belsejében a *Ph. c. lucidus* fordul elő (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1966)].

Magyarországon korábban nagy költőtelepei voltak, de károkozása miatt ezeket jórészt felszámolták. A 19. század közepére csak néhány fészkelőtelepe maradt. Az 1970-es évektől kezdődően előbb vonuló, majd fészkelőállománya indult növekedésnek annak ellenére, hogy halastavi kártétele miatt továbbra is gyérítették. Ma már mindenütt előfordul az országban ott, ahol a költés és a táplálkozás feltételei adottak (FARAGÓ, 2002b).

A kárókatonának a Magyar Vízivad Monitoring keretében kapott számszerű eredményeit csak akkor tudjuk értelmezni, mennyiségeit a helyén kezelni, ha tisztában vagyunk a faj európai és hazai állományviszonyaival, a változások ismert és prognosztizálható tendenciáival.

Az 1970-es évek kezdete óta Európa kárókatona-állománya növekszik. Kismérvű és regionális növekedés jellemzi a *Phalacrocorax carbo carbo* alfajt, míg erős növekedés a *Ph. c. sinensis*-t.

A ***Phalacrocorax carbo sinensis*** alfaj észak- és közép-európai állományát az 1990-es évek első felében 200 000 példányra, a Fekete- és a Földközi-tenger állományát 100 000 példányra, a délnyugat-ázsiai telelőállományt ugyancsak 100 000 példányra, a dél-ázsiai telelőállományt 25 000 példányra, míg a kelet- és délkelet-ázsiai állományt 25 000 - 100 000 példányra becsülte ROSE & SCOTT (1997). Ezen adatok alapján Európa *Ph. c. sinensis* állománya abban az időben mintegy 300 000 példány lehetett. Egy másik becslés (TUCKER & HEATH, 1994) – ugyancsak az 1990-es években – a faj európai állományát minimum 140 000 párra tette. Közép- és Észak-Európa kárókatona-állománya, amely 3000-5000 költőpárt számlált, az 1981/1982 évekbeli 15 000 költőpárról (28 fészektelep) 1992-re 81 000 költőpárra (170 fészektelep) növekedett (MARION *et al.*, 1997). Az ezredforduló Európa kárókatona-állományát 310 000 - 370 000 párra becsülték, erős növekedés mellett (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). A WETLANDS INTERNATIONAL (2006) néhány évvel később a *Ph. c. sinensis* alfaj észak- és közép-európai állományát 380 000 - 405 000 példányra a Fekete- és a Földközi-tenger állományát 350 000 - 450 000 példányra, a nyugat- és közép-ázsiai fészkelő-állományt 100 000 példányra, a dél-ázsiai állományt legalább 50 000 példányra, míg a kelet- és délkelet-ázsiai állományt mintegy 23 000 példányra becsülte. Ezen adatok alapján a *Ph. c. sinensis* összlétszáma 903 000 - 1 028 000 példány volt, amiből Európa állománya mintegy 730 000 - 855 000 példánnyal részesült. A növekedésnek olyan komplex okai lehetnek, mint a fészkelő- és táplálkozóterületek, illetve a táplálékkínálat növekedése, a klórozott szénhidrogének használatának háttérbe szorulása, vagy megszűnése (összefoglalva FARAGÓ, 2002b).

Magyarországi fészkelése korábban alig volt ismert. Első fészkelése (10 pár) 1947-ben a Kis-Balatonon történt, amit KEVE (1973) a pozsonyligetfalusi – több ezer párra tehető – gémtelep nyárfásának kivágásával, a gémek és a kárókatonák áttelepülésével hozott összefüggésbe. Egészen az 1970-es évek közepéig csak ez a fészektelep létezett Magyarországon. Ettől az időtől kezdve robbanásszerűen növekedett fészkelőállománya. Az 1980-as évek közepén 1700 párra, az 1990-es évek elején már 3000 párra becsülték állományát. 1996-ban 1740 pár fészkelt Magyarországon (LŐRINCZ, 2000). Hasonló értéket

(1700-1800 pár) adnak meg MAGYAR *et al.* (1998) is. Ezek után az 1999–2001 közötti három évben a fészektelep-felmérések 3192, 3185, illetve 3285 párban határozták meg fészkelő-állományát (OLÁH *et al.*, 2003). Ezzel talán összhangban az ezredforduló idején (1995–2002) a BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) 1800-3000 párban adta meg – növekvő trend mellett – becsült hazai fészkelőpárjainak számát. Ennek a megállapításnak a helyességét igazolja, hogy a 2000-es évek első évtizede végén 3000-4000 párra volt tehető a hazai fészkelőállomány (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A kárókatona mennyiségének éven belüli alakulását a fészkelőállomány és annak szaporulata mellett a hazánkon átvonuló, illetve a nálunk telelő mennyiség határozza meg. Korábbi hazai becslések szerint (OLÁH *et al.*, 2003) a 3200 fészkelő pár mellett mintegy 3500 példány az ivaréretlen, nem költő állomány. A 4000-6000 átvonuló példánnyal együtt a tavaszi létszám mintegy 14 000 madár lehet. A nyári egyedszám a kirepülő fiatalokkal feldúsulva elérheti a 18 000 - 20 000 példányt. Ősszel az átvonulókkal együtt egyedszáma meghaladhatja akár a 25 000 példányt is. Téli mennyisége mindig a vizek jegesedésének a függvénye. Hideg teleken főként a Dunára koncentrálódik néhány ezres áttelelő mennyisége (FARAGÓ & GOSZTONYI, 2006; FARAGÓ, 2008b; OLÁH *et al.*, 2003). ***Ezek a számok azt jelentik, hogy a sinensis alfaj állományának 2-4%-a jelenhet meg Magyarországon, amely arány alapvetően nem változott az elmúlt másfél évtizedben.***

A mennyiségi változásokat alapvetően befolyásoló **vonulás** áttekintése nélkül a kárókatona-állomány helyzetértékelése és szabályozásának elképzelések szerinti megvalósítása is értelmezhetetlen. A ***Ph. c. sinensis*** Baltikumban és a Kaszpi-tenger északi partjainál költő populációi vonulnak, a baltiak nemritkán több ezer km-re. A populációnak olykor jelentős része helyben is maradhat. Mindez időről időre változhat is, és szoros összefüggést mutat a jegesedés mértékével. Sok példány vonul le a Földközi-tenger keleti medencéjébe, amiből az is következik, hogy – eltérően a törzsalaktól – a *sinensis* rendszeresen átvonul a szárazföldön. A Nyugat-Európában költők egy része áttelelhet, míg a populáció másik fele déli-délnyugati irányba vonul Franciaország, Spanyolország, Portugália és Marokkó útvonalon. A holland kárókatonáknak vannak nyugati (angliai) és keleti-délkeleti (Szerbia, Olaszország – egészen le Szicíliáig) vándorlásra utaló gyűrűzési megkerülései is. Németországban jelölt madarak esetében is főként déli irányú (Olaszország, Tunézia, Görögország, Algéria) vonulást mutathatunk ki (CRAMP & SIMMONS, 1977; DELLA TOFFOLA *et al.*, 1997).

A ***Magyarországon megkerült*** külföldi gyűrűs madaraknak jelentős része a határos szerb, horvát és szlovák területekről kóborló madár volt, amelyek ennek megfelelően zömében a kirepülések utáni időszakban jelentek meg. Ezek, néhány ugyancsak kóborló cseh, dán, német, észt, lengyel és svéd madárral együtt adták a nyáron (június–augusztus) megkerültek körét. Mennyiségében az őszi (szeptember–november) vonulási időszakból származik a következő nagy csoport, míg a tavaszi (március–május) és a téli (december–február) megkerülések száma és aránya lényegesen kisebb. A fészkelőhelyek közelsége miatt, a szomszédos országok kolóniáiból az év más időszakában is nagyobb számú kárókatona jár át táplálkozni hozzánk. Főként az őszi, kisebb arányban a tavaszi vonulás során – útban mediterrán telelőterületeik és fészkelőhelyük között – észt, svéd, dán, finn és lengyel gyűrűs kárókatonák igazolják hazánkon keresztül vezető útvonalukat. Mellettük – néhány példányban – lett, litván, német és ukrán gyűrűs madarak is észlelésre kerültek (FARAGÓ, 2009).

Magyar gyűrűvel jelölt kárókatonák, tehát a hazai populációnk egy része a Földközi-tenger vidékén telel, ahonnan január végén, február elején érkeznek vissza. A vonulás érinti Horvátországot, Szerbiát, Görögországot, Szlovéniát, Olaszországot, Albániát és Tunéziát. A

populáció másik, főként az ivaréretlen egyedekből álló része, észak felé is elmozdul, amit cseh, német és lengyel megkerülések is bizonyítanak (FARAGÓ, 2009).

Összefoglalva a Magyarországon fészkelő mintegy 3000-4000 pár (6000-8000 példány) kárókatona és a mintegy 3000-4000 ivaréretlen, még nem költő példány, azaz összesen mintegy 10 000 - 14 000 egyed alkotja hazánk törzsállományát. A tavasszal átvonuló – a dél-európai telelőterületekről visszaérkező – 4000-6000 példánnyal együtt a tavaszi létszám mintegy 14 000 - 20 000 madár lehet (amelyből az átvonulók nem maradnak nálunk). A nyári egyedszám a kirepülő fiatalokkal feldúsulva így is elérheti a 19 000 - 23 000 példányt. Ősszel, az átvonulókkal együtt egyedszáma elérheti akár a 27 000 - 29 000 példányt is. A Magyarországon megjelenő kárókatonák egyrészt a környező országokból érkeznek kóborlásuk idején, másrészt a skandináv, balti, német és lengyel költőterületekről jönnek, és tartanak a Kelet-Mediterráneumban lévő telelőterületek felé. A mi ivaréretlen madaraink minden irányba elkóborolhatnak, a vonuló felnőtt madaraknak szintén a Kelet-Mediterrániumban telelnek. Ennek megfelelően a Kárpát-medencében – az áttelelő magyar madarak mellett – megfigyelhető az állománycsere is. Az áttelelő abszolút mennyiség a vizek befagyásával arányos. Ebben a periódusban a teljes magyar Duna-szakasz látszik a legfontosabb telelőterületnek.

A *Magyar Vízivad Monitoring* vizsgált 16 szezonja (1996–2012) a megjelenő kárókatonák ***szerény mértékű csökkenését*** mutatta akár valamennyi hónap, akár az éves maximumok értékeit tekintjük. Az évenként – az átlagértékekből és a maximum értékekből – kiszámított populációs indexek trendjei ugyanezt a csökkenést mutatták ($p=0,01$; $r=0,36$ illetve $p=0,15$; $r=0,15$). A trendek kisebb szorossága a populációra ható bizonytalansági tényezők (főként antropogén hatások és a jegesedés) következtében fellépő relatíve rapszodikus állományalakulásnak az eredménye, de a tendenciák ilyetén alakulásának validitásához – különösen az utolsó néhány év csökkenése okán – nem férhet kétség.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a megfigyelések és az adatközlés során tanúsított elkötelezett lelkesedését a MAGYAR VÍZIVAD KUTATÓ CSOPORT munkatársainak.
A *Magyar Vízivad Monitoring*ot 1996 óta a VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTÉRIUM és jogelődei finanszírozták.

IRODALOMJEGYZÉK

BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1997): *Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung*. Aula-Verlag, Wiesbaden.

BAUER, K. M. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (1987): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 1. *Gaviiformes–Phoenicopteriformes*. 2. Auflage. AULA-Verlag, Wiesbaden.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status.* BirdLife International, Cambridge. /BirdLife Conservation Series No. 12./

CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (eds.) (1977): *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic.* Volume I. *Ostrich to ducks.* Oxford University Press, Oxford.

FARAGÓ S. (1998a): A Magyar Vízivad Információs Rendszer. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 3–17.

FARAGÓ S. (1998b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 61–264.
FARAGÓ S. (1999): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **5**: 63–327.
FARAGÓ S. (2001): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **7**: 41–212.
FARAGÓ S. (2002a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **9**: 47–249.
FARAGÓ S. (2002b): *Vadászati állattan.* Mezőgazda Kiadó, Budapest.
FARAGÓ S. (2005): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2002/2003-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **12**: 43–224.
FARAGÓ S. (2006): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **13**: 41–214.
FARAGÓ S. (2007a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2004/2005-ös idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **14**: 41–210.
FARAGÓ S. (2007b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2005/2006-os idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **15**: 47–220.
FARAGÓ S. (2008a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2006/2007-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **17**: 43–214.
FARAGÓ S. (2008b): A vonuló vízivadfajok állományainak tér-idő mintázata Magyarországon. Az 1996–2004 közötti időszak elemzése. *Magyar Vízivad Közlemények* **16**: 49–200.
FARAGÓ S. (2009): Kárókatona *Phalacorocrax carbo* (LINNAEUS, 1758). *In:* CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCZ J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest: 156–160.
FARAGÓ S. (2010a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2007/2008-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 43–203.
FARAGÓ S. (2010b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2008/2009-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 259–420.
FARAGÓ S. (2011a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2009/2010-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 43–200.
FARAGÓ S. (2011b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2010/2011-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 251–486.
FARAGÓ S. & GOSZTONYI L. (2002): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **8**: 45–256.
FARAGÓ S. & GOSZTONYI L. (2003): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **11**: 51–252.
FARAGÓ, S. & GOSZTONYI, L. (2006): Space and time pattern of the distribution of Cormorants and Grey Herons in Hungary. *In:* HANSON, A., KEREKES, J. & PAQUET, J. (eds.): *Limnology and Waterbirds 2003. The 4th Conference of the Aquatic Birds Working Group of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL). Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 474. Atlantic Region*: 168–178.
LŐRINCZ I. (2000): Kárókatona *Phalacrocorax carbo*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Második, javított kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest: 15–16.
KEVE A. (1973): A Balaton búvár- és vöcsökfajai, gödénye és kárókatonája. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **12***:* 565–573.

MAGYAR G., HADARICS T., WALICZKY Z., SCHMIDT A. & BANKOVICS A. (1998): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Madártani Intézet – MME – Winter Fair, Budapest–Szeged.

MARION, L., SUTER, W., GREGERSEN, J., GROMADZKA, J., KELLER, T. & RØV, N. (1997): *Phalacrocorax carbo* Cormorant. *In:* HAGEMEIJER, W. J. M. & BLAIR, M. J. (eds.): *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance.* T & A D Poyser, London: 34–35.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

OLÁH J., OLÁH J. & ECSEDI Z. (2003): A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) halastavi kártétele és kárérték becslése. *Magyar Vízivad Közlemények* **10**: 337–379.

ROSE, P. M. & SCOTT, D. A. (1997): *Waterfowl population estimates*. Second edition. Wetlands International, Wageningen. /Wetlands International Publication 44./

DELLA TOFFOLA, M., ALESSANDRIA, G. & CARPEGNA, F. (1997): Origins of ringed Cormorants *Phalacrocorax carbo* observed in north-western Italy (1987–1994). *In:* BACCETTI, N. & CHERUBINI, G. (eds.): *IV. European Conference on Cormorants. Bologna 1-3 November 1995. Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina 26.* Instituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Bologna: 409–412.

TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International Cambridge. /BirdLife Conservation Series No. 3./

WETLANDS INTERNATIONAL (2006): *Waterbird population estimates.* Fourth edition. Wetlands International, Wageningen.

PUPULATION NUMBER OF GREAT CORMORANT (*Phalacrocorax carbo*) MIGRATING AND WINTERING IN HUNGARY (1996-2012)

Faragó, S. & Gosztonyi, L.

SUMMARY

The examined 16 seasons (1996-2012) of the Hungarian Waterfowl Monitoring (HWM) showed a *modest decrease* of Great Cormorants either in terms of each month or yearly maximums. The trends of population indices, estimated annually from average values and maximum values, showed the same decrease ($p=0.01$; $r=0.36$, $p=0.15$; $r=0.15$ respectively.) The tightness of trends is the result of a relatively variable population formation due to uncertain (mostly anthropogenic impacts and icing) factors on the population. However, the validity of such a tendency is obvious, especially owing to the decrease of the past few years.

Great Cormorants that appear in Hungary come from the neighbouring countries during their straying. On the other hand they are heading for the Eastern Mediterranean from Scandinavia and from the nesting places in Germany, Poland and the Baltic countries. Our immature birds may migrate in every direction and the migrating adult species also winter in the Eastern Mediterranean area. Due to this fact, besides the wintering Hungarian birds, we are able to observe population change, as well. The absolute number of wintering Great Cormorant is proportionate with the freezing of waters. During a cold winter period the whole Hungarian section of River Danube seems to be the most important wintering territory.

In Hungary, according to our calculations, the regular breeding population consists of 3,000-4,000 breeding pairs (6,000-8,000 individuals), and some 3,000-4,000 immature birds not yet breeding, which means 10,000-14,000 individuals in total. Together with the 4,000-6,000 migrating birds in spring, coming back from south-eastern wintering areas, the total spring number may be between 14,000-20,000 (out of which the migrating ones do not stay in Hungary.) The number in summer is even more with the surplus young Cormorants leaving the nest. This figure can reach 19,000-23,000 individuals. In winter the estimated number, together with the straying and wintering Great Cormorants, may reach 27,000-29,000 birds.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (2013) *Hungarian Waterfowl Publications 23. (2013)*
DOI: 10.17242/MVvK_23.13

A SZÜRKE GÉM (*Ardea cinerea*) VONULÓ ÉS TELELŐ ÁLLOMÁNYA MAGYARORSZÁGON (1996–2012)

POPULATION NUMBER OF GREY HERON (*Ardea cinerea*) MIGRATING AND WINTERING IN HUNGARY (1996–2012)

Faragó Sándor & Gosztonyi Lívia

Nyugat-magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron

1. BEVEZETÉS

A szürke gém (*Ardea cinerea*) a palearktikus és az etiópiai faunaterületen honos. Európában csak Skandinávia és az Ibériai-félsziget nem tipikus költőterülete. Megtalálható Észak- és Közép-Afrikában, de Nyugat-Szibériában, Kínában, Elő- és Hátsó-Indiában, valamint Jáván is. Négy alfaját különíthetjük el, ebből az *A. c. cinerea* törzsalak költ Észak-Afrikában és a Nyugat-Palearktiszban. Hazánkban főleg vízi élőhelyek közelében általánosan elterjedt. A legtöbb telep a Duna, a Tisza és a Dráva mentén van, a többi kolónia főként a Dunántúlra koncentrálódik, de a Tiszántúl is jelentős ebből a szempontból. Minden vizes területen megtalálható, ahol megfelelő táplálékot talál. Folyó- és állóvizek mentén, erdős vidékeken is gyakori. Különösen kedveli a halastavakat, a folyók sekély vizű mellék- és holtágait. Költési időn kívül mocsaraknál, csatorna- és árokpartokon, nedves réteken, lucernatáblákon is megtalálható (FARAGÓ, 2002b).

Mivel elsősorban hallal táplálkozik, ezért a károkatona mellett a halgazdálkodás vonatkozásában a másik – igaz lényegesen kisebb jelentőségű – konfliktusfajnak tekinthetjük. A kifejlett madarak zsákmányukat a vízben állva szerzik meg, ezért a zsákmányállatok mérete és a zsákmányolásra számára alkalmas vízfelület csak töredéke pl. a károkatonához (általában a bukó-zsákmányoló technikát alkalmazó fajokhoz) képest. Egy kifejlett szürke gém napi táplálékszükséglete legalább 330 g, fiókaetetés esetén mintegy 500 g, de feljegyeztek már 700 g tömegű gyomortartalmat is (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM, 1987). VASVÁRI (1954) szerint napi táplálékmennyisége mintegy fele a károkatonáénak. Mivel a nyár végétől a szürke gémek szívesen vadásznak tarlókon, a későbbiekben pedig lucernatáblákon mezei pocokra (*Microtus arvalis*), így zsákmányának jelentős hányadát teheti ki a nem hal táplálék (ebben is lényegesen eltér a károkatonától). A táplálékért olykor több tíz km-es távolságra is elmennek. A halakon és kisemlősökön kívül elfogyasztják továbbá a kétéltűeket, a hüllőket, sőt az alacsonyabb rendű állatokat (rákok, csigák, ízeltlábúak) is.

Mivel halastavakon, ivadéknevelő tóegységeken érzékeny veszteségeket okozhat, az idők folyamán változott a megítélése. A szürke gém állományai nem veszélyeztetettek, európai védelmi helyzete biztos (S) (TUCKER & HEATH, 1994). Szerepel a *Berni Egyezmény* III. Mellékletében és a *Madárvédelmi Irányelv* (*79/409/EGK*) I. Mellékletében. Magyarországon védett madárfaj, eszmei értéke korábban 1000, 1993-tól 10 000 Ft volt. A védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről, a fokozottan védett barlangok megállapításáról, valamint egyes védett állatfajokkal kapcsolatos korlátozások és tilalmak alóli felmentésekről szóló *1/1982. (III. 15.) OKTH rendelkezés* értelmében mesterséges halastavaknál egész évben gyéríthető volt. A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai

Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló *13/2001. (V. 9.) KöM rendelet* ezt már ilyen formában nem teszi lehetővé. Pénzben kifejezett értéke változatlanul 10 000 Ft. A fészektelepek a korábbi szabályozás során is kímélet alatt álltak, a gyérítés pedig nem veszélyeztette fészkelőpopulációit. Halfogyasztása okán – védett volta ellenére – korábban lehetővé tették helyi gyérítését, ma erre kevés a kezdeményezés, s talán nem is szükséges.

Az állományát a kemény telek, a költőterületek zavarása (erdészeti munkák, útépítés, turizmus), helyenként a táplálkozóterületek elvesztése, illetőleg a növényvédőszerek okozta mérgezések (Afrikában, illetve itthon a pocokirtás) veszélyeztetik (BAUER & BERTHOLD, 1997). Elsősorban a fészektelepek oltalmával, természetes táplálkozóterületeik növelésével (víziélőhely-fejlesztés), illetve halastavi táplálkozásának akadályozásával (azaz a konfliktusok elkerülésével) lehet a fajt megvédeni (FARAGÓ, 2002b).

A halfogyasztó fajok tényleges predációs hatásainak megállapításához a releváns táplálkozásökológiai ismeretek mellett az állománynagyságok ismeretére ugyanúgy szükség van, ezért a klasszikus állományfelmérések folytatása e faj esetében sem kerülhető ki.

A szürke gém európai állományai is – hasonlóan a kárókatonához – növekedésnek indultak. Ennek a növekedésnek a mértéke azonban hazai körülmények között nem volt ismert, ezért is került be e faj is a *Magyar Vízivad Információs Rendszer* (FARAGÓ, 1998a) adatbázisát biztosító – 1996 óta működő – *Magyar Vízivad Monitoring* monitorozandó fajainak listájára (FARAGÓ, 1998a). Jelen munka 16 év vizsgálata alapján mutatja be a faj vonuló és telelő állománya tér-idő mintázatának változását.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A *Magyar Vízivad Monitoring* felmérések módszerei megegyeznek az 1996/1997-es (FARAGÓ, 1998b), az 1997/1998-as (FARAGÓ, 1999), az 1998/1999-es (FARAGÓ, 2001), az 1999/2000-es (FARAGÓ & GOSZTONYI, 2002), a 2000/2001-es (FARAGÓ, 2002a), a 2001/2002-es (FARAGÓ & GOSZTONYI, 2003), a 2002/2003-as (FARAGÓ, 2005), a 2003/2004-es (FARAGÓ, 2006), a 2004/2005-ös (FARAGÓ, 2007a), a 2005/2006-os (FARAGÓ, 2007b), a 2006/2007-es (FARAGÓ, 2008a), a 2007/2008-as (FARAGÓ, 2010a), a 2008/2009-es (FARAGÓ, 2010b), a 2009/1010-es (FARAGÓ, 2011a), valamint a 2010/2011-es (FARAGÓ, 2011b) idényekben e monitoring keretében végzett és közzétett munkával. E vizsgálatok szinkronitásukat tekintve megfelelnek a nemzetközi konvencióknak. Ezekben közlésekben már megtaláljuk a **szürke gém** éven belüli tér-idő mintázatának szezononkénti adatait. Ez az adatbázis képezi jelenlegi feldolgozásunk alapját. A megfigyelési helyenként és havonként gyűjtött alapadatokat az **1–16. táblázatok** tartalmazzák. Térképeken ábrázoljuk (**1–16. térkép**) a fajhoz tartozó egyedek diszpergáltságát, amit havi részletezéssel jelenítünk meg. Ezzel együtt az egyes területekre vonatkoztatott részletes állománydinamikákat is ábrázoljuk (**1. ábra**).

Az országos adatok alapján ***megadjuk a tartamos vizsgálatok országos összesített dinamikáját (minden észlelési nap, illetve a szezonmaximumok alapján), valamint indexeljük a változásokat (az első pozitív megfigyelés évének – 1996 – értékét tekintve 100%-nak).***

3. EREDMÉNYEK

A szürke gém hazai állománydinamikájára egy őszi (októberi), valamint egy szerényebb mértékű tavaszi (márciusi) maximum a jellemző. Az őszi maximumot követően (a lehűléssel)

megkezdődik az elvonulás, az áttelő példányok esetében pedig a befagyó tavakról megindul a koncentráció a jégmentes folyók felé. A téli időszakban az állomány nagyobbik része – köztük az északi vendégek nagyobb része is – délebbre vonul, a vendégek kisebb hányada viszont befagyatlan vizeinknél marad. A minimális egyedszám ennek megfelelően télre, januárra esik. Tavaszra a fészkelők, valamint az ivaréretlen kóborlók maradnak (FARAGÓ, 2002b).

Nyár végi, kora őszi egyedszáma azon térségekben a legnagyobb, ahol a fajnak fészektelepei vannak, illetve ahol a táplálékkínálat is megfelelő. Mivel a szürke gém széltében elterjedt fészkelő, illetve a sekély vizű természetes és mesterséges víztestek sok helyütt előfordulnak, így a diszpergáltsága is magas. Monitoring területeink közül a Rétszilasi-halastavaknál, a Hortobágyon, a Biharugrai-halastavaknál és a Begécsi-víztárolónál, a szegedi Fehér-tónál és Dinnyési-Fertőnél, valamint egyes Duna-szakaszokon számottevő ilyenkor. *Őszi* tetőzése során az Alföldre helyeződik át eloszlásának súlypontja, ott is a halastavakat foglalja el leginkább. A legnagyobb egyedszámban a Hortobágyon, a Biharugrai-halastavaknál és a Begécsi-víztárolón, a tömörkényi Csaj-tónál, valamint a szegedi Fehér-tónál és a Szegedi-Fertőnél fordul elő. A Dunántúlon a mezőföldi halastavaknál dúsulhat fel létszáma. A hazai Duna-szakaszok közül ebben az időszakban a Duna Baja és a déli országhatár közötti szakaszán észlelhető nagyobb példányszámban. A töredékére csökkenő *telelő*létszám enyhe teleken szinte egyenletesen oszlik meg az ország vizein, bár ilyenkor is megfigyelhető egy-egy téli hónapban koncentrációja a Biharugrai-halastavaknál és a Begécsi-víztárolón, valamint a szegedi Fehér-tónál és a Szegedi-Fertőnél. A mélyvizű folyókat télen elkerülik, hiszen a mélyen elvermelt halak elérhetetlenek a szürke gém számára. A folyók mentén telelő gémek rendszerint kijárnak a lucernatáblákra és gyepekre mezei pocokra vadászni.

Mivel a szürke gém olykor már február végén, rendszerint azonban március elején/közepén foglalja el a fészkelőhelyét, ezután március közepétől elkezdődhet a tojásrakás és a kotlás, április közepére pedig már minden pár kotlik (FARAGÓ, 2002b), ezért *tavasszal* a térfoglalás mintázatát elsősorban a fészektelepek helye határozza meg. Az ivaréretlen példányok – a faj csak második vagy harmadik életévében kezd el szaporítani (FARAGÓ, 2002b) – halastavi koncentrációja is meghatározó tényező. Ennek megfelelően egyes években egyenletes az országon belüli eloszlása, más években hangsúlyosabb a dunántúli (Rétszilasi-halastavak, Duna) jelenléte. Az Alföldön – kis tavaszi egyedszámok mellett – főként a Biharugrai-halastavaknál és a Begécsi-víztárolón, a szegedi Fehér-tónál és a Szegedi-Fertőnél, továbbá a Hortobágy vidékén észlelhetők (**1–16. térkép** és **1–16. térkép**) (FARAGÓ, 2002b; FARAGÓ & GOSZTONYI, 2006). *A fellépő abszolút mennyiségek a Magyar Vízivad Monitoring területén országosan sem érik el a 2200 példányt, azaz a Ramsari 1%-os kritériumszintet, így hazánk területe e faj vonulása és telelése szempontjából marginális jelentőségű.*



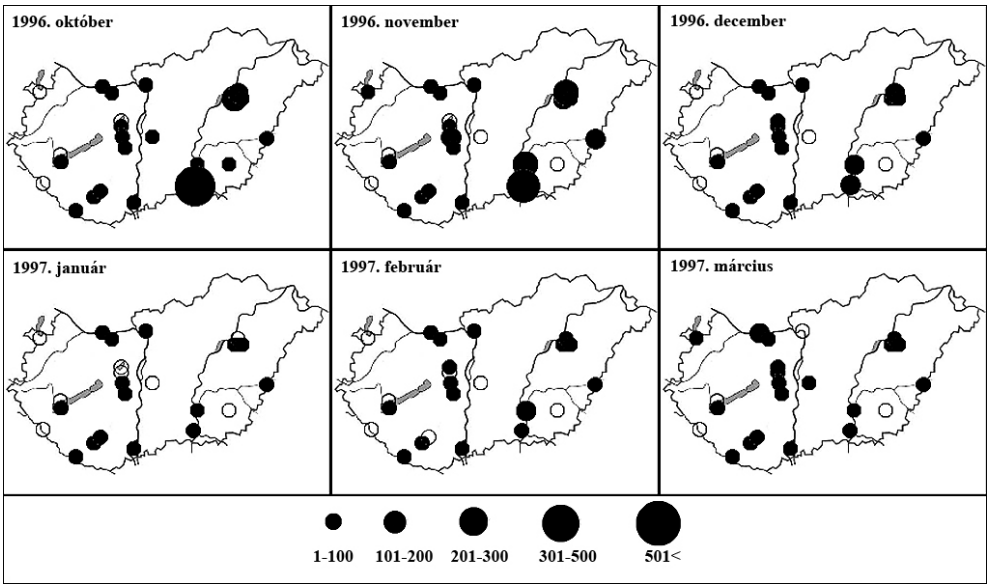
Szürke gém – Grey Heron (Foto: PÁNCZÉL MÁTYÁS)

1. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 1996/1997
Table 1: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 1996/1997

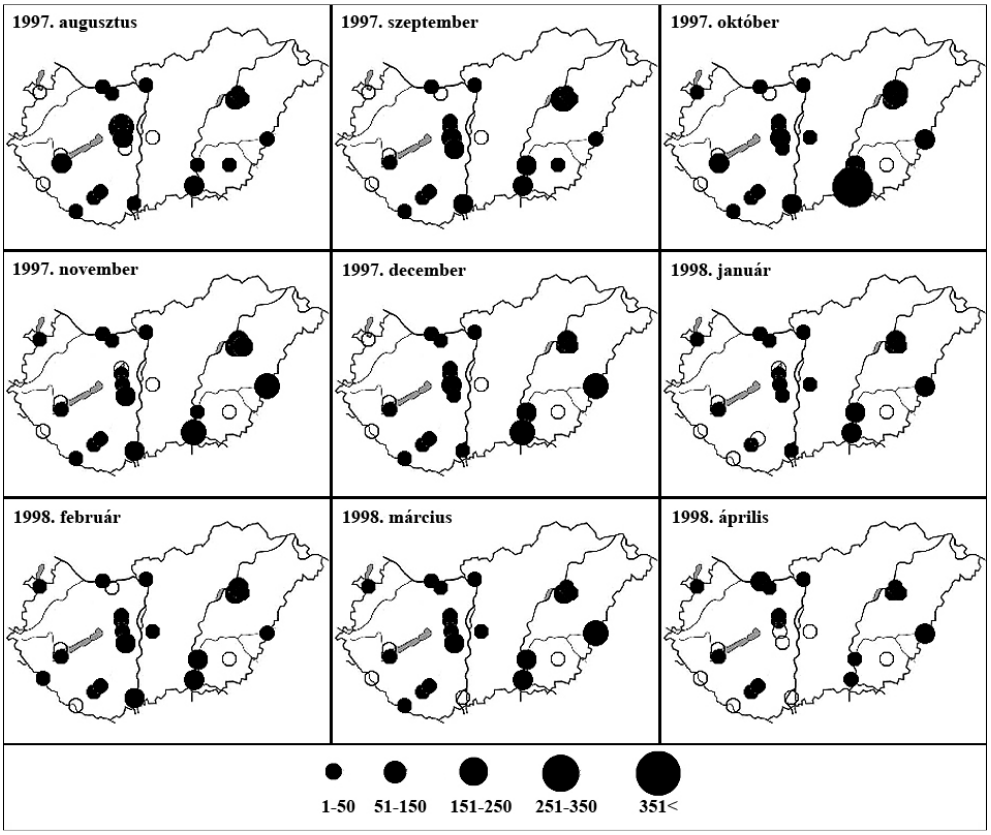
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Okt**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Márc**
Fertő-tó Lake Fertő	25	2	0	0	0	10
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	11	2	8	21	15	137
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	30	36	16	1	5
Dinnyési Fertő	2	7	3	0	0	10
Velencei-tó Lake Velence	0	0	7	0	3	2
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	43	112	94	7	21	39
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	93	54	72	41	33	49
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	18	36	8	11	11	33
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	5	1	1	2	2	3
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	0	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	50	50	50	30	30	50
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	6	24	50	20	0	8
Dunakanyar Danube bend	17	5	16	19	14	0
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	18	35	55	25	25	4
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	5	0	0	0	0	2
Hortobágy I.	250	125	35	11	7	7
Hortobágy II.	15	18	8	6	7	8
Hortobágy III.	115	212	116	0	42	28
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	1	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	100	126	62	7	25	58
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	30	253	193	92	118	22
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	545	309	127	70	75	58
Magyarország összesen **Hungary total**	**1350**	**1401**	**941**	**378**	**429**	**533**

2. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 1997/1998
Table 2: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 1997/1998

Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	0	0	13	10	0	1	2	10	3
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	14	12	6	25	1	4	27	18	136
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	4	0	0	14	29	39	0	16	1
Dinnyési Fertő	160	20	30	8	2	2	7	22	30
Velencei-tó Lake Velence	15	15	4	0	5	0	2	2	5
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	54	74	60	40	130	13	38	10	0
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	0	85	15	53	30	13	77	70	0
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	19	30	55	20	48	4	44	25	38
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	5	1	3	2	4	0	0	6	0
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	15	30	40	34	15	25	20	40	23
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	3	4	10	33	5	0	18	30	1
Dunakanyar Danube bend	2	21	33	18	7	30	35	16	5
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	45	100	67	75	36	48	114	0	0
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	2	0	0	1	1	6	0
Hortobágy I.	60	204	109	51	7	20	67	71	27
Hortobágy II.	61	57	236	100	94	88	80	40	21
Hortobágy III.	1	31	15	55	6	7	6	47	11
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	18	5	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	45	42	150	200	185	105	45	175	55
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	22	132	89	31	122	103	102	139	39
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	51	82	478	247	242	118	87	128	44
Magyarország összesen Hungary total	**594**	**945**	**1415**	**1016**	**968**	**621**	**774**	**871**	**439**



1. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1996/1997
Map 1: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 1996/1997



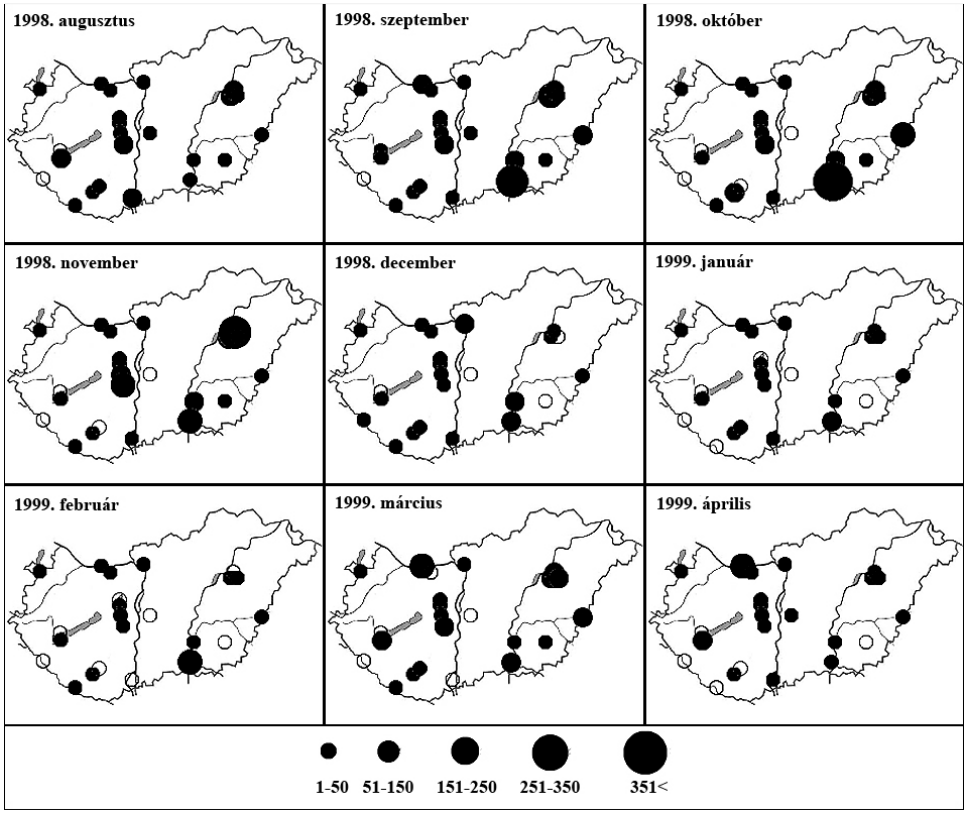
2. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1997/1998
Map 2: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 1997/1998

3. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 1998/1999
Table 3: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 1998/1999

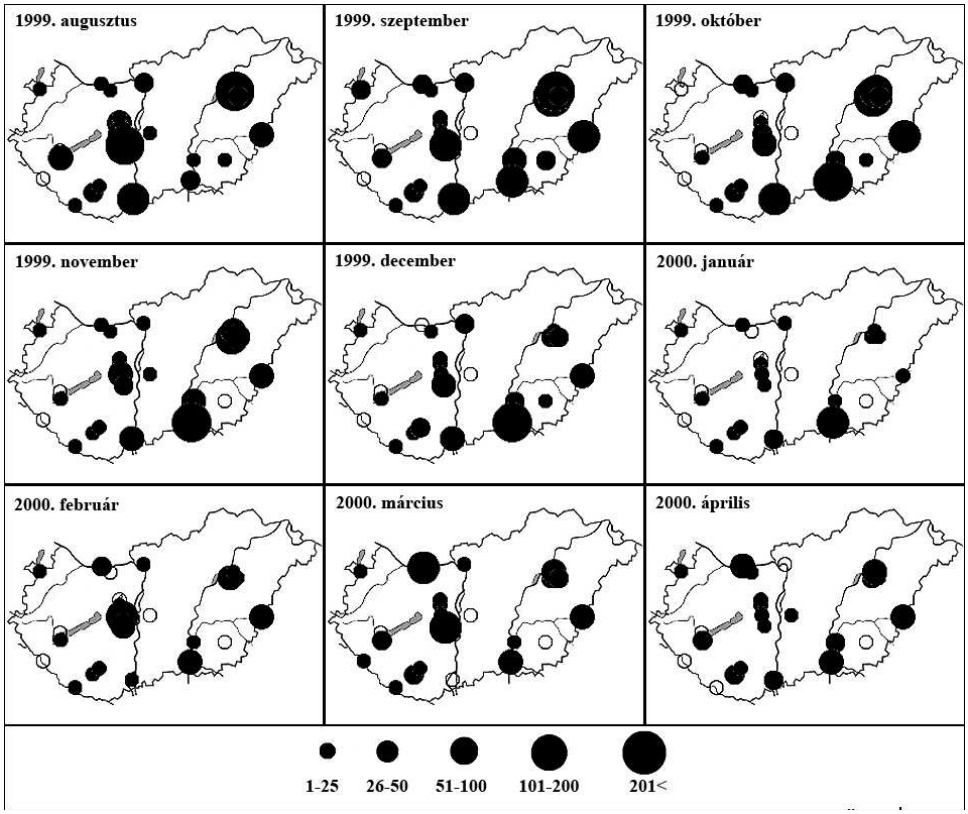
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	27	9	8	2	3	2	1	11	1
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	43	79	27	2	2	3	11	197	213
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	6	1	12	43	48	9	1	0	11
Dinnyési Fertő	30	26	11	7	3	3	1	11	24
Velencei-tó Lake Velence	7	7	3	1	1	0	0	1	2
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	37	36	49	85	7	12	7	28	50
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	61	85	82	163	18	30	21	88	34
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	59	46	23	32	25	4	2	59	76
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	3	2	3	1	5	0	3	2	0
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	18	5	70	50	11	15	4	50	30
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	10	2	0	0	18	30	0	40	0
Dunakanyar Danube bend	4	42	22	7	55	24	24	16	3
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	118	47	46	10	48	36	0	0	15
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	15	10	0	0	0	0	0	0	2
Hortobágy I.	112	175	70	176	5	9	4	63	21
Hortobágy II.	54	128	119	349	26	15	0	103	45
Hortobágy III.	21	19	21	20	0	7	3	72	4
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	2	2	1	1	0	0	0	1	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	50	132	175	50	21	28	43	70	45
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	27	122	62	56	51	30	29	23	19
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	43	290	548	245	114	139	163	51	39
Magyarország összesen Hungary total	**747**	**1267**	**1352**	**1300**	**462**	**396**	**317**	**886**	**634**

4. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 1999/2000
Table 4: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 1999/2000

Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	1	29	0	3	3	2	3	10	10
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	22	48	32	24	0	21	37	178	93
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	2	2	7	16	2	0	0	0	1
Dinnyési Fertő	70	14	8	12	3	2	4	3	14
Velencei-tó Lake Velence	15	7	0	4	1	0	0	3	6
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	85	20	47	58	18	18	112	9	25
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	403	167	52	28	83	20	75	118	17
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	73	33	15	23	14	9	22	26	37
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	4	3	2	2	1	2	3	2	0
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	30	30	50	17	18	23	21	30	28
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	1	3	6	3	39	18	8	10	5
Dunakanyar Danube bend	29	43	30	25	27	25	3	1	0
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	110	140	110	87	55	38	7	0	37
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	4	0	4	3	0	0	0	0	1
Hortobágy I.	51	204	271	111	27	24	39	47	35
Hortobágy II.	455	224	190	94	14	1	20	57	85
Hortobágy III.	45	40	50	56	30	8	9	29	15
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	4	28	8	0	1	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	67	120	115	87	72	19	70	70	100
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	8	69	50	53	47	21	15	17	41
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	40	185	215	201	236	129	100	78	90
Magyarország összesen Hungary total	**1519**	**1409**	**1262**	**907**	**691**	**380**	**548**	**688**	**640**



3. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1998/1999
Map 3: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 1998/1999



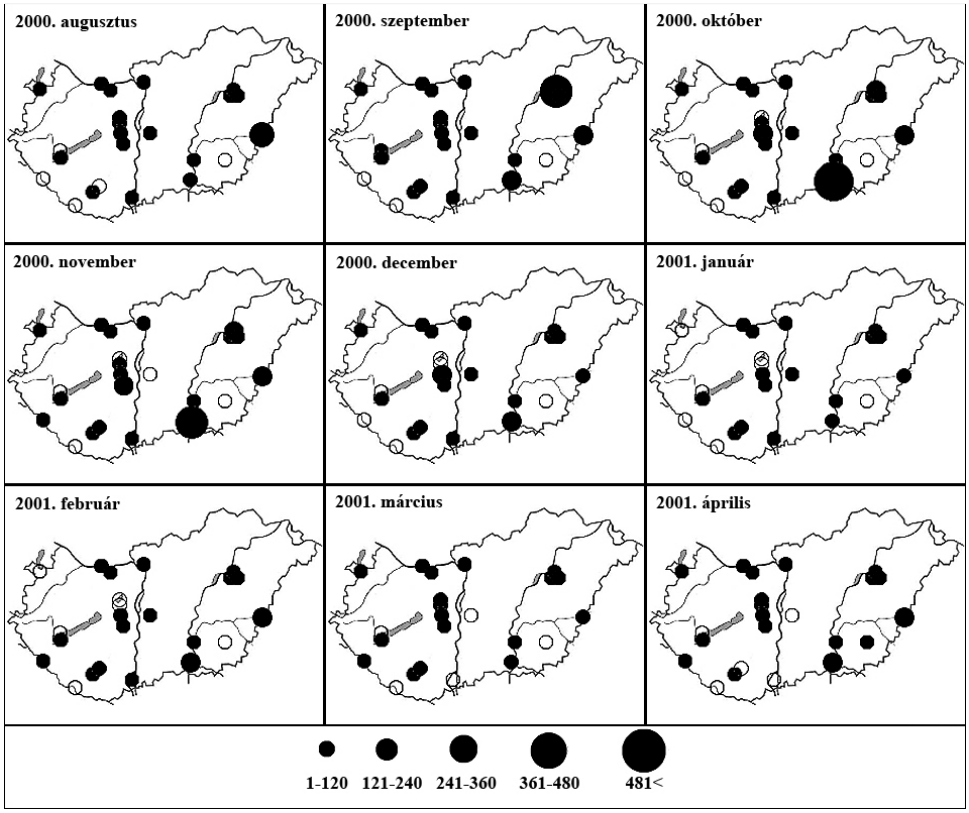
4. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 1999/2000
Map 4: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 1999/2000

5. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2000/2001
Table 5: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2000/2001

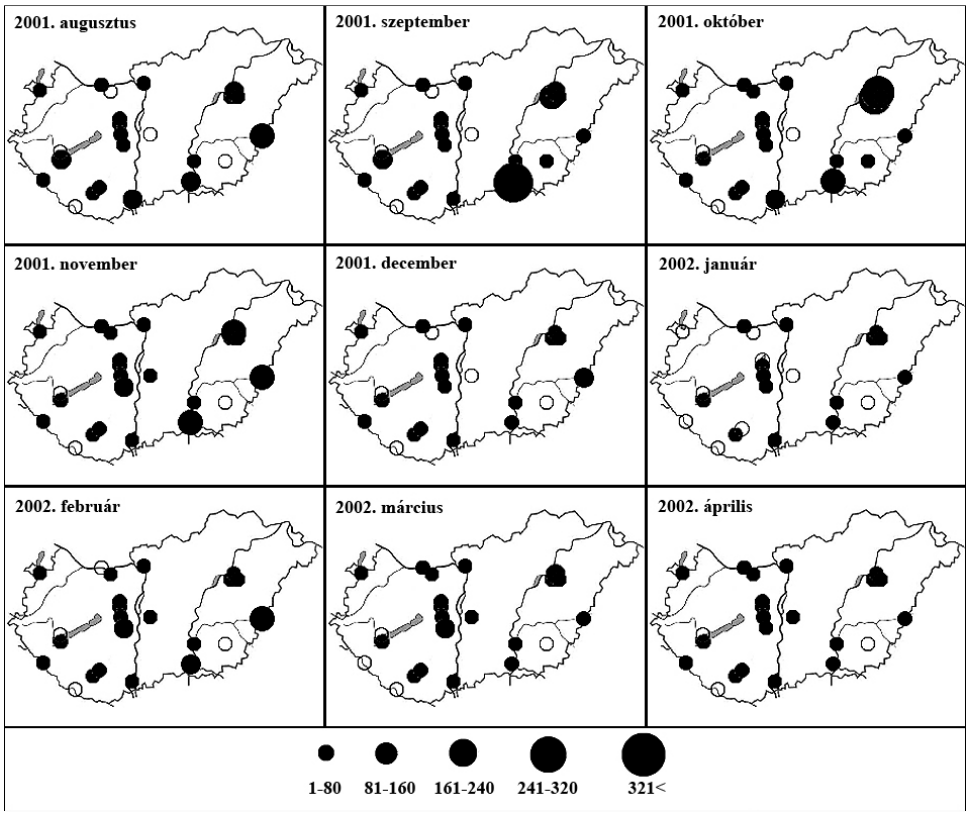
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	30	35	3	11	12	0	0	3	3
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	15	29	39	46	18	22	15	23	84
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	6	7	34	61	20	7	8	6	2
Dinnyési Fertő	12	32	6	1	0	0	0	10	5
Velencei-tó Lake Velence	10	15	0	0	0	0	0	8	40
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	36	43	211	94	143	73	9	48	35
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	108	119	95	162	94	103	81	16	59
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	51	98	50	38	40	45	51	77	53
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva, Barcs - Szentborbás	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	0	0	1	0	0	1	2	3
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	105	100	35	21	30	30	30	40	35
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	9	33	80	10	40	20	17	0
Dunakanyar Danube bend	3	1	11	27	72	33	41	11	8
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	26	62	71	62	10	36	45	0	0
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	3	3	3	0	1	3	1	0	0
Hortobágy I.	40	146	85	69	55	65	41	32	50
Hortobágy II.	103	391	135	151	58	28	89	63	118
Hortobágy III.	39	46	21	15	22	11	11	8	28
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	310	215	220	170	65	75	125	100	188
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	26	81	76	59	106	101	98	102	7
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	117	231	610	399	204	113	132	93	192
Magyarország összesen Hungary total	**1040**	**1665**	**1738**	**1467**	**960**	**785**	**798**	**659**	**912**

6. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2001/2002
Table 6: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2001/2002

Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	5	9	4	8	2	0	9	5	2
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	11	3	13	6	1	5	0	71	20
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	0	28	14	0	0	3	1	10
Dinnyési Fertő	45	8	8	2	4	2	7	25	33
Velencei-tó Lake Velence	11	1	3	4	2	0	1	4	7
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	64	16	66	27	9	10	19	22	24
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	80	61	53	132	72	35	90	135	75
Pacsmagi-halastavak Fishponds at Pacsmag	52	42	52	80	30	8	40	65	50
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kisbalaton	114	129	27	21	11	6	31	38	73
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	1	3	1	2	0	1	0	2
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	25	26	21	45	32	23	25	40	25
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	9	2	8	10	3	0	9	7	10
Dunakanyar Danube bend	31	15	39	29	12	22	6	6	20
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	108	10	90	12	12	21	10	6	36
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	1	0	0	1	8	3
Hortobágy I.	59	175	280	50	68	14	25	18	44
Hortobágy II.	81	83	251	174	11	14	24	103	56
Hortobágy III.	15	16	71	25	8	1	12	20	17
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	15	1	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	166	28	67	170	116	15	189	59	64
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	25	72	50	72	55	13	46	46	71
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	107	396	188	203	4	30	130	32	73
Magyarország összesen Hungary total	**1009**	**1108**	**1323**	**1086**	**454**	**219**	**678**	**711**	**715**



5. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2000/2001
Map 5: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2000/2001



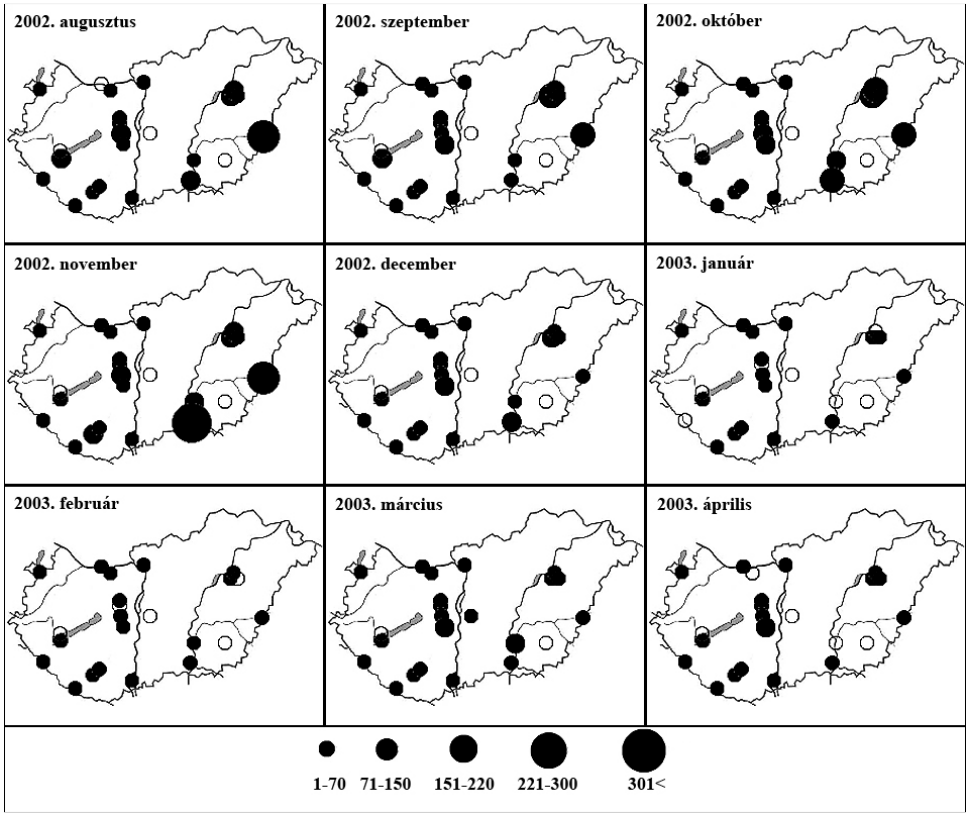
6. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2001/2002
Map 6: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2001/2002

7. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2002/2003
Table 7: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2002/2003

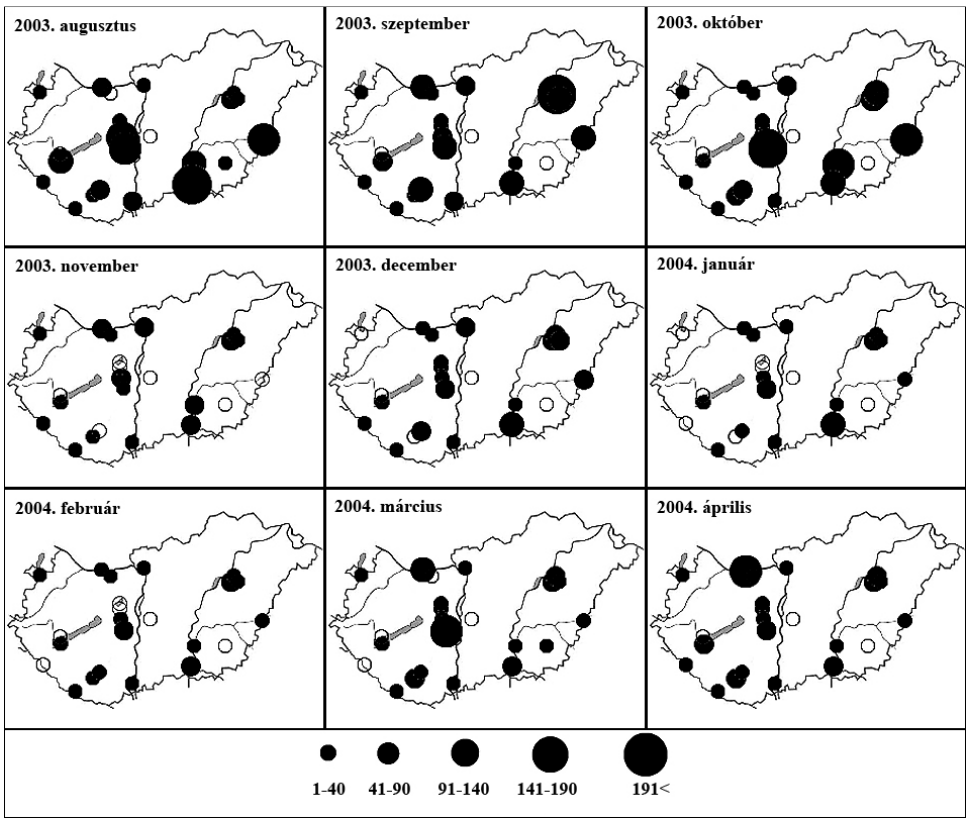
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	15	18	9	11	2	1	5	14	9
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	0	6	5	11	6	1	22	27	37
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	4	9	28	58	7	2	1	0
Dinnyési Fertő	11	3	21	25	20	0	0	15	35
Velencei-tó Lake Velence	2	4	6	31	22	1	3	4	4
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	79	30	104	97	13	2	1	14	11
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	69	124	90	56	96	7	46	47	129
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	98	76	33	35	33	10	3	56	35
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	1	1	1	2	0	2	1	1
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	3	1	4	2	4	11	7	12	2
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	45	15	18	120	15	9	1	70	16
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	1	7	27	47	23	22	3	16	10
Dunakanyar Danube bend	4	11	17	14	18	10	28	24	9
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	42	37	25	6	14	11	12	3	16
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hortobágy I.	99	211	153	92	80	19	16	45	57
Hortobágy II.	119	92	162	105	4	0	2	28	40
Hortobágy III.	21	46	20	10	12	3	0	10	10
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	221	156	220	272	29	8	12	6	26
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	18	34	76	77	48	0	19	79	0
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	92	62	162	365	90	53	33	52	39
Magyarország összesen **Hungary total**	**941**	**938**	**1162**	**1405**	**589**	**175**	**217**	**525**	**486**

8. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2003/2004
Table 8: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2003/2004

Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	9	30	9	6	0	0	1	1	8
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	60	115	13	73	16	3	6	98	159
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	0	3	5	20	17	1	1	0	1
Dinnyési Fertő	31	4	30	0	3	0	0	10	17
Velencei-tó Lake Velence	7	7	4	0	1	0	0	3	9
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	146	61	88	66	19	15	8	6	22
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	163	116	206	21	83	60	55	146	68
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	117	71	35	11	6	8	9	29	44
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	1	2	1	2	0	0	0	2
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	6	4	2	6	4	4	5	1	2
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	16	16	80	30	0	0	30	80	50
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	90	108	55	0	46	19	12	20	4
Dunakanyar Danube bend	32	51	62	64	74	11	28	28	4
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	64	49	24	39	15	19	35	9	33
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	82	111	93	85	65	43	42	52	53
Hortobágy II.	44	229	118	16	43	4	15	42	52
Hortobágy III.	40	25	17	27	43	38	22	92	40
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	1	0	0	0	0	0	0	6	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	170	101	160	0	50	1	2	10	25
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	130	34	182	63	6	25	26	35	38
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	214	119	139	74	74	119	78	64	66
Magyarország összesen Hungary total	**1423**	**1255**	**1324**	**602**	**567**	**370**	**375**	**732**	**697**



7. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2002/2003
Map 7: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2002/2003



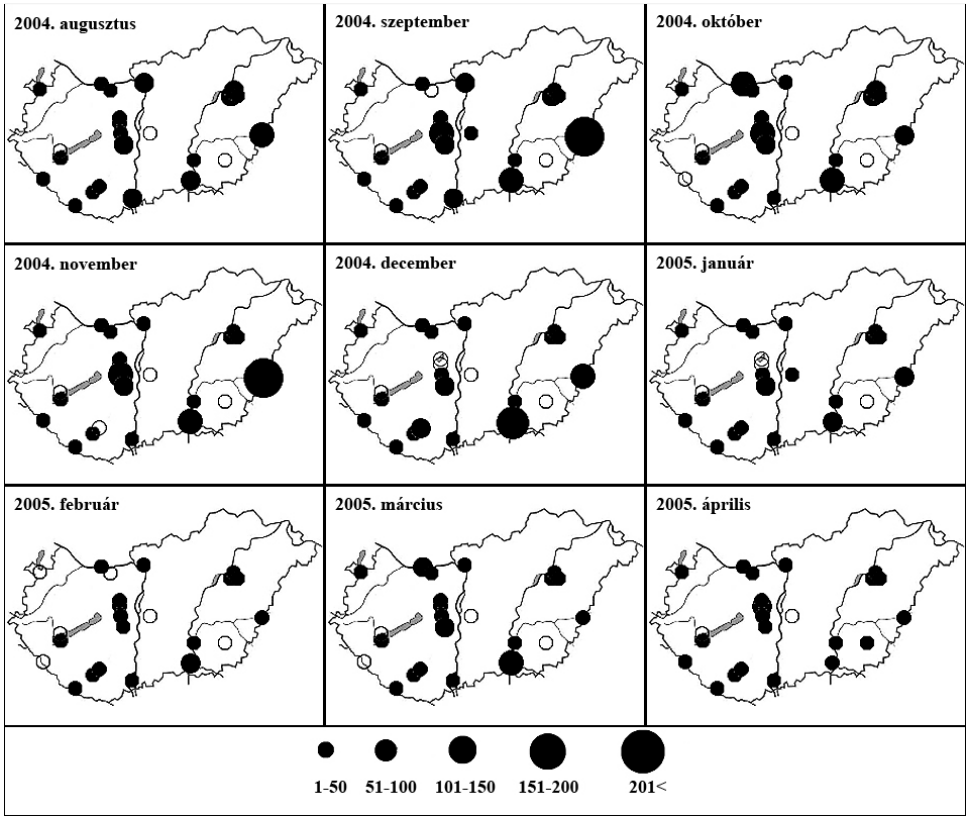
8. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2003/2004
Map 8: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2003/2004

9. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2004/2005
Table 9: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2004/2005

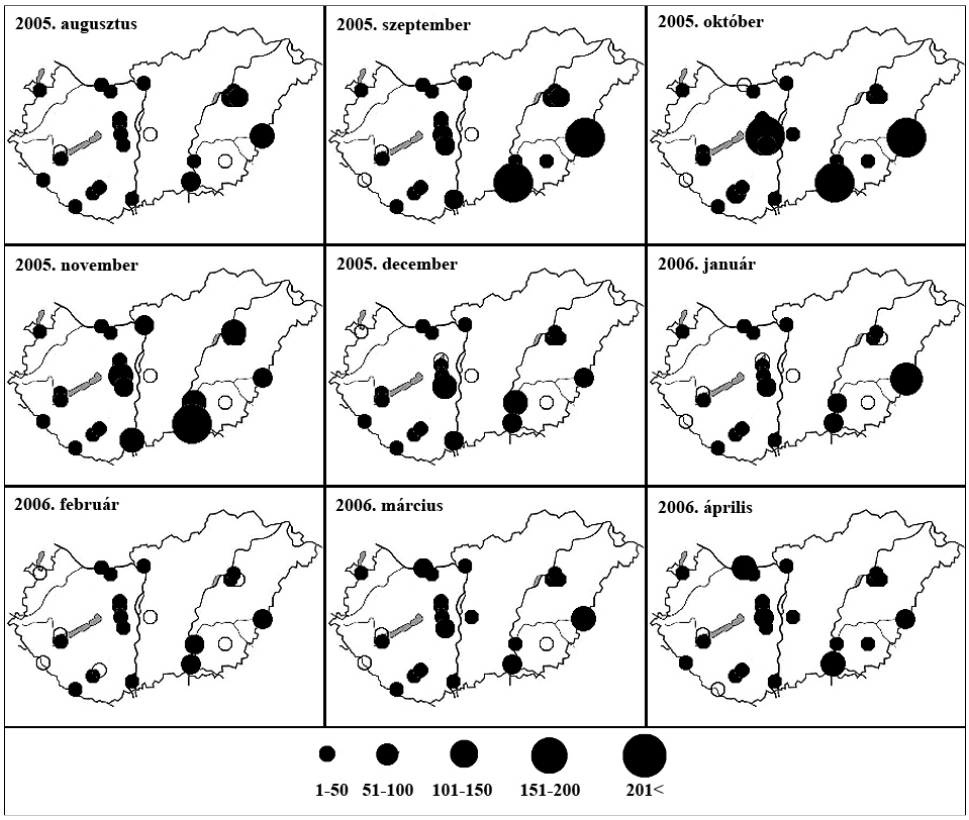
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	5	21	16	7	4	5	0	2	5
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	13	22	21	24	22	17	1	69	45
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	0	12	27	4	5	0	4	1
Dinnyési Fertő	25	13	34	3	0	0	2	45	51
Velencei-tó Lake Velence	3	2	10	0	0	0	7	7	1
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	46	118	108	111	36	8	5	10	42
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	92	64	53	100	62	63	21	66	14
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	50	44	23	25	25	9	9	23	32
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	2	0	1	2	1	0	0	1
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	4	4	4	4	17	12	4	5	1
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	5	25	12	35	22	20	26	30	30
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	6	4	11	0	64	20	30	19	5
Dunakanyar Danube bend	86	65	41	23	43	22	11	1	2
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	64	57	31	23	28	32	20	10	6
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Hortobágy I.	67	61	72	25	20	18	10	20	29
Hortobágy II.	56	39	58	47	12	5	2	20	15
Hortobágy III.	30	24	22	32	32	15	12	6	11
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	145	245	95	380	115	75	12	47	40
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	40	30	8	23	45	21	22	31	19
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	59	142	149	133	162	81	55	130	26
Magyarország összesen Hungary total	**798**	**983**	**780**	**1023**	**715**	**430**	**249**	**545**	**377**

10. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2005/2006
Table 10: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2005/2006

Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	6	5	5	8	0	1	0	14	9
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	0	10	0	21	12	24	5	92	102
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	1	12	43	1	3	2	1	1
Dinnyési Fertő	47	31	17	17	2	3	5	7	37
Velencei-tó Lake Velence	7	14	8	4	0	0	5	1	4
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	28	56	287	112	25	8	11	17	52
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	44	79	62	81	103	73	13	81	27
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	1	1	4	0	0	0	0
Kis-Balaton	25	27	16	28	12	2	17	42	18
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	0	0	2	1	0	0	0	1
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	6	1	2	4	7	1	1	11	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	12	15	65	50	2	20	30	40	38
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	4	3	27	7	30	23	0	9	6
Dunakanyar Danube bend	11	17	28	73	30	21	7	7	5
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	11	63	42	122	59	17	5	3	6
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	1	0	0	0	0	1	1
Hortobágy I.	53	94	22	20	3	8	4	30	30
Hortobágy II.	37	45	22	141	6	11	3	4	13
Hortobágy III.	85	61	37	8	2	0	0	6	20
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	3	5	0	0	0	0	0	2
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	115	610	265	60	52	196	98	113	95
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	11	10	25	135	110	75	78	4	7
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	62	336	423	214	100	80	97	92	112
Magyarország összesen **Hungary total**	**566**	**1481**	**1372**	**1151**	**561**	**566**	**381**	**575**	**586**



9. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2004/2005
Map 9: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2004/2005



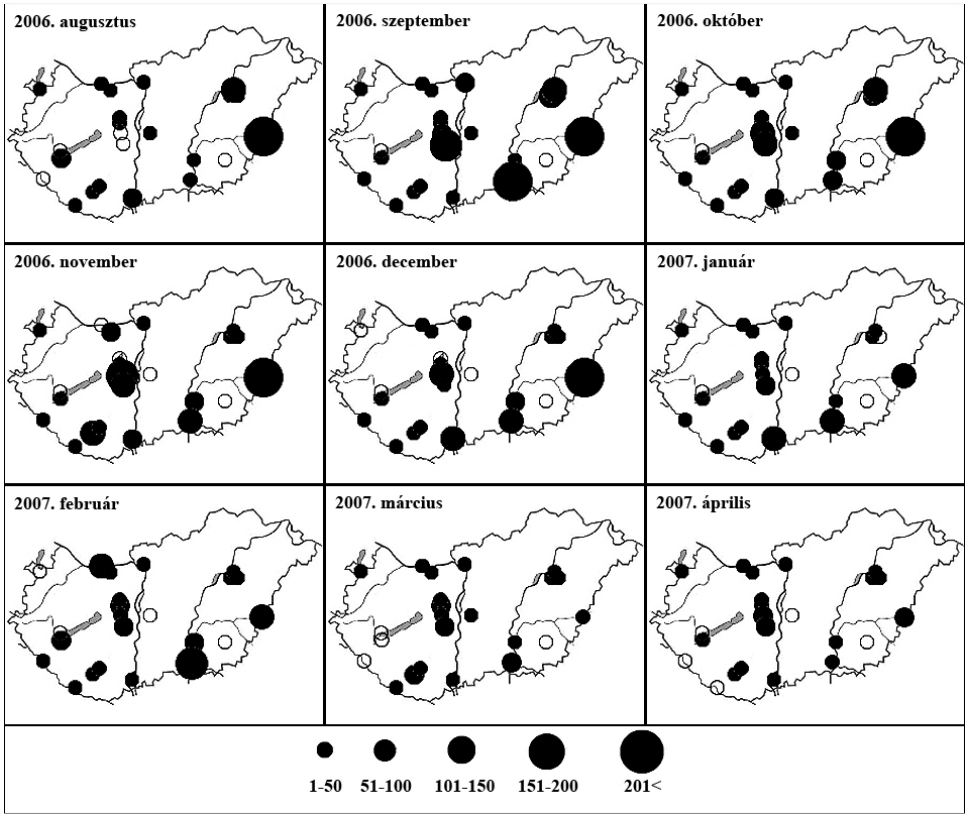
10. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2005/2006
Map 10: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2005/2006

11. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2006/2007
Table 11: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2006/2007

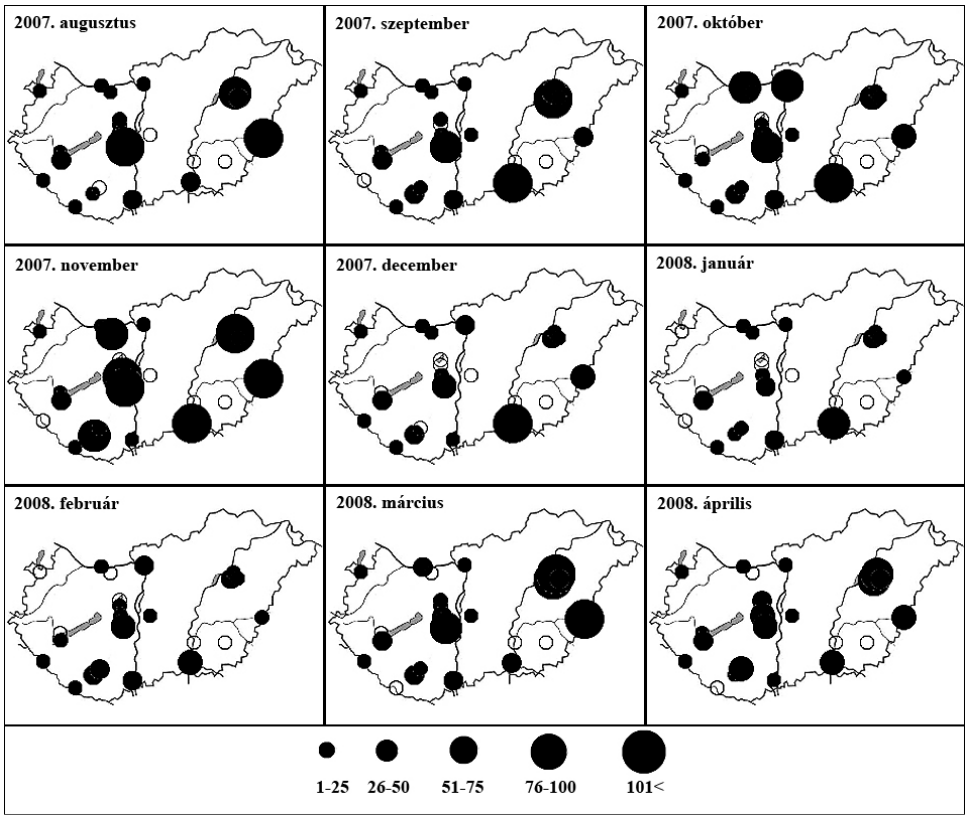
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	7	31	35	4	0	1	0	26	11
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	5	50	23	0	1	12	101	17	46
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	3	16	61	4	13	2	2	3
Dinnyési Fertő	39	44	21	3	1	3	57	59	32
Velencei-tó Lake Velence	20	8	2	0	0	1	34	21	25
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	0	77	109	158	128	15	13	41	88
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	0	174	138	145	40	97	97	52	69
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kis-Balaton	75	31	24	22	28	7	53	0	10
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	0	1	1	2	4	1	1	0	0
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	3	7	7	1	7	7	5	8	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	15	8	45	110	40	40	35	60	40
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	4	12	23	23	30	23	6	10	26
Dunakanyar Danube bend	16	67	49	39	28	37	14	14	5
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	56	45	68	58	111	103	21	20	28
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	1	22	1	0	0	0	0	2	0
Hortobágy I.	10	140	80	30	2	12	30	50	41
Hortobágy II.	112	112	148	23	11	5	25	46	49
Hortobágy III.	8	7	1	2	1	0	6	19	28
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	210	610	224	220	228	119	119	28	51
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	12	24	88	76	80	42	89	37	37
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	23	264	84	108	126	125	157	75	42
Magyarország összesen Hungary total	**617**	**1737**	**1187**	**1085**	**870**	**663**	**865**	**587**	**631**

12. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2007/2008
Table 12: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2007/2008

Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	6	8	5	1	1	0	0	17	10
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	16	9	76	4	17	3	1	32	22
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	2	6	12	97	9	2	0	0	0
Dinnyési Fertő	8	0	2	0	0	0	4	12	23
Velencei-tó Lake Velence	13	11	0	0	0	0	0	9	34
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	38	14	50	120	5	9	8	46	69
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	234	85	100	130	75	44	60	85	66
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	1	1	0	1	0	0	0	0	2
Kis-Balaton	34	32	21	36	32	27	20	32	27
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	0	1	0	2	0	1	1	2
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	3	1	5	7	6	1	8	0	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	11	35	30	80	40	15	40	30	20
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	9	18	0	0	7	27	7	70
Dunakanyar Danube bend	9	13	78	10	44	25	39	10	2
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	38	26	46	17	24	36	33	26	6
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	2	13	0	0	0	3	22	16
Hortobágy I.	42	105	60	41	32	34	27	130	88
Hortobágy II.	96	69	9	103	19	10	23	116	96
Hortobágy III.	39	19	25	11	12	13	22	36	49
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	548	29	69	125	75	4	14	117	53
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	13	51	95	53	65	20	65	25	17
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	45	110	334	242	118	89	57	44	47
Magyarország összesen Hungary total	**1197**	**635**	**1049**	**1078**	**576**	**339**	**452**	**797**	**719**



11. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2006/2007
Map 11: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2006/2007



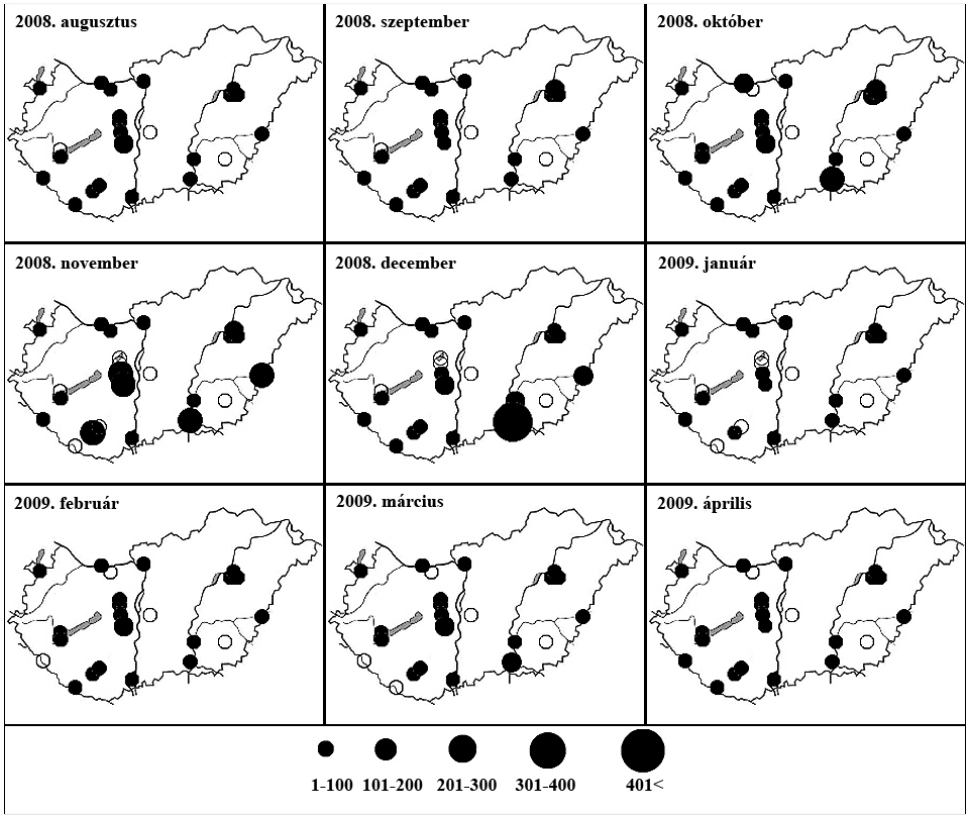
12. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2007/2008
Map 12: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2007/2008

13. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2008/2009
Table 13: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2008/2009

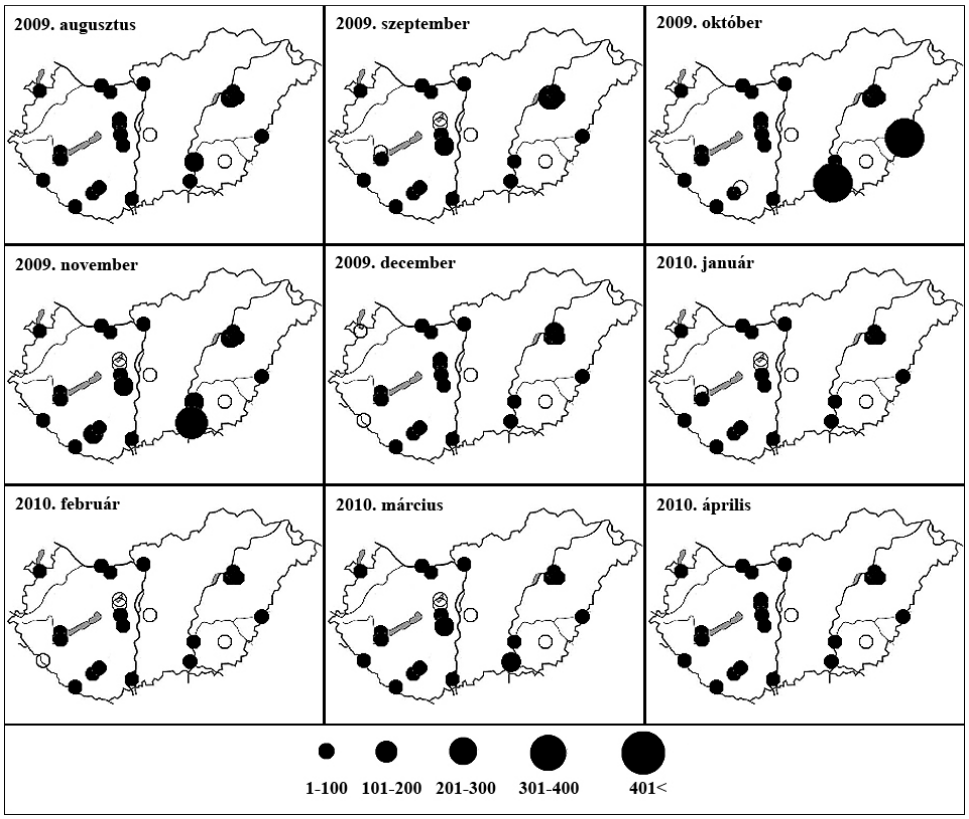
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	7	8	5	3	1	2	6	11	7
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	13	70	113	12	24	3	9	78	53
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	2	6	0	80	6	2	0	0	0
Dinnyési Fertő	7	2	3	0	0	0	25	7	17
Velencei-tó Lake Velence	1	14	17	0	0	0	8	10	62
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	22	33	98	241	62	53	12	33	55
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	167	92	178	221	155	70	137	106	76
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	1	0	1	0	0	0	2	1	1
Kis-Balaton	26	48	19	13	19	4	21	25	28
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	4	1	3	1	1	0	0	2
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	9	15	31	0	2	0	3	0	1
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	25	15	60	220	50	20	35	40	25
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	20	15	30	0	10	0	9	30	34
Dunakanyar Danube bend	38	51	56	91	16	27	23	2	1
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	38	73	55	25	40	43	14	10	8
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	66	82	192	59	39	16	21	56	77
Hortobágy II.	76	182	163	147	65	2	23	99	84
Hortobágy III.	90	61	30	17	4	2	41	35	56
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	49	54	57	241	135	13	27	8	11
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	15	12	65	76	148	35	48	5	32
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	220	85	203	260	553	95	63	113	9
Magyarország összesen Hungary total	**893**	**922**	**1377**	**1709**	**1330**	**388**	**527**	**669**	**639**

14. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2009/2010
Table 14: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2009/2010

Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	19	15	13	12	0	2	6	12	13
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	1	3	22	9	1	12	3	19	72
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	3	5	8	48	6	2	2	1	3
Dinnyési Fertő	2	0	1	0	1	0	0	0	4
Velencei-tó Lake Velence	5	0	3	0	2	0	0	0	54
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	17	41	69	39	9	5	1	35	35
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	85	141	96	148	81	20	46	144	45
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	1	0	1	1	1	0	2	1	1
Kis-Balaton	36	22	19	30	16	7	2	8	20
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	2	2	1	1	0	2	0	1	1
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	10	2	5	4	3	3	4	2	1
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	25	20	15	120	60	60	10	15	45
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	20	80	0	30	98	20	34	35	4
Dunakanyar Danube bend	8	49	17	31	6	25	11	6	5
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	68	59	60	30	12	21	31	9	12
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	132	220	120	180	97	10	13	60	78
Hortobágy II.	42	72	82	67	105	17	4	47	96
Hortobágy III.	39	48	79	25	9	13	30	60	64
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	97	92	486	89	17	20	22	67	10
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	123	48	25	135	21	75	58	31	14
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	94	57	475	355	96	150	95	120	45
Magyarország összesen Hungary total	**829**	**976**	**1597**	**1354**	**641**	**464**	**374**	**673**	**622**



13. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2008/2009
Map 13: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2008/2009



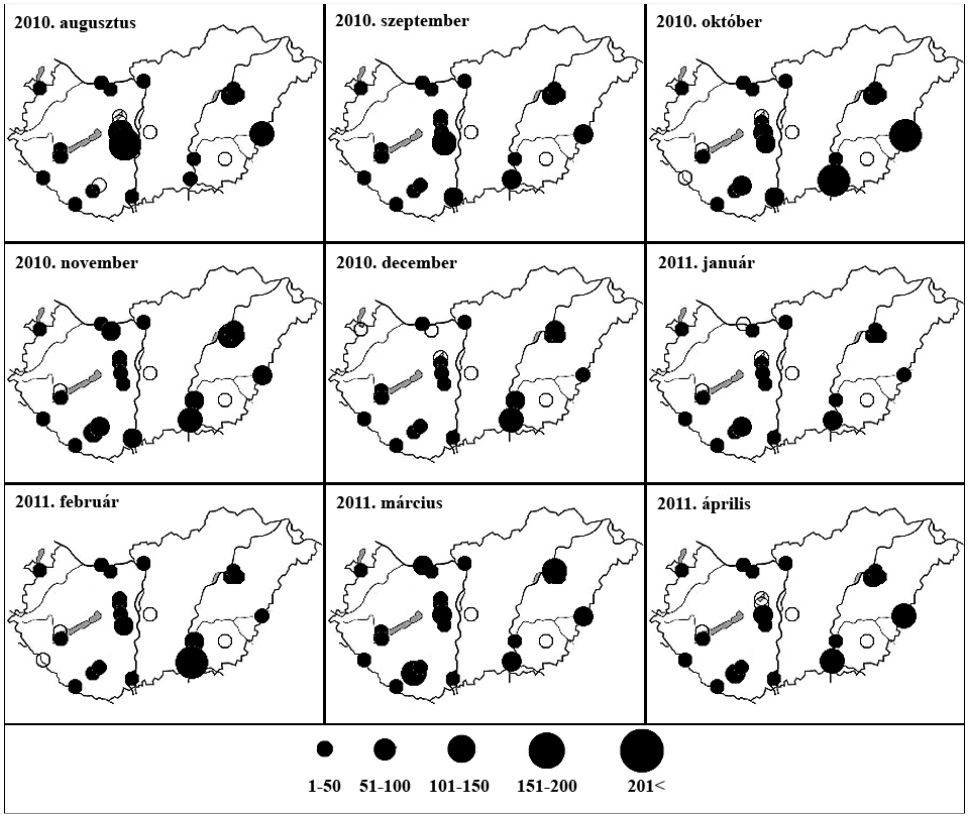
14. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2009/2010
Map 14: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2009/2010

15. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2010/2011
Table 15: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2010/2011

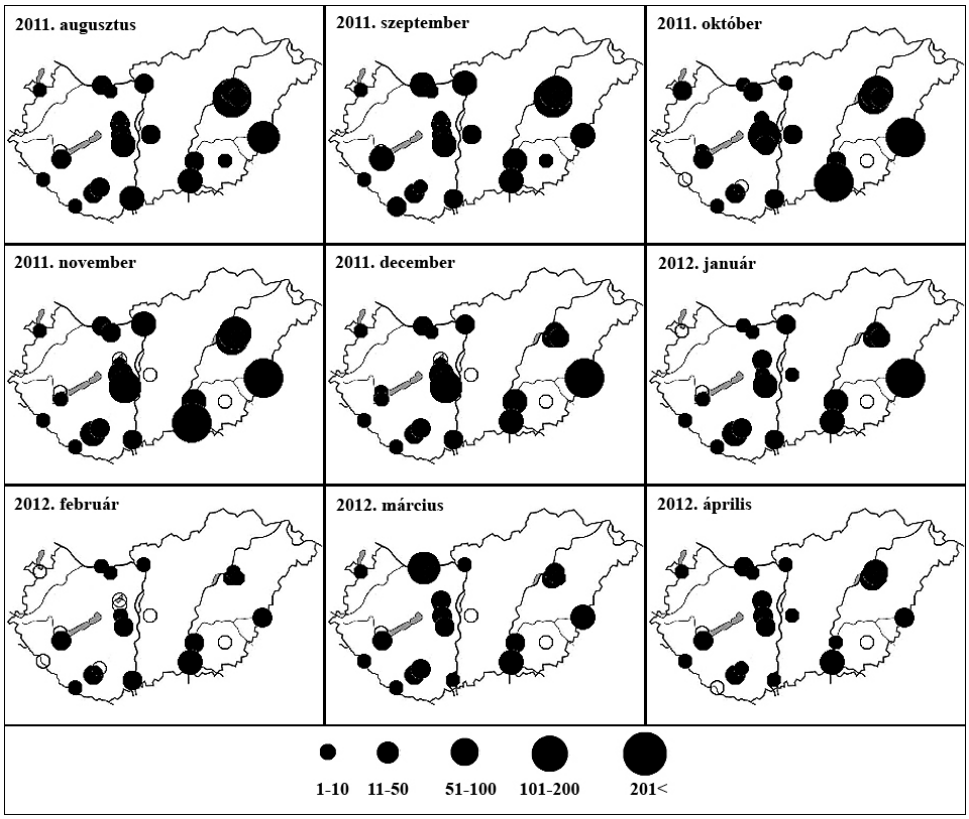
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	8	15	7	12	0	3	6	10	7
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	6	11	30	14	4	0	2	89	50
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	3	16	63	0	1	1	1	4
Dinnyési Fertő	0	12	10	2	3	2	3	4	0
Velencei-tó Lake Velence	0	4	0	7	0	0	11	38	0
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	106	24	62	49	13	7	10	56	59
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	157	101	85	17	26	31	51	42	32
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	1	1	0	0	1	0	0	1	0
Kis-Balaton	37	10	15	6	10	12	15	24	40
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	1	0	2	3	1	0	3	1
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	3	2	3	4	2	3	3	2	2
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	50	15	50	60	30	20	30	120	70
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	0	19	75	68	18	67	13	24	11
Dunakanyar Danube bend	8	16	35	20	3	1	4	3	9
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	33	67	79	75	24	13	5	46	17
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hortobágy I.	68	60	88	132	39	19	18	42	98
Hortobágy II.	40	28	19	78	53	11	30	105	34
Hortobágy III.	32	23	38	9	9	9	0	42	44
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	103	85	179	99	31	30	18	58	101
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	14	11	23	99	86	42	57	14	40
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	170	59	183	135	112	76	160	57	112
Magyarország összesen **Hungary total**	**838**	**567**	**997**	**951**	**467**	**348**	**437**	**781**	**731**

16. táblázat: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 2011/2012
Table 16: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 2011/2012

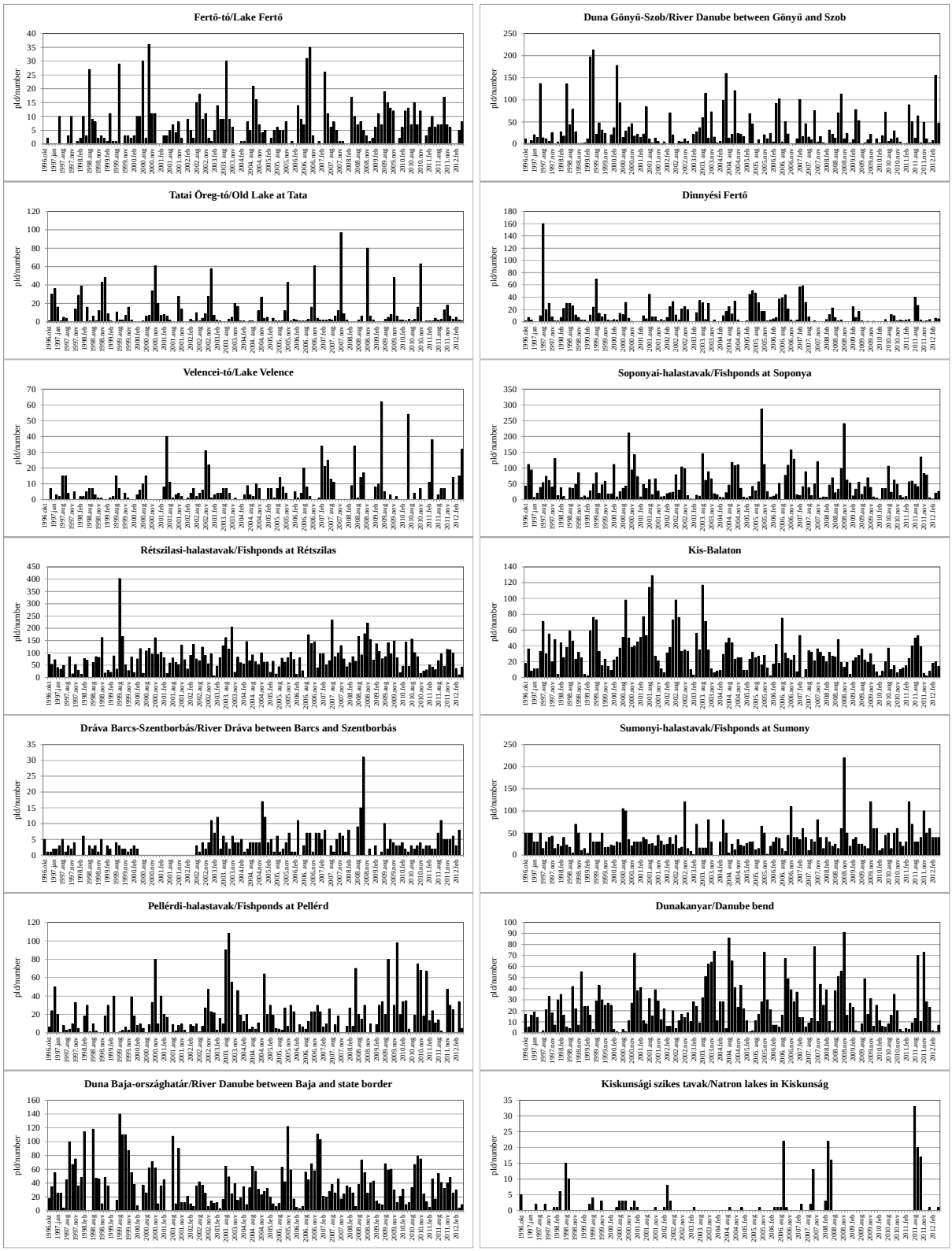
Szürke gém (*Ardea cinerea*)	**Aug**	**Sept**	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**April**
Fertő-tó Lake Fertő	7	7	17	7	6	0	0	5	8
Duna Gönyű-Szob River Danube: Gönyű - Szob	13	64	3	49	12	3	8	155	47
Tatai Öreg-tó Old Lake at Tata	1	2	3	13	18	6	3	5	2
Dinnyési Fertő	40	27	3	1	2	4	0	6	5
Velencei-tó Lake Velence	3	7	7	0	0	14	0	15	32
Soponyai-halastavak Fishponds at Soponya	48	41	135	83	78	6	2	21	26
Rétszilasi-halastavak Fishponds at Rétszilas	69	96	45	114	113	99	36	11	43
Balaton, Keszthelyi-öböl Lake Balaton, Keszthelyi bay	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Kis-Balaton	50	53	39	5	2	8	18	20	14
Gyékényesi kavicsbányató Gravel pits at Gyékényes	1	2	0	2	3	1	0	1	2
Dráva Barcs-Szentborbás River Dráva: Barcs-Szentborbás	7	11	5	5	5	6	3	8	0
Sumonyi-halastavak Fishponds at Sumony	30	30	40	100	50	60	40	40	40
Pellérdi-halastavak Fishponds at Pellérd	14	2	0	47	30	25	0	34	5
Dunakanyar Danube bend	13	70	10	73	28	23	2	1	7
Duna Baja-országhatár River Danube: Baja - state border	54	41	32	40	48	25	30	4	9
Kiskunsági szikes tavak Natron lakes in Kiskunság	33	20	17	0	0	1	0	0	1
Hortobágy I.	225	249	157	118	47	34	8	50	70
Hortobágy II.	76	108	112	120	35	29	9	29	97
Hortobágy III.	45	9	28	4	12	20	3	6	10
Kardoskúti Fehér-tó Lake Fehér at Kardoskút	5	3	0	0	0	0	0	0	0
Biharugrai és Begécsi halastavak Fishponds at Biharugra and Begécs	132	82	246	300	330	359	26	56	43
Tömörkényi Csaj-tó Lake Csaj at Tömörkény	45	84	34	73	65	80	33	12	9
Szegedi Fehér-tó és Fertő Lake Fehér and Fertő at Szeged	113	94	285	301	60	130	99	77	75
Magyarország összesen Hungary total	**1024**	**1102**	**1219**	**1455**	**945**	**933**	**320**	**556**	**545**



15. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2010/2011
Map 15: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2010/2011

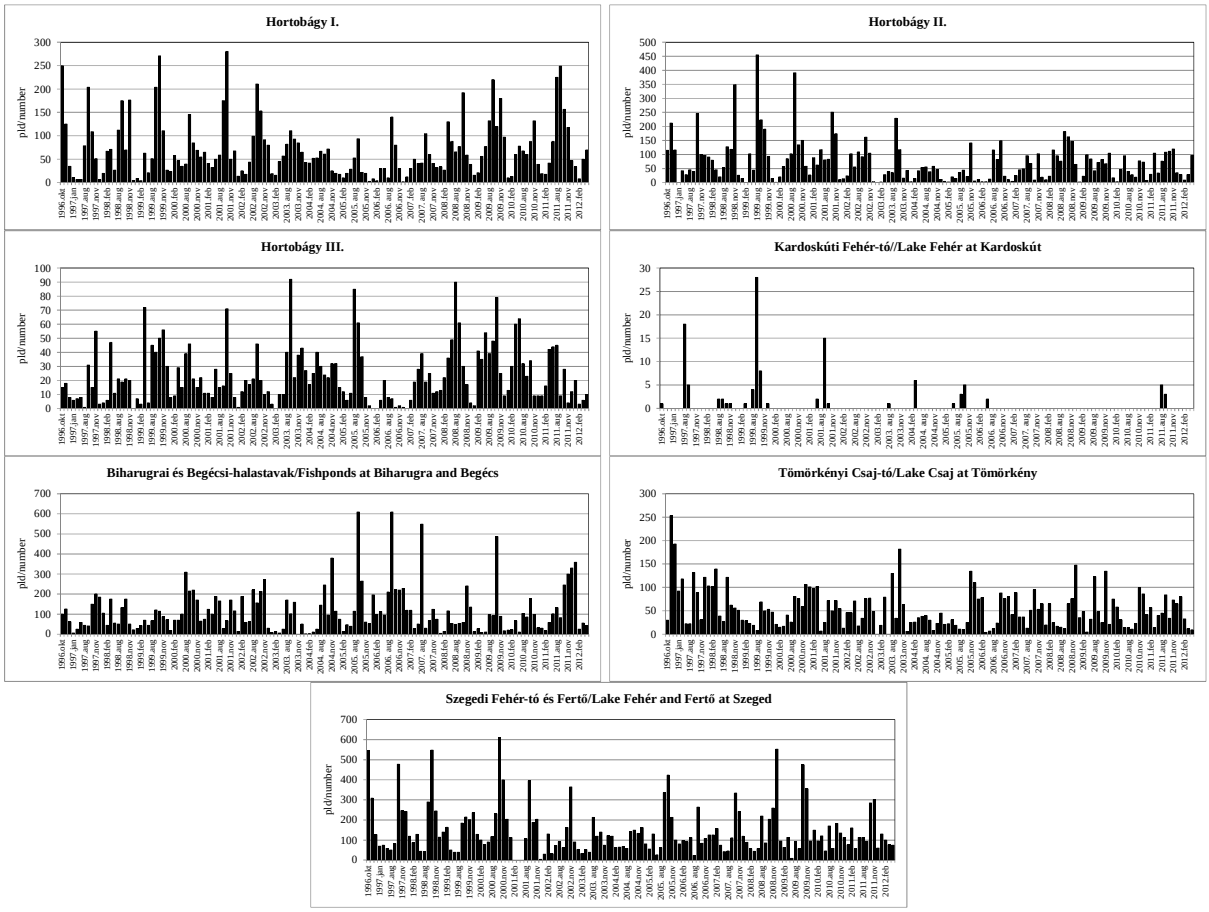


16. térkép: A szürke gém előfordulásainak havi mintázata Magyarországon, 2011/2012
Map 16: Monthly distribution pattern of Grey Heron in Hungary, 2011/2012

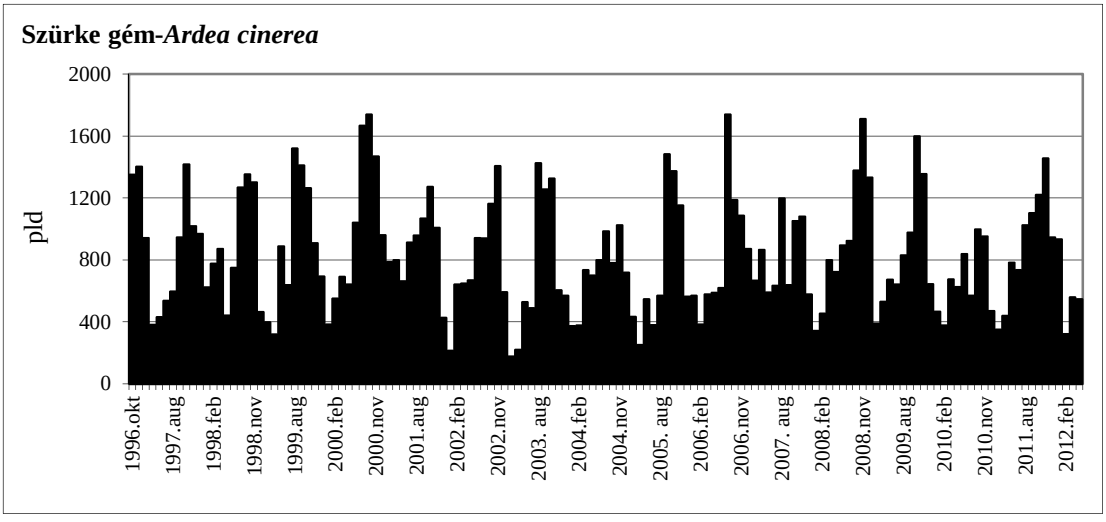


1. ábra: A szürke gém dinamikája az egyes monitoringterületeken

Figure 1: Dynamics of Grey Heron on monitoring sites

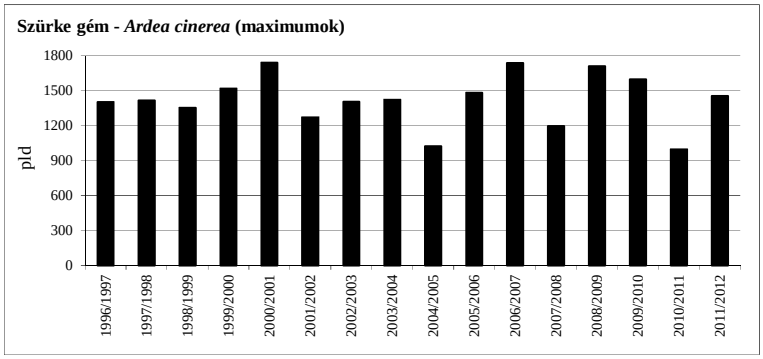


1. ábra (folyt.): A szürke gém dinamikája az egyes monitoringterületeken
Figure 1 (cont.): Dynamics of Grey Heron on monitoring sites



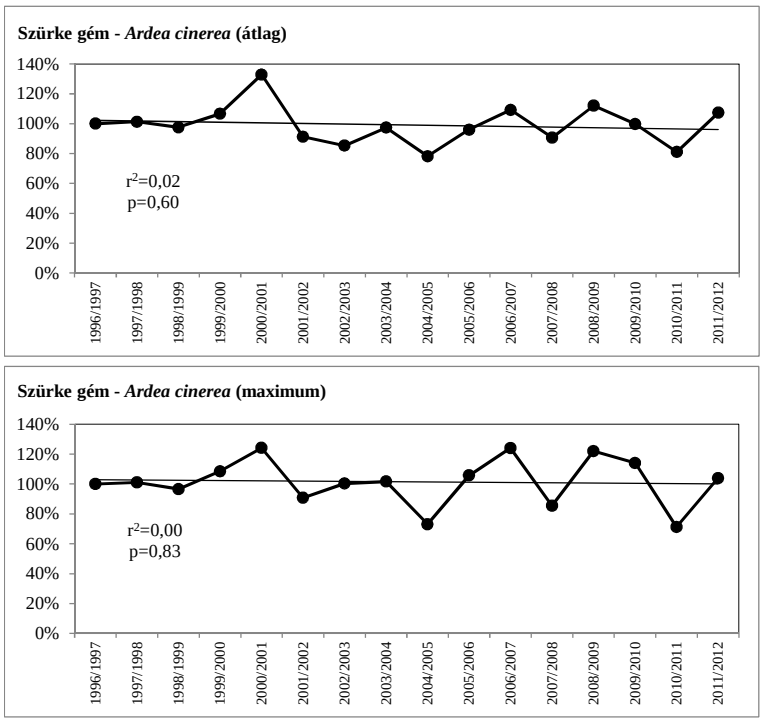
2. ábra: A szürke gém dinamikája Magyarországon, 1996‑2012
Figure 2: Dynamics of Grey Heron in Hungary, 1996–2012

A *Magyar Vízivad Monitoring* egyes vizsgálati területeinek tartamos szürkegém-dinamikáját tekintve (**1. ábra**) jól megkülönböztethetők azok a területek, amelyek időszakos jellegüknél fogva szegényes, vagy elérhetetlen haltáplálék-kínálattal rendelkezve tulajdonképpen szürkegém-mentesek, illetve azok ahol bőséges a kínálat. Előbbi feltételek között a szürke gém csak alkalmilag, pihenni jelenik meg (Balaton Keszthelyi-öböl, gyékényesi kavicsbányató). A természetes vizek és a halastavak e faj vonatkozásában is két nagy csoportra elkülöníthetők. Egyikbe sorolhatók azok a területek, ahol fészkel a szürke gém, a másikba pedig azok, ahol nem, illetve egy csoportba sorolhatók azok a területek, ahol intenzív riasztás folyik, s egy másikba azok ahol ez nem tipikus (szürke gémre általában nem kérnek a gazdálkodók – a valós létszám nem is indokolja – gyérítési engedélyt).



3. ábra: A szürke gém éves maximális példányszámainak dinamikája Magyarországon, 1996‑2012

Figure 3: Dynamics of yearly maximum values of Grey Heron in Hungary, 1996–2012

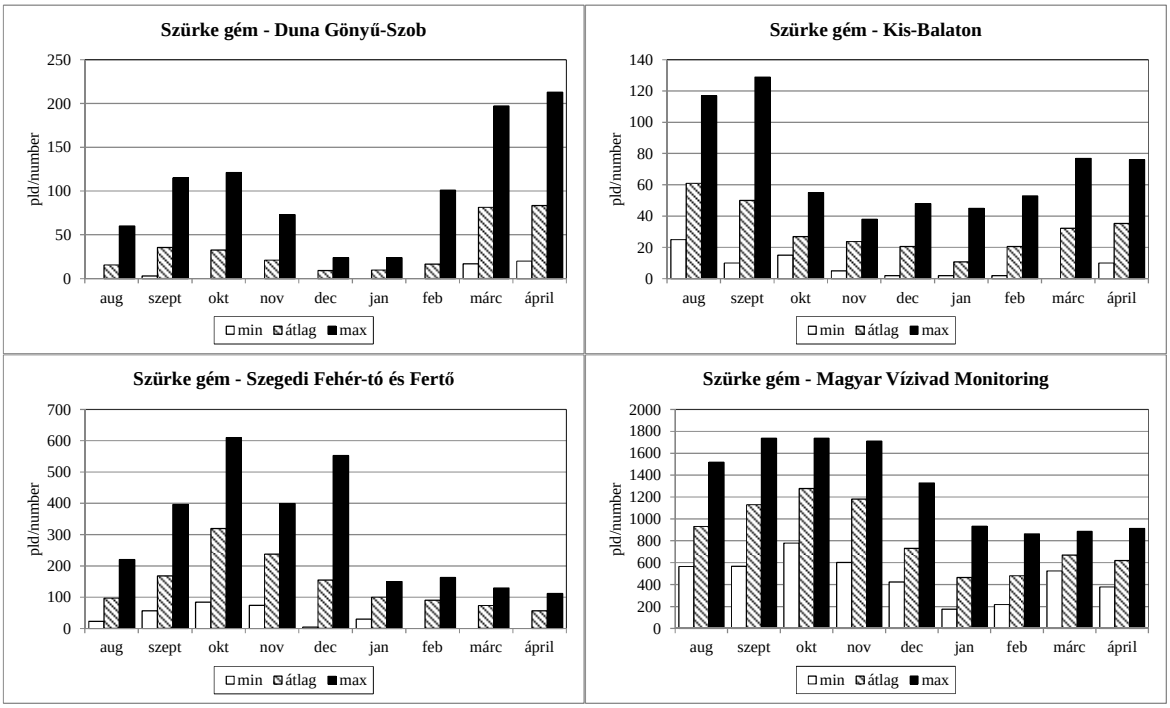


4. ábra: A szürke gém éves átlagos (felül) és maximális (alul) populációs indexeinek trendje Magyarországon, 1996‑2012

Figure 4: Trends of yearly mean (above) and maximum (bottom) indices of Grey Heron in Hungary, 1996–2012

A szürke gém megjelenését és mennyiségét befolyásolja a víztestek befagyása (sekély vizek, halastavak) vagy jégmentessége (Duna-szakaszok). Ennek megfelelően a területeken számlált szürke gémek mennyisége – hasonlóan a kárókatonához – nem elsősorban a természetes élőhelyi jóság (táplálékkínálat) függvénye, hanem mindenekelőtt a zavartság mértéke, s a jégmentesség által determinált. Amíg a kárókatona a bukva-zsákmányolás technikával a mély és be nem fagyó vizekhez való alkalmazkodással könnyebben átvészeli a téli időszakot, addig a gázlómadárként, lesből, a sekély vízben táplálkozó szürke gém a sekély vizek befagyásával hamar elveszti legfontosabb táplálkozóterületeit. E faj alkalmazkodóképességét a zsákmányváltás lehetősége (időleges áttérés a kisemlősevésre) igazolja. Vastag hótakaró esetén azonban ez is kétségessé válik, ilyenkor vagy a kényszerű továbbvonulás a megoldás, vagy tömeges elhullás következhet be. A halastavak táplálékkínálata – a kárókatonához hasonlóan – nagy vonzerő ugyan, de a riasztás és a kárókatona-gyérítés szürke gémet is zavaró hatása a feldúsulás ellen hat. További probléma a halastavi partszakaszok benádasodása, a parti zsákmányoló helyek hiánya. A szürke gémek – szemben a kárókatonával – nem tudnak a tavak közepére beszállva halászni, így zavarásuk is hatékonyabb. A környezet elemeinek egymáshoz viszonyított mindenkori állapota dönti azt el, hogy a Kárpát-medencében aktuálisan tartózkodó szürkegém-populáció diszpergáltsága milyen mintázatot mutat.

A *Magyar Vízivad Monitoring* területein – amelyek igen jól reprezentálják a hazai viszonyokat – megjelenő összes mennyiség 16 éves alakulása (**2–3. ábra)** a megjelenő szürke gémek ***mennyiségi stagnálását*** mutatta akár valamennyi hónap, akár az éves maximumok értékeit tekintjük. Az évenként – az átlagértékekből és a maximum értékekből – kiszámított populációs indexek trendjei (**4. ábra**) ugyanezt az állandóságot mutatták ($p=0,60$; $r^2=0,02$ illetve $p=0,83$; $r^2=0,00$). Mind az átlagok, mind a maximumok esetében bizonytalan a trend. (A p érték azért nagyon kicsi, mert nagy az átlagértékek körüli oszcilláció.)



5. ábra: A szürke gém éves átlagos (felül) és maximális (alul) állományértékeinek trendje Magyarországon, 1996‑2012

Figure 5: Trends of yearly mean (above) and maximum (bottom) indices of Grey Heron in Hungary, 1996–2012

Az eltérő adottságokra példákat szolgáltatnak a faj é**ven belüli országos dinamikája, fenológiája és az egyes kiemelten fontos területek fenológiái** között fellépő különbségek (**5. ábra**). ***Máskor és más léptékben*** tetőzik a vonuló és telelő szürke gémek mennyisége ott ahol a közelben fészektelepek vannak (Duna), mint ahol nincsenek (szegedi Fehér-tó), másként ahol befagy a víz (Kis-Balaton, szegedi Fehér-tó), és másképp ahol nem (Duna), vagy ahol gyérítik (szegedi Fehér-tó) és ahol nem (Kis-Balaton és Duna) az állományt.

4. MEGVITATÁS

Az *Ardea cinerea cinerea* európai és észak-afrikai fészkelőállományát az 1990-es évek első felében 400 000 - 500 000 példányra becsülték, állományváltozásának trendjét pedig növekvőnek határozták meg. Ugyanezen alfaj trópusi-afrikai fészkelőállománya nem volt ismert, a Fekete-tenger keleti medencéje és Nyugat-, Délnyugat-Ázsia költőállománya 10 000 - 100 000 példányra volt tehető (ROSE & SCOTT, 1997). Két másik közlés Európa szürkegém-állományát 130 000 párban (TUCKER & HEATH, 1994), illetve 150 000 párban (KNIEF *et al.*, 1997) adta meg. Az ezredfordulón Nyugat-Európa (beleértve Svédország, Németország, Svájc, Olaszország és Északnyugat-Afrika) fészkelő állománya 263 000 - 286 000 példány, a közép- és kelet-európai, a fekete-tengeri és mediterrán állomány pedig 189 000 - 256 000 példány volt (WETLANDS INTERNATIONAL, 2002). E két európai régió összesített állománynagysága tehát 452 000 - 542 000 példány lehetett. Ugyanezt az értéket adta meg a WETLANDS INTERNATIONAL (2006) egy későbbi kiadása is. Ugyanerre az időszakra a BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) Európa fészkelő szürkegém-állományát 210 000 - 290 000 párra, azaz 420 000 - 580 000 példányra becsülte, szelíd növekedés mellett.

Egy 1951-ben végzett felmérés szerint a szürke gém a leggyakoribb gémfaj volt ***Magyarországon***, 52 fészektelepe és 19 kérdéses fészkelése volt ismert. Általában kis telepei voltak, amit az is igazol, hogy 50 párnál nagyobb kolóniája csupán hét helyen alakult ki: Kajdacs (204 pár), Kisbalaton (139 pár), Tiszalúc (80 pár), Gönyű (60 pár), Velencei-tó (50 pár), Győrszabadi (40-50 pár), Makád (40-50 pár). Hazai állományát 1951-ben 982 párban adták meg (SZIJJ, 1954), de a teljes állományt ennek a duplájára, **1900** párra becsülték (MOLNÁR, 2000). Az 1976–1982 közötti felmérések során 70 kolóniában 600-1200 pár között változott fészkelő párjainak száma. 1996-os fészkelőállománya **1760** pár volt (MOLNÁR, 2000). A becslések szerint az 1990-es évek közepén fészkelőállományát **1600-1900** párra tették (MAGYAR *et al.*, 1998). Az ezredforduló tájékán (1997–2002) a becsült fészkelőállomány már **2500-3500** pár volt (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004; MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). Mindezen adatokat figyelembe véve Magyarország fészkelő szürkegém-állománya az elmúlt 60 évben ***csaknem a kétszeresére nőtt***.

A hazánkkal határos országokban, illetve a tőlünk északra fekvő területeken (tehát ahonnan vonuláson megjelenhetnek csapatai) az alábbi mennyiségek fészkelnek: Ausztria – 1300-1500 pár, Szlovákia – 300-700 pár, Románia – 3500-4000 pár, Szerbia – 2200-2500 pár, Horvátország – 1500-3000 pár, Szlovénia – 500-600 pár, illetve Csehország – 1900-2300 pár, Lengyelország – 9000 - 10 000 pár, Észtország – 1200-1500 pár, Litvánia – 3000-6000 pár, Lettország – 1100-1500 pár, Olaszország – 10 000 - 11 000 pár. Fenti adatok alapján megállapítható tehát, hogy hazánk a Kárpát-medence térségének legerősebb fészkelőállományával rendelkezik (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

A szürke gém vonuló madár, őszi vonulása szeptember–október, tavaszi érkezése február–március hónapokra esik. Rendszeresen áttelel az enyhe telek során. Az észak- és közép-európai populációk kisebb része Közép- és Dél-Afrika szavannáira vonul telelni, míg nagyobbik hányaduk a Földközi-tenger vidékén, illetve Nyugat-, részben Közép- és Délkelet-

Európában tölti a téli hónapokat. Fiataloknál megfigyelhető egy, a szárazföld belsejéből a tengerpartok felé irányuló nyári köztes vonulás. A Magyarországon megkerült gyűrűs szürke gémek 16 országban, főként Észak- és Északkelet-Európában (pl. Lengyelország, Észtország, Lettország, Litvánia, Svédország, Oroszország) lettek jelölve, de ritkán Afrikában, Szudánban és Szenegálban jelölt madarak is kerültek meg nálunk. A Magyarországon jelölt és megkerült példányok mintegy fele még itthon került meg, a többi zömében a Földközi-tenger vidékére (főként Olaszországba), vagy azon keresztül Afrikába (Algéria, Tunézia, Líbia, Szudán, Mauritánia, Mali, Nigéria) vonult. Az északi irányú vándorlást Dániában, Németországban, Lengyelországban, Csehországban megkerült madarak igazolják (FARAGÓ, 2000; PIGNICZKI & VADÁSZ, 2009).

Összefoglalva a Magyarországon fészkelő mintegy 2500-3500 pár (5000-7000 példány) szürke gémhez és szaporulatához ősszel részben a környező országokból érkeznek kóborlásuk idején madarak, másrészt észak- és északkelet-európai költőterületekről érkeznek példányok és tartanak a Mediterráneumba és Afrikába. A mi ivaréretlen madaraink minden irányba elkóborolhatnak, a vonuló felnőtt madarak szintén a Mediterráneumban, illetve Afrikában telelnek. Ennek megfelelően a Kárpát-medencében – az áttelelő magyar szürke gémek mellett – megfigyelhető az állománycsere is. Az áttelelő abszolút mennyiség a vizek befagyásával arányos.

A *Magyar Vízivad Monitoring* területein – amelyek igen jól reprezentálják a hazai viszonyokat – számlált összes mennyiség 16 éves alakulása a megjelenő szürke gémek ***mennyiségi stagnálását*** mutatta akár valamennyi hónap, akár az éves maximumok értékeit tekintjük. Az évenként – az átlagértékekből és a maximum értékekből – kiszámított populációs indexek trendjei ugyanezt az állandóságot mutatták ($p=0,60$; $r^2=0,02$; illetve $p=0,83$; $r^2=000,$). A számlált abszolút mennyiségek a *Magyar Vízivad Monitoring* területén országosan sem érik el a 2200 példányt, azaz a Ramsari 1%-os kritériumszintet, így Magyarország területe a szürke gém vonulása és telelése szempontjából marginális jelentőségű, következésképpen gazdasági jelentősége (károkozása) is korlátozott és kismértékű.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a megfigyelések és az adatközlés során tanúsított elkötelezett lelkesedését a MAGYAR VÍZIVAD KUTATÓ CSOPORT munkatársainak.

A *Magyar Vízivad Monitoring*ot 1996 óta a VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTÉRIUM és jogelődei finanszírozták.

IRODALOMJEGYZÉK

BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1997): *Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung*. Aula-Verlag, Wiesbaden.

BAUER, K. M. & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (1987): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 1. *Gaviiformes–Phoenicopteriformes*. 2. Auflage. AULA-Verlag, Wiesbaden.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status.* BirdLife International, Cambridge. /BirdLife Conservation Series No. 12./

CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (eds.) (1977): *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic.* Volume I. *Ostrich to ducks.* Oxford University Press, Oxford.

FARAGÓ S. (1998a): A Magyar Vízivad Információs Rendszer. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 3–17.

FARAGÓ S. (1998b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 61–264.

FARAGÓ S. (1999): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **5**: 63–327.

FARAGÓ S. (2000): A vadászható vízivad fajok magyarországi vonulása, jelölt madarak megkerülése alapján. *Magyar Vízivad Közlemények* **6**: 337–375.

FARAGÓ S. (2001): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **7**: 41–212.

FARAGÓ S. (2002a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **9**: 47–249.

FARAGÓ S. (2002b): *Vadászati állattan.* Mezőgazda Kiadó, Budapest.

FARAGÓ S. (2005): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2002/2003-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **12**: 43–224.

FARAGÓ S. (2006): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **13**: 41-214.

FARAGÓ S. (2007a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2004/2005-ös idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **14**: 41–210.

FARAGÓ S. (2007b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2005/2006-os idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **15**: 47–220.

FARAGÓ S. (2008a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2006/2007-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **17**: 43–214.

FARAGÓ S. (2008b): A vonuló vízivadfajok állományainak tér-idő mintázata Magyarországon. Az 1996-2004 közötti időszak elemzése. *Magyar Vízivad Közlemények* **16**: 49-200.

FARAGÓ S. (2010a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2007/2008-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 43–203.

FARAGÓ S. (2010b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2008/2009-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 259–420.

FARAGÓ S. (2011a): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2009/2010-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 43–200.

FARAGÓ S. (2011b): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2010/2011-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 251–486.

FARAGÓ S. & GOSZTONYI L. (2002): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **8**: 45–256.

FARAGÓ S. & GOSZTONYI L. (2003): A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **11**: 51–252.

FARAGÓ, S. & GOSZTONYI, L. (2006): Space and time pattern of the distribution of Cormorants and Grey Herons in Hungary. *In:* HANSON, A., KEREKES, J. & PAQUET, J. (eds.): *Limnology and Waterbirds 2003. The 4th Conference of the Aquatic Birds Working Group of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL). Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 474. Atlantic Region*: 168-178.

MOLNÁR L. (2000): Szürke gém *Ardea cinerea*. *In:* HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Második, javított kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest: 26–27.

KNIEF, W., ULENAERS, P. & VAN VESSEM, J. (1997): *Ardea cinerea* Grey Heron. *In:* HAGEMEIJER, W. J. M. & BLAIR, M. J. (eds.): *The EBCC atlas of European breeding birds. Their distribution and abundance.* T & A D Poyser, London: 50–51.

MAGYAR G., HADARICS T., WALICZKY Z., SCHMIDT A. & BANKOVICS A. (1998): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Madártani Intézet – MME – Winter Fair, Budapest–Szeged.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke*. *Nomenclator avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

PIGNICZKI CS. & VADÁSZ CS. (2009): Szürke gém *Ardea cinerea* LINNAEUS, 1758. *In:* CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁCZ J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest: 176–178.

ROSE, P. M. & SCOTT, D. A. (1997): *Waterfowl population estimates*. Second edition. Wetlands International, Wageningen. /Wetlands International Publication 44./

SZIJJ J. (1954): Gémtelepek Magyarországon 1951-ben. *Aquila* **55–58**: 81–87.

TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge. /BirdLife Conservation Series No. 3./

VASVÁRI M. (1954): A szürkegém, a nagy- és a kiskócsag táplálkozási ökológiája. *Aquila* **55–58**: 23–38.

WETLANDS INTERNATIONAL (2002): *Waterbird population estimates.* Third edition. Wetlands International, Wageningen. /Wetlands International Global Series 12./

WETLANDS INTERNATIONAL (2006): *Waterbird population estimates.* Fourth edition. Wetlands International, Wageningen.

PUPULATION NUMBER OF GREY HERON (*Ardea cinerea*) MIGRATING AND WINTERING IN HUNGARY (1996-2012)

Faragó, S. & Gosztonyi, L.

SUMMARY

Adding to the population of 2,500-3,500 pairs of Grey Herons (5,000-7,000 individuals) nesting in Hungary, migrating birds also arrive from the neighbouring countries. Other birds arrive from northern and northeast European breeding areas, and they head for southern breeding territories like the Mediterranean and Africa. Our immature Grey Herons may stray to all directions, and the migrating adult birds spend the winter in the Mediterranean and Africa, as well. Consequently, in the Carpathian Basin, we can observe population change of the Hungarian Grey Heron. The absolute number of wintering Herons is proportionate with the freezing of waters.

In the areas of the Hungarian Waterfowl Monitoring (HWM), a 16-year evaluation of the total number showed the stagnation of Grey Herons, either in each month or the values of the annual maximum. These represent the Hungarian conditions very well. The trends of population indices, counted annually from average values and maximum values, showed the same stagnation ($p=0.60$; $r=0.02$, $p=0.83$; $r=0.00$ respectively.) Both in the case of averages and maximums, the trend is uncertain; (the 'p' value is very low because the oscillation around average values is high).

The absolute numbers in the sites of HWM do not reach 2,200 individuals in the whole country, which is the Ramsar 1% criterion level, showing international significance. This means that from the point of view of Grey Herons' migrating and wintering, the territory of Hungary is of marginal importance; consequently the economic impact (causing damages) is limited and low.

DOI: 10.17242/MVvK_23.14

A TAVASZI ERDEI SZALONKA VADÁSZAT KIALAKULÁSÁNAK TÖRTÉNETE ÉS FENNTARTÁSÁNAK INDOKAI MAGYARORSZÁGON

HISTORY OF DEVELOPMENT OF SPRING WOODCOCK SHOOTING AND ARGUMENTS ITS MAINTENANCE IN HUNGARY

Faragó Sándor

Magyar Vízivad Kutató Csoport, Nyugat-magyarországi Egyetem Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
Hungarian Waterfowl Research Group, University of West-Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology, H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5., Hungary

1. BEVEZETÉS

Az erdei szalonka vadászható faj Magyarországon. A vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló LV. Törvény, valamint hatályos végrehajtási rendeletei 2008-ig engedték tavaszi, **húzáson történő** vadászatát **március 1. – április 10**. időközében, napi és **vadászonkénti 4 pld** elejtése mértékében. A vadászati hatóság – vadászható vadfaj státusának fenntartása mellett – 2009-re felfüggesztette tavaszi vadászatát, s egyidőben más vadászati idényt nem állapított meg rá. Jelenlegi helyzet megfelel az Európai Unió ún. Madárvédelmi Irányelvének (79/409/EGK), amely szerint az erdei szalonka vadászható faj Európában és az Irányelv **II/1. mellékletében** került felsorolásra **22. sorszámon.** Megfelel azon rendelkezésével, amely idézett jogszabály **4. cikk (2.) bekezdésében** határoztak meg, azaz „*A tagállamok hasonló* (értsd védelmi FS) *intézkedéseket tesznek az 1. mellékletben fel nem sorolt, rendszeresen előforduló vonuló fajok esetében is, szem előtt tartva azok védelmi szükségleteit azon a földrajzi tengeri és szárazföldi területen, ahol ezt az irányelvet alkalmazni kell, tekintettel költő-, vedlő- és telelőterületeikre, valamint vonulási útvonaluk pihenőhelyeire*". Továbbá a **7. cikk (4) bekezdése** alapján „*Biztosítják különösen azt, hogy azokat a fajokat, amelyekre a vadászati jogszabályok vonatkoznak, ne vadásszák sem a fészekrakás, se a fiókanevelés időszakában, sem a szaporodás különböző időszakaiban. A vonuló fajok esetében biztosítják különösen azt, hogy* ***azokat a fajokat, amelyekre a vadászati törvények vonatkoznak, ne vadásszák szaporodási időszakukban vagy a fiókanevelési területükre történő visszatérésük során***."

Utóbbi kitétel alapján jogilag kérdésessé vált az erdei szalonka tavaszi vadászata Magyarországon.

A magyar vadászok azonban hivatkozva az Irányelv 9. cikke (1) c) bekezdésére lehetőséget látnak a tavaszi szalonkavadászat fenntartására, hiszen „*A tagállamok, ha nincs más kielégítő megoldás,* ***eltérhetnek*** *az 5., 6., 7. és 8. cikk rendelkezéseitől a következő okok miatt: ... c) szigorúan szabályozott feltételek mellett és szelektív alapon, egy madarak* ***kis számú*** *befogásának, tartásának, vagy egyéb* ***ésszerűen megindokolható hasznosításának*** *engedélyezése érdekében*." „*Az eltérés esetében meg kell határozni – a fajokat, amelyekre az eltérések vonatkoznak, - a befogás vagy megölés engedélyezett eszközeit, eljárásait vagy módszereit, - a hatóságot, amely felhatalmazást kap annak kinyilvánítására..., az elvégzendő ellenőrzéseket."*

Jelen munka a hasznosítás kis egyedszámát (és annak nyilvántartását), a tavaszi erdei szalonka vadászat magyar tradícióit, a korán felismert fokozott szelektivitását, annak az állományváltozásra és a szaporodásbiológiára gyakorolt hatását mutatja be, s

javaslatot tesz a jövőbeni jelentés adatbázisának megteremtésére [9. cikk. (3) bekezdés], amely összefüggésben van a kívánatos kutatásokkal [10. cikk. (2) bekezdés]

2. A TAVASZI ERDEI SZALONKA VADÁSZAT TÖRTÉNETI KIALAKULÁSA

A magyar erdei szalonka vadászatának módjáról először PÁK DIENES tudósít az első magyar nyelvű vadászati munkájában a „*Vadászattudományban*" (PÁK, 1829). E szerint: „*az erdeiszalonkát estveli 's reggeli lesben, vizsla kereséssel-hajtatással, hálóval, loszörhurokkal 's facsapdával vadászhatjuk.*". Részletesen foglalkozik a tavaszi lesvadászattal azaz a „leséssel". „*Az erdeiszalonkák **tavaszi** megérkezésökkel 's leginkább párzáskor estve-reggel egy helyrül másikra huzódván sorfák közt, erdőszélekben, erdöségbeli útakon, apró bokrú helyeken vagy tisztásokon telepszenek le, 's annál könnyebb lövethetésüek, mivel jó messzire hallatszó sipogások jövetelöket elárulván, a' leső vadászt előre figyelmeztetik.*"

A tavaszi és őszi időszakban is használatos volt a szalonka vizslával való kerestetése. „*Feltevén, hogy jártas vadász ősszel szintúgy mint **tavasszal** ismérni 's megválasztani tudandja az erdeiszalonkák' örömestebb tartózkodási 's huzódásxi helyeit, azokat tanúlt vizslájával a' foglyászatban érdeklettem módon könnyen kikerestetheti 's lövésre kerítheti.*"

Nem említi PÁK (1829) a hajtás (ahogy Ő nevezi „hajtatás") időszakát, csak módját ismerteti, amiből kitűnik, hogy azt **tavasszal** és ősszel egyaránt gyakorolták. Ugyanez vonatkozik a lószőr hurok és a facsapdák alkalmazására is.

CSERSZILVÁSY (1896) – először 1874-ben megjelent, majd négy kiadást megélt *Vadászattudomány* c. könyvében – a fenti vadászati módok közül már a hurkolást, csapdázást nem említi: „*Az erdei szalonkát háromfélekép lövik, húzáson, keresésen és hajtóvadászaton.*" Őszi és tavaszi vadászatáról egyaránt említést tesz, de „A vadász ... *kivált tavaszkor, midőn egyéb apró vadászatnak szünete van, kellemesebb mulatságot nem szerezhet magának.*" „*A kereső vadászat szaporább a lesnél, de mesterségesebb is; azonban nem kell addig hozzá fogni, míg a szalonkák meg nem érkeztek, s eleinte csak lesekre kell járni.*"

Az erdei szalonka vadászatát sem az 1872. évi, sem az 1883. évi vadászati jogszabály **nem korlátozta** (OROSZI, 1996).

Az **1883. évi XX törvényczikk** szerint, az erdei szalonkára érvényesíthető általános és speciális paragrafusok az alábbiak voltak:

***9. §.** Az általános vadászati tilalom tart **február hó 1-től augusztus hó 15-ig**, mely idő alatt hajtókutyákkal (kopó, tacskó, agár, komondor, vagy egyéb hajtó-ebbel) egyáltalán nem szabad vadászni.*
***11. §.** A madarak közül kivételt képeznek a vándor- és vízimadarak, de ott, hol ez utóbbiak költenek, a párosodás és költés időszaka alatt a tilalom reájuk is kiterjed.*

ILLÉS (1895) „*A vadászati ismeretek kézikönyve*" III. kötete 2. részében írja: „*Az erdei szalonka vadászata lesen a **tavaszi** húzás idején történik*". Majd „*Az erdei szalonka vadászása vizslával ... igen kedvelt a vadászok előtt és mind őszszel, mind **tavaszszal** gyakorlatban van.*" A hajtásokat is végezték ősszel és tavasszal is – bár ahogy írta „*őszszel néha igen kiadó*".

A 19. század végén jelent meg a német KARL DIEZEL hatalmas műve „*Az apróvad vadászata*" MIKA KÁROLY fordításában és átdolgozásában (DIEZEL & MIKA, 1899), amely ugyancsak húzáson való lesvadászatát, a bokrászást és a hajtatást jelöli meg vadászati módoknak. „*Az első és majdnem kizárólagosan az esti les az, mely a három közül a legkedveltebb, mert aránylag a legkevesebb idővesztegetéssel jár, a legtöbb esetben akkor is kimehetünk, ha napi teendőinket elvégeztük, az újraébredő tavasz minden báját, a madarak*

dalát zavartalanul élvezhetjük s végre az is ismeretes, hogy a szalonkát a húzáson, kivált meleg, esős estéken, midőn piszegve, korrogva, bagolyszerű lassú repüléssel húz, nem is nehéz meglőni." – írta MIKA.

Ez az első olyan szakmai közlemény, amely a tavaszi erdei szalonka vadászat leírása mellett annak tavaszváró, érzelmi, emocionális oldalát is kidomborítja.

Fontos megemlíteni, hogy az erdei szalonkáról szóló fejezetet DIEZEL & MIKA (1899) azzal zárja, hogy „*még egyszer emlékezetébe hozzuk minden vadásznak*:

Quasimodo vasárnapján[1] *a szalonka ül tojásán.*"

Ezzel arra hívja fel a figyelmet, hogy **Húsvét után a szalonka már fészkel, azaz már nem etikus vadászata.**

A 19. század végén már tapasztalható volt a területi, mennyiségi és nagyrészt időbeni korlátozások nélküli szalonkavadászat állománycsökkentő hatása.

LAKATOS (1904) az észlelhető szalonkafogyást meggátolandó az alábbiakat írta: „*Csakis nemzetközi törvényekkel lehetne kedvencz hosszucsőrünk oktalan pusztitása elé gátat vetni. És pedig első sorban a szalonkavadászat szabályozására volna szükség egy nemzetközi törvényes megállapodás alapján, mely ép ugy kötelező volna albion fiai, mint a kontinens müvelt (és nem „müvelt") államainak összes vadászatira nézve, s a mely törvényben suly lenne fektetve a tenyészanyag biztositására és hogy a körülmények korlátai között az szaporulatot is létesitsen; mely elvekhez képest eltiltandó volna az, hogy az erdei szalonka lesen (vagy huzáson) kivül tavaszszal másképp is vadásztassék, mert a cserkészet és hajtóvadászat a már említett káros hatásu tényezőkkel együtt: egyértelmü eme nemes vadfajunk halálos itéletével.*". Mindezek indoklására az alábbiakat írja:

1. *A tavaszesti (és hajnali?) huzások alkalmával repülő szalonkák legnagyobbrész himek; miután pedig a him egyedek száma többszörösen fölülmulja a nőivaruakét; a himek elejtése a szalonkaállományra nemcsak hogy káros következménynyel nem jár, de sőt inkább annak javára szolgál, a mennyiben a pár nélküli himek kiméletlen háborgatásai a nöstényekre a meddőség következményével járnak; másrészt a sok him szenvedélyes alkalmatlankodásai miatt a megtermékenyités is akadályokba ütközik, sőt sok esetben lehetetlenné válik. Ennélfogva tehát a fölös himek ellövöldözése a szalonkaállománynak csak javára szolgál.*

2. A tavaszi hajtásoknak és cserkészeteknek esik legtöbb nőstény szalonka áldozatul, mert a him szalonkák elevenebb, éberebb és óvatosabb természetüknél fogva hatványozottabb mérvben képesek az egyéni biztonságuk érdekében való viselkedésre, addig a nőstények a fészkelés, illetve költés rejtélyes igényei folytán s az ezzel járó szervi jelenségek miatt nehézkesebbek és gyámoltalanabbak. Ebből pedig az következik, hogy midőn kutyával cserkészünk, vagy hajtókkal vadászunk> többnyire a késedelmes, gyakran szinte a vadász vagy a hajtó lába elől felrepülő nőstény szalonkák kerülnek fegyver elé.

Mindezen megállapítások után azt várnánk, hogy LAKATOS KÁROLY kiáll a hazai tavaszi szalonkahajtások és bokrászások megtiltása mellett, de nem ezt teszi: „*És mindezek daczára én mégis azt mondom, hogy mindaddig, mig a szalonkavadászatot egy világtörvény nem szabályozza nincs más hátra, mint Reminiscere*[2]*táján ismét csak leakasztani a „rozsdást"*

[1] *Quasimodo vasárnapja:* a régi, német eredetű szalonkaváró vadászvers utolsó sorában szereplő időpont a szalonkázás befejező idejére hívja fel a figyelmet. „*Quasimodo genitis...*" azaz „*Mint újszülött csecsemő...*" PÉTER első leveléből vett szavak a Húsvét utáni első, ún. fehérvasárnap bevezető énekében. Részletesen lásd FEISZT (1997)

[2] *Reminiscere*: a régi, német eredetű vadászvers első szava, egyébként a Húsvét előtti nagyböjt második vasárnapján a római katolikus, latin nyelvű szentmiséket indító ének első szava. *Reminiscere* .... Magyarul „*Emlékezzél* meg Uram, irgalmasságodról" (ZSOLTÁROK 24. 6-9. vers.) részletesen lásd ugyancsak FEISZT (1997).

a szegről s hódolni a szalonkavadászat m i n d e n sportszerű módjának. Mert mit használna az delikát madarunk tenyészetének, ha hazánk lovagias puskaforgatói meg is fosztanák magukat a szalonkászat gyönyöreitől, mig a nagy világ fajpusztitói duplájával avagy triplájával vennék ki belőlük a vámot s tetejében még ki is kaczagnák naivságunkat! E g y e l ő r e tehát, mig elérkezik a nemzetközi védelem malasztja, hagyjuk a szentimentális elveket a limonádékedélyü lóvédő asszonyságok erényeül,; különben is tisztességes vadász a huzás beszünte után szalonkára nem emeli fegyverét addig, mig az ivadékok szárnyra nem kelnek."

A tavaszi hajtást a Tanácsköztársaság 95/**1919**. NT. sz, – soha be nem vezetett rendelete – 8 §-a megtiltotta – elfogadva az ornitológusok javaslatát.

A fészkelő állomány (lásd SCHENK, 1943) kímélete érdekében **1925**-től kezdődően az erdei szalonka vadásztati idénye ***augusztus 15-tel kezdődött, és április 15-tel bezárult*** (OROSZI, 1996). A vadászati módban azonban nem következett be változás, tehát húzáson, bokrászva és hajtásban egyaránt lehetett lőni.

A LAKATOS-féle – „ha más nem kíméli, akkor mi sem" – szemlélet köszön vissza az 1920-as, 1930-as évekből, az akkor lefolyt vitákból is. SCHENK (1924) a vonulási területek elsősorban bokrászó és hajtatásos vadászati módjait kárhoztatta a szalonka egyedszám csökkenéséért, ezért ellenezte a szalonka tavaszi vadászatát. Sokan – azokat védendő – elsősorban a telelőterületeken folytatott kíméletlen irtást hozták fel indokként. E kör élharcosa korának legismertebb vadászírója BÁRSONY ISTVÁN volt, aki elismerve SCHENK (1924) világszínvonalú munkáját, vitába száll annak a tavaszi vadászatot tiltó elképzelésével (BÁRSONY, 1927). „*Nem mink pusztítjuk az erdei szalonkát, hanem pusztítják a tengerparti madárfogó népek, akik hálóval meg fényszóróval rengeteg mennyiséget fogdosnak össze mindenféle hozzájok vetődő szárnyasból*". „*Tessék statisztikát csinálni először is arról, hogy valamennyi magyarországi „legitim" (vadászjegyes) vadász közül hány vadászik erdei sneffre egyáltalában, továbbá: hányszor megy ki egy évadban tavasszal (az ősz egészen más elbírálás és felfogás alá esik) erdei sneffezni; .. meg tetszik látni, hogy hihetetlenül, szinte komikusan kis számarány kerül ki.*" Védelmébe veszi – mert jelentéktelennek tartja mértékét és hatását – a bokrászást és a hajtást is. „*Sok hűhó – semmiért; ez az egész sneffkérdés. Nem a magyar vadásztól fogy – ha fogy – (én azt mondom nem is fogy – az erdei sneff, hanem a tengerparti puskátlan „vadászoktól"; meg attól, hogy fogy az olyan erdő, ahol az erdei sneff otthon van.*" „*Száz szónak is egy a vége: nem kell az erdei sneffet önmagunktól féltenünk. Akiktől, meg amitől, félteni kellene és lehetne, attól úgyis hiába féltjük." „Bizonyos, hogy például az olaszok, meg mások, ma is megteszik. Igazán túlzott altruizmus volna: azért mondanunk le a mi itthoni szerény lehetőségeinkről, hogy azoknak, akik mivelünk semmit sem törődnek, még több jusson. Megérdemelnők, hogy ráadásul ki is nevessenek bennünket.*" – fejezi be fejtegetését BÁRSONY (1927).

A BÁRSONY-féle optimizmussal szemben Európa nyugati felének országaiban észlelték az erdei szalonka állomány fogyását, ezért 1934-ben, a C.I.C. varsói nemzetközi tanácskozásán, felvetették egy átfogó európai egyezmény megkötésének szükségét, a **tavaszi szalonkahajtást** beszüntetendő. Abban bízva, hogy a felvetést valamennyi európai ország elfogadja, a magyar Földművelésügyi Minisztérium kihirdette **48 500/1934**. F. M. számú rendeletét, amely kimondta „*erdei szalonkára tavasszal csak lesen, húzó szalonkára lehet vadászni*", tehát megtiltotta a tavaszi hajtáson és bokrászva való vadászatát. Ezzel egyidőben a vadászidényt **szeptember 1. és április 15. között** állapították meg.

Széles vita bontakozott ki e kérdésben az *Erdészeti Lapok* és a *Nimród Vadászújság* hasábjain, habár KITTENBERGER KÁLMÁN, mint szerkesztő már az első cikk közlése során nem hagyott kétséget a felől, hogy „*Audiatur altera pars – elve alapján közöljük ezt a cikket, mert a Nimród Vadászújság mindig a tavaszi* ***szalonkahajtások ellen*** *volt és lesz*".

Legelőször báró INKEY PÁL (INKEY, 1934) foglalt állást a hajtás és bokrászás tiltása ellen – saját vadászterületének eredményeit és szubjektív érzéseit citálva, majd HAJEK (1935) érvelt a hajtás fenntartása mellett. Bár saját példája éppen a hajtás ellen szólt (az észlelt madarak 50%-a terítékre került hajtásban, húzáson csak 8%-át ejtették el a látottaknak) mégis fenntartotta nézetét. Ugyancsak jelentéktelennek minősítette a tojók arány-különbségét a hajtásban. A húzáson való vadászat során az korántsem sorsdöntő vadbiológiai kérdés – jelentette ki, s a túlzásba vitt tojókímélést – más fajra hivatkozva[3] – károsnak tartotta.. A „poézis" kérdését, mint ellenérvet is támadja: „*A poétikus hangulatot a szalonka vadászatánál a természet ébredése s a vadászati objektum ritka és titokzatos volta szüli. Vajjon a hajtás nem ugyanilyen környezet és tényező körül játszódik le*? *A természet ébredése az azt tulajdonképpen előidéző éltető nap teljes világánál nem éppen olyan fenséges, mint annak lehúnytánál? Aki mindkettőt egyformán elragadónak nem találja, az nem tud a természetben nyitott szemmel és füllel járni s annak poétikus hangulatát zavaros lelki diszpozíciók szülik és táplálják.*"

RÉZ (1935a) elfogadhatatlan tartja HAJEK (1935) érvelését és HAJEK számai alapján végzett számítással cáfolja azt. „*Érdemes volt*" c. cikkének végén kiegészítette a tavaszi hajtások elleni indokokat újabb szempontjával: „*oly zaklatásnak volt kitéve nagyvadunk az állandó sűrűség-hajtásban, hogy ennek kártétele sem utolsó dolog"*. Később más cikkben (RÉZ, 1935b) megerősíti véleményét, adatokat közölve a szalonka börzsönyi gyakori fészkeléséről.

Ugyancsak a tavaszi húzáson való vadászatot támogató (azaz a hajtást elutasító) cikket közölt POTOCZKY (1935), tudósítván, hogy „*Azóta már a bennünket szalonka-kérdésben leginkább érdeklő szomszéd, a csehszlovák megszállt területen is kimondotta az április 15-el kezdődő tilalmat, pedig odafent sok helyen akkor kezdődik a húzás*." Továbbá megállapítja: „*elsősorban a vadászkultúrának – felfogásunk magasabbrendűségét dokumentáljuk s azt hiszem, sőt meggyőződésem, hogy eredménye is lesz s egy-két éven belül a szalonkahúzás nálunk minden tekintetben jobb lesz, mind a tilalom előtt volt.*"

Bár FEKETE ISTVÁN véleménye szerint „*ha a magyar vadászokat megszavaztatnák, legalább nyolcvan százaléka a húzás mellett és a hajtás ellen szavazna, tudva ennek következményeit*." (FEKETE, 1935), mégis az érdekeket jobban érvényesítő hajtáspártiak kerültek ki győztesen a vitából, ugyanis a miniszter **1935-ben feloldotta** a hajtás tilalmát (RÉZ, 1935b; SZABOLCS, 1971), majd **1936-ban teljesen visszavonta rendeletét** (OROSZI, 1997), azaz **ismét megengedve a tavaszi hajtást és bokrászást**. Indoklásként azt fogalmazták meg, hogy a bevezetést illetően egyedül maradtunk a szomszédos államok között (mint láttuk Csehszlovákiát illetően ez nem volt igaz), s Magyarország túl kicsi ahhoz, hogy a szalonkák szaporodása érdekében bármit is tegyünk akkor, amikor ebben az érdekelt szomszédaink semmit sem tesznek (SZABOLCS, 1971).

A vita a későbbiekben lanyhult, majd a háborús viszonyok végképp háttérbe szorították. A 2. világháborút követően az első érdemi változást az erdei szalonka vadászatában az **1959** év hozta, amikor ***megtiltották hajtásban való vadászatát és a bokrászást*** is. **1970**-ben bevezették a ***kizárólagosan tavaszi – húzáson történő – vadászatot***.

[3] . a fácánt említi példaként, ami teljesen elhibázott szakmailag, hiszen nem vethető össze a *poligám* viselkedést mutató fácán a *párnélküli* (promiszkuitás) ivari kapcsolatban élő erdei szalonkával e téren.

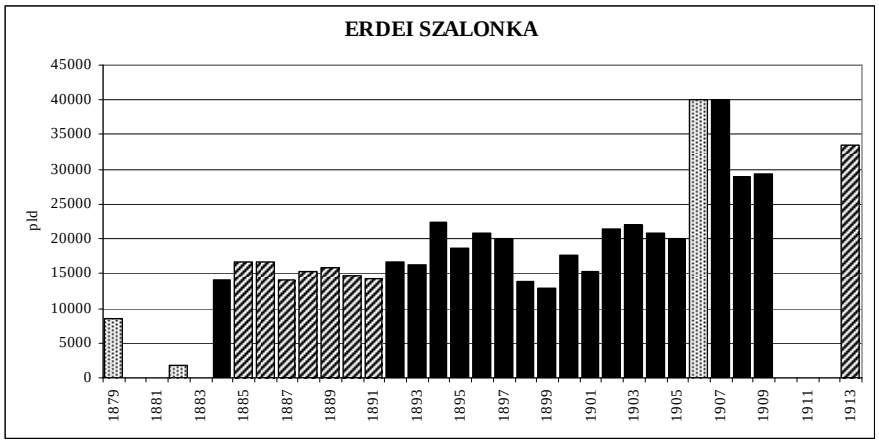
A vadászidény alakulása az elmúlt 75 év folyamán a következőképpen változott:

1934-1964:	szeptember 1. – április 30.
1965-1969:	szeptember 1. – április 15.
1970-1972:	március 1. – április 15.
1973-1974:	március 15. – április 15.
1975-1976:	március 1. – március 31.
1977-1993:	március 1. – április 20.
1994-2008:	március 1. – április 10.
2009-	nincs vadászidény megállapítva

Összességében elmondható, hogy az erdei szalonka tavaszi, húzáson való vadászata minden időben a hazai szalonkavadászok leginkább preferált vadászati módja volt, még akkor is, amikor az őszi vadászat, illetve a hajtás és bokrászás lehetősége fennállt. A vadászok nagy többsége felismerte és a mértékadó szakmai lapokban hirdette annak kímélő – a kakasokra vonatkozóan döntően szelektív – hatását. 50 évig kizárólagosan húzáson lehetett vadászni az erdei szalonkára Magyarországon, 40 év óta pedig csak tavaszi húzáson.

3. AZ ERDEI SZALONKA TERÍTÉK NAGYSÁGÁNAK ALAKULÁSA

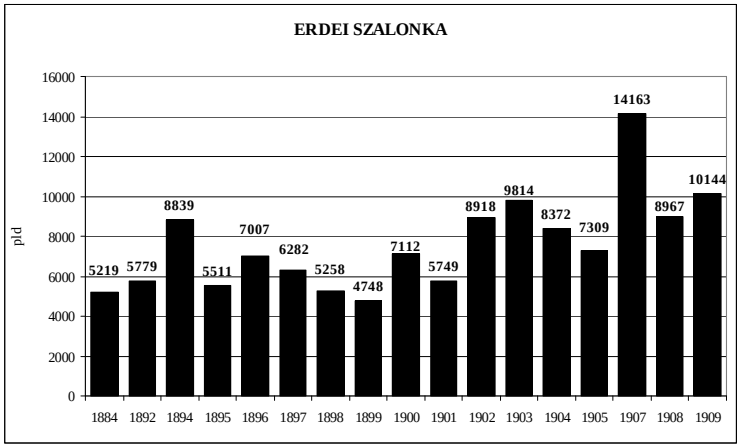
Az erdei szalonka teríték nagyságára vonatkozóan **1879-1913** időközére állnak rendelkezésre az első statisztikai adatok. Egész éves vadászati idény mellett a történelmi Magyarország szalonkaterítéke (**1. ábra**) általában **15-20 ezer** pld között változott, de néhány kiugró évben elérte a **40 ezer** pld-t is (FARAGÓ, 2009). A jelenlegi ország területre vonatkoztatva (**2. ábra**) – az erdőterületek megoszlása arányában végzett – számítások szerint (FARAGÓ, 2009) ez mintegy **5-10 ezer** pld-t jelentett, de a kiugró 1907-es évben elérte a **14 ezer** pld-t.



1. ábra: Az erdei szalonka terítékének alakulása a történelmi Magyarországon 1879-1913 (FARAGÓ, 2009)

[Fekete oszlop: megyei bontású adatok, vonalkázott: csak országos összesen; pontozott oszlop: részleges adatok]

Figure 1: Dynamics of woodcock bag in the Historical Hungary 1879-1913 (FARAGÓ, 2009)
[Black column: national data are broken down by county; hatched column: only total national data; dotted column: partial, incomplete data]



2. ábra: Az erdei szalonka terítékalakulása Magyarország mai területére számítva 1879-1913

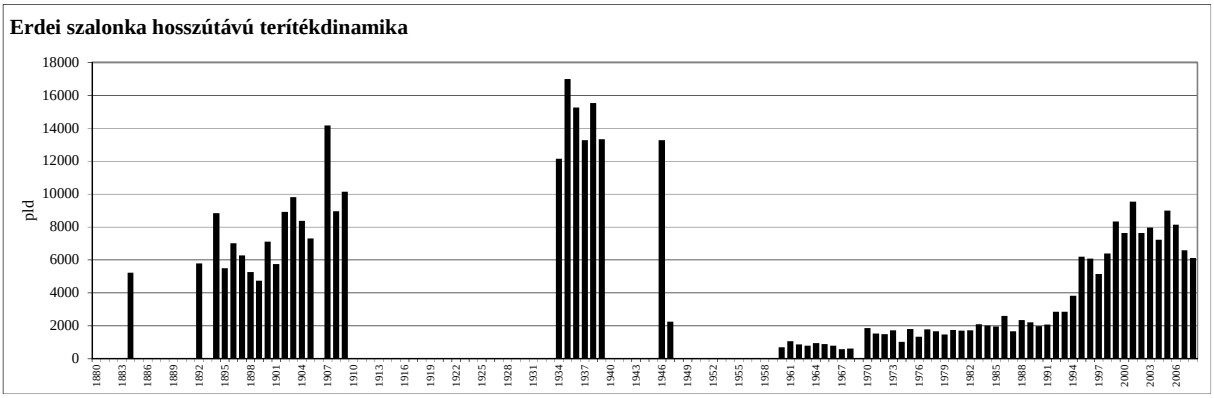
Figure 2: Dynamics of woodcock bag in Hungary calculated on present territory of the state, 1879-1913 (FARAGÓ, 2009).

A két világháború között az éves teríték a KÖZPONTI STATISZTIKAI HIVATAL alapján **12-17 ezer pld** között változott, tételesen:

1934/1935	12 142 pld
1935/1936	16 989 pld
1936/1937	15 251 pld
1937/1938	13 266 pld
1938/1939	15 530 pld[4]
1939/1940	13 326 pld[4]

Az **1960-1968** közötti időszak MÉM statisztikáit SZABOLCS (1971) tette közzé, amely szerint az 1960-as években a teríték **600-1100 pld** között változott.

Ez a mennyiség **1970-1990** között megduplázódott **1500-2000** pld esett évente (**3. ábra**)(FARAGÓ, 1982; 1985; 1986; 2003a).



3. ábra: Az erdei szalonka teríték alakulása Magyarországon az 1884-2008 között a jelenlegi ország területre vonatkoztatva

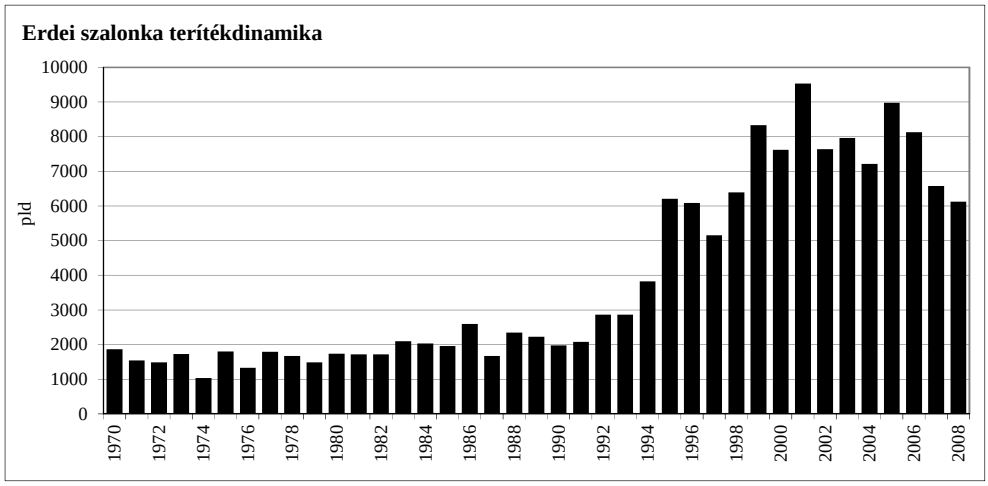
Figure 3: Dynamics of woodcock bag in Hungary calculated on present territory of the state, 1884-2008

[4] : a számok már tartalmazzák a *visszacsatolt területek* adatait is.

A második világháború előtti és utáni időszak közötti különbség egyrészt az állománycsökkenéssel, másrészt a vadászati módok eltérésével (áttérés a tavaszi vadászatra – lásd korábban), továbbá a napi teríték korlátozásának bevezetésével magyarázható.

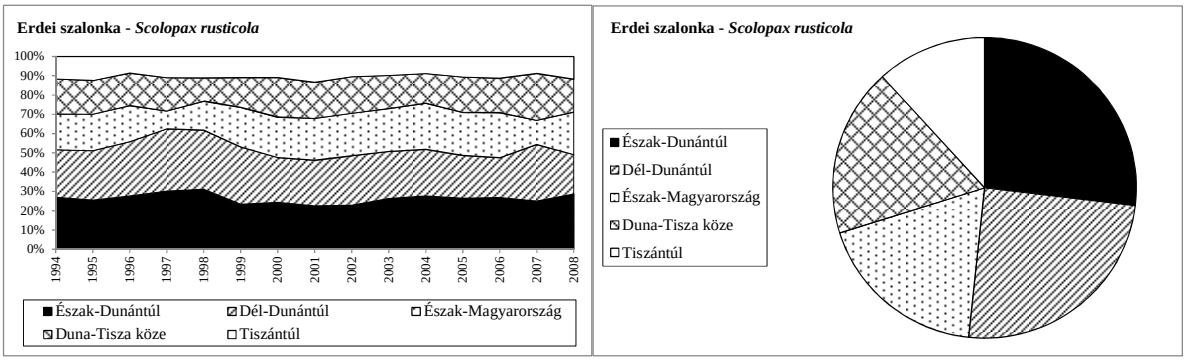
Változatlan szabályozás – sőt 1993-tól 10 nappal rövidebb vadászidény – mellett közelítően 1995-től az erdei szalonka terítéke jelentősen megnőtt (**4. ábra**) – 1995: 6206 pld, 1996: 6081 pld, 1997: 5156 pld, 1998: 6390 pld, 1999: 8333 pld, 2000: 7623 pld, 2001: 9538 pld (CSÁNYI, 1999; 2000; 2001; 2002). E növekedés – vizsgálataink (FARAGÓ *et al.*, 2000; FARAGÓ & LÁSZLÓ, 2002; 2003, 2005, 2006a, 2006b, 2007, 2008, 2010a, 2010b) szerint – valószínűleg a fiatal-részarány terítékbeli emelkedésének is köszönhető.

Ezt követően szerény visszaesés volt megfigyelhető (a 2005-ös és 2006-os évek kiugró értékei ellenére) – 2002: 7640 pld, 2003: 7966 pld, 2004: 7219 pld, 2005: 8986 pld, 2006: 8133 pld, 2007: 6578 pld, 2008: 6127 pld)(CSÁNYI, 2003; 2004; CSÁNYI *et al.*, 2005; 2006; 2008).



4. ábra: Az erdei szalonka teríték alakulása Magyarországon az 1970-2008 között (OVA adatai alapján)

Figure 4: Dynamics of woodcock bag in Hungary, 1970-2008 (after HGMD)



5. ábra: Az erdei szalonka teríték regionális megoszlása Magyarországon, 1994-2008

Figure 5: Regional distribution of woodcock bag in Hungary 1994-2008

Az erdei szalonka vadászata, hasznosítása korábban kifejezetten a Dunántúlra koncentrálódott (1998: 69%). Az utóbbi idényekben azonban nőtt Észak-Magyarország részesedése is, aminek következtében a Dunántúl részesedése az összes teríték alig több mint felére esett vissza. A különbség az Észak-Dunántúl és a Dél –Dunántúl között megmaradt, előbbi javára (+ 2-7%). Az alacsonyabb erdősültségű Tiszántúl és a Duna-Tisza köze együttesen a teríték több mint

negyedét adják. Köszönhető mindez a már említett növekedésnek a Duna-Tisza közén, hiszen a Tiszántúlon meglehetősen stabil a teríték-arány. Észak-Magyarországon – a magas erdősültség ellenére is – csak az erdei szalonka teríték 1/5-ét ejtik el.

A teríték megoszlása meglehetősen kiegyenlített helyzetre utal, csak az 1998-as idény kiugróan magas észak-dunántúli és a 2007-es szezon Duna-Tisza-közi értékei okoztak némi anomáliát (**5. ábra**).

A bemutatott teríték tér-idő mintázat – azaz a mennyiség jelentéktelen volta – az **első bizonyítéka** annak, hogy *a tavaszi vadászat nem veszélyezteti az átvonuló populációt. Adott mértékű és idejű, változatlan vadászati nyomás mellett az elmúlt években nőtt az erdei szalonka teríték Magyarországon, amely egyértelműen a populáció növekedésével hozható összefüggésbe. Ez pedig csak egy módon értelmezhető: a magyar tavaszi szalonkavadászat törvényi szabályozása – azaz a bölcs hasznosítás vélhető érvényesülése – mellett nincs negatív hatása a Magyarországon átvonuló erdei szalonka populáció dinamikájára, így fenntartó és fenntartható.*

A jogszabályban megkívánt **kisszámú lelövés** – megítélésünk szerint – ugyancsak teljes mértékben érvényesül. Összehasonlításként idézzük Európa országainak ismert éves erdei szalonka terítékeit FERRAND & GOSSMANN (2001) és HEPBURN (1983)* adatai alapján:

Ausztria	2700-6000 pld	Svédország	25 000 pld
Dánia	25 000 pld	Egyesült Királyság	150 000 pld
Finnország	5000 pld	Oroszország (Európai)	200 000 pld
Franciaország	1 200 000-1 300 000 pld		
Németország	6000 pld		
Görögország	450 000 – 550 000 pld		
Olaszország	500 000 – 1 500 000 pld		
Spanyolország*	75 000 pld		

Természetesen nem feladatunk más országok – egyébként az EU által elfogadott – vadászati gyakorlatát és terítékméretét értékelni, de *a felsorolt országok 3,3 millió pld-t meghaladó éves terítékéhez viszonyítva* ***a magyar tavaszi erdei szalonka teríték 6000-8000 pld-os mennyisége (max. 0,1-0,2%) kétséget kizáróan kisszámú lelövésnek számít.***

Ugyanakkor azt is szükséges bemutatni, hogy a WETLANDS INTERNATIONAL (2006) nyilvántartása szerint az erdei szalonka európai költő állománya (beleértve Törökországot és a Kaukázus vidékét is) **10 000 000 – 25 000 000 példány**. Ehhez képest a 3-4 milliós teríték valóban fenntartható hasznosításnak ítélendő, amit az is igazol, hogy *a faj európai fészkelő populációjának állományváltozási trendjét,* a WETLANDS INTERNATIONAL (2006) **stabilnak** *minősítette.*

4. A TAVASZI VADÁSZAT SZAPORODÁSBIOLÓGIAI HATÁSAI

4.1. AZ ERDEI SZALONKA IVARARÁNYA A TERÍTÉKBEN

4.1.1. Nemzetközi kitekintés

Svédországban nászrepüléskor, húzáson lőtt 500 erdei szalonka között csupán 4 (0,8%) volt tojó, azok is párzásra kész olyan egyedek voltak, amelyeket vagy felzavartak, vagy a táplálkozó területre tartottak (MARCSTRÖM, 1994).
Franciaországban az 1976/1977-es, illetve 1990/1991-es szezonok közötti időszakban 40,8-43,9% volt a kakasok aránya (ennek megfelelően 56,1-59,2% a tyúkoké) a megvizsgált

terítékben, a kakasok részesedése növekvő tendenciát mutatott (FADAT *et al.*, 1991). Későbbi vizsgálatok évente hajszálra azonosan 39%-os kakasarányt mutattak ki 2004/2005: 39% (BOIDOT, 2005), 2005/2006: 39%, 2006/007: 39%, 2007/2008: 39% (BOIDOT *et al*., 2008), azaz a tyúk részarány 61%-nyi volt.

Angliában a cornwall-i területen 1988-1992 között, terítékből vizsgált madarak 70%-a volt tojó (HOODLESS, 1994).

Németországban 1962-1981 között 3 területen vizsgálták a húzáson lőtt szalonkák ivarát, s a terítékekben rendre 90, 84 és 100%-ban találták a kakasokat. A vizsgálatok kimutatták, hogy a tyúkok később érkeznek, a kakasoknál (BERLICH & KALCHREUTER, 1983).

Ausztriában tavasszal (n=45) és ősszel (n=99) lőtt erdei szalonkáknál (MERÁN, 1985-1999) kimutatható az a nagyon jelentős különbség, amit a tavaszi és őszi vadászat gyakorol a tojókra. A tavaszi terítékben (n=45) átlagosan 22,2% (0-33,3%), az ősziben (n=99) 41,4% (0-57,1%) volt a tyúkok aránya. (A 0 értékeket általában kisebb elemszámú években kapták.) Az adatok meggyőzően mutatják az őszi, vadászat okozta kétszeres tyúk halandóságot.

Szlovákiában 1975-ben és 1977-ben, tavaszi húzáson elejtett 317 erdei szalonka 4,7%-a (15 pld) volt tyúk (HELL & LEHOCKÝ, 2001)

1. táblázat: A Magyarországon tavasszal lőtt erdei szalonkák évenkénti ivari és korviszonyai [MERÁN (1987-1999) adatai alapján FARAGÓ *et al*. (2000)] * : csak a kor volt meghatározva

Table 1: Yearly sex and age relationships of woodcock shot in Hungary [after MERÁN (1987-1999) FARAGÓ *et al* (2000)] * : only age was determined

Év / Year	Ivar/Sex			Kor/Age		
	♂♂	♀♀	∑	Ad.	Juv.	∑
1986	2	2	4	2	2	4
	50,0	50,0	100	50,0	50,0	100
1987	7	2	9	2	7	9
	77,8	22,2	100	22,2	77,8	100
1988	8	2	10	5	5	10
	80,0	20,0	100	50,0	50,0	100
1989	5	1	6	3	3	6
	83,3	16,7	100	50,0	50,0	100
1990	6	3	9	5	4	9
	66,7	33,3	100	55,6	44,4	100
1991	8	2	10	7	3	10
	80,0	20,0	100	70,0	30,0	100
1992*	–	–	–	5	6	11
	–	–	–	45,5	54,5	100
1993	8	2	10	5	5	10
	80,0	20,0	100	50,0	50,0	100
1994	7	2	9	2	7	9
	77,8	22,2	100	22,2	77,8	100
1995	15	3	18	7	11	18
	83,3	16,7	100	38,9	61,1	100
1996	10	3	13	7	6	13
	76,9	23,1	100	53,8	46,2	100
1997	13	2	15	9	6	15
	86,7	13,3	100	60,0	40,0	100
1998	10	3	13	8	5	13
	76,9	23,1	100	61,5	38,5	100
Összes	99	27	126	67	70	137
	78,6	**21,4**	**100**	**48,9**	**51,1**	**100**

4.1.2. Hazai erdei szalonka teríték ivararány vizsgálatok eredményei

Magyarországon ugyancsak MERÁN (1987-1999) által tavasszal lőtt (n=126) és közölt szalonkaadatok (**1. táblázat**) alapján számított ivari megoszlás 21,4%-os (16,7-50,0%) tyúk arányt mutatott, ami jól egyezik az Ausztriában kapott 22,2%-os értékkel.

2. táblázat: Az 1990-2008 között elejtett erdei szalonkák ivari viszonyai Magyarországon
Table 2: Sex relationships of Woodcock in Hungary shot between 1990-2008

Év	Kor												
	Adult				Juvenilis				Összes				
	Kakas		Tyúk		Kakas		Tyúk		Kakas		Tyúk		Összes
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N
1990	5	62.5	3	37.5	1	50.0	1	50.0	6	60.0	4	40.0	10
1991	9	81.8	2	18.2	1	50.0	1	50.0	10	76.9	3	23.1	13
1992	8	100.0	0	0.0	4	100.0	0	0.0	12	100.0	0	0.0	12
1993	3	75.0	1	25.0	0	0.0	0	0.0	3	75.0	1	25.0	4
1994	12	57.1	9	42.9	3	75.0	1	25.0	15	60.0	10	40.0	25
1995	40	85.1	7	14.9	25	69.4	11	30.6	65	78.3	18	21.7	83
1996	30	83.3	6	16.7	33	86.8	5	13.2	63	85.1	11	14.9	74
1997	46	78.0	13	22.0	31	72.1	12	27.9	77	75.5	25	24.5	102
1998	159	69.1	71	30.9	79	68.7	36	31.3	238	69.0	107	31.0	345
1999	132	81.0	31	19.0	98	77.8	28	22.2	230	79.6	59	20.4	289
2000	73	81.1	17	18.9	53	73.6	19	26.4	126	77.8	36	22.2	162
2001	183	84.7	33	15.3	163	79.1	43	20.9	346	82.0	76	18.0	422
2002	69	67.6	33	32.4	54	79.4	14	20.6	123	72.4	47	27.6	170
2003	82	83.7	16	16.3	65	80.2	16	19.8	147	82.1	32	17.9	179
2004	61	83.6	12	16.4	64	81.0	15	19.0	125	82.2	27	17.8	152
2005	60	85.7	10	14.3	70	92.1	6	7.9	130	89.0	16	11.0	146
2006	79	84.9	14	15.1	71	82.6	15	17.4	150	83.8	29	16.2	179
2007	79	79.8	20	20.2	51	73.9	18	26.1	130	77.4	38	22.6	168
2008	66	76.7	20	23.3	37	77.1	11	22.9	103	76.9	31	23.1	134
Összes	1196	79.0	318	21.0	903	78.2	252	21.8	2099	78.6	570	21.4	2669

Az 1990-2008 közötti időszakban megvizsgált **2669** erdei szalonkából 78,6% (2099 pld) volt kakas és **21,4%** (570 pld) **volt tyúk**. A tojók részaránya a terítékben 11,0% - 40,0% között változott.

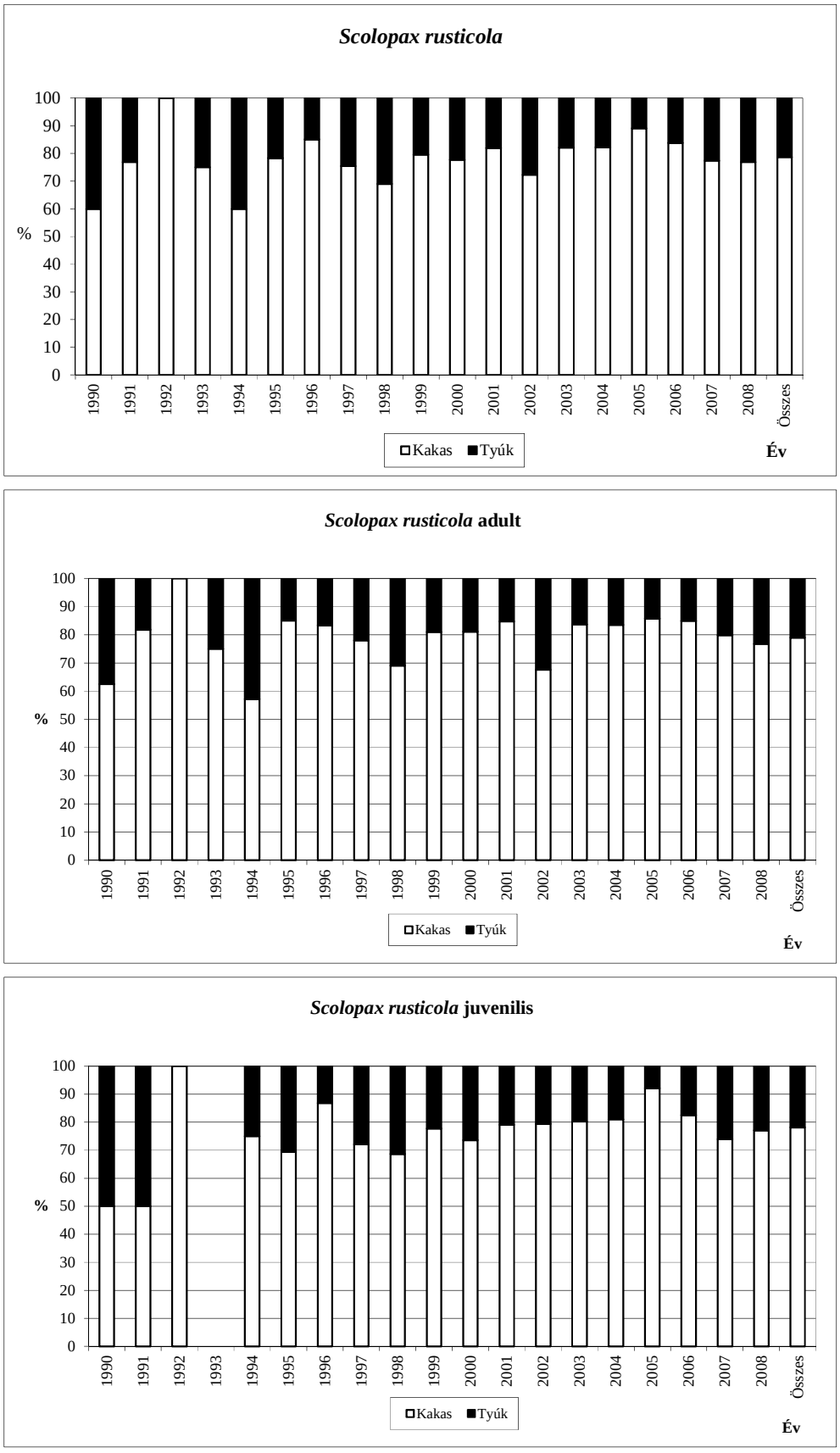
Az ***adult madarak*** (1 évnél idősebb) esetében a tyúkok részaránya az egyes években 14,3-42,9% között változott, átlagosan **21,0%** volt. A sokéves tendencia azt mutatta, hogy legfeljebb csak minden 5. évben adódott magasabb arány a felnőtt tyúkokból a terítékben (utoljára 2002-ben volt ilyen esztendő). A ***fiatal madarak*** (1 éves) esetében a tojók részaránya 7,9-50,0% között ingadozott, átlagosan **21,8%** volt. (**2. táblázat, 6. ábra**).

4.1.3. Az ivari viszonyokat érintő megállapítások

Az elmondottak alapján – összevetve az európai analógiákkal – a Magyarországon tavasszal átvonuló erdei szalonkák ivari és korviszonyai az alábbiakat mutatják.

Az ***ivari viszonyok*** a terítékben eltérőek a fészkelő területen, a tavaszi és ősz vonulás során és eltérő a telelőterületen. Saját vizsgálatunkban 1990-2008 között megvizsgált **2669** erdei szalonkából **21,4%-nyi volt tyúk**, ami hasonló az ausztriai és korábbi hazai értékekhez, de rosszabb, mint a német tavaszi értékek.

A telelő területeken a terítékben észlelt **55-60%**-os, az őszi terítékek **40%**-os, illetve a tavaszi vadászatokon elért átlagosan **10-22%**-os tojó részarány alapján – különösen, ha



6. ábra: Az erdei szalonka ivari megoszlása a terítékben (1990-2008)
Figure 6: Sex relationships of Woodcock in Hungary shot between 1990-2008

figyelembe vesszük a magyar terítéknagyságokat is – a hazai vadászat okozta tojó mortalitás nagysága össze nem mérhető a Ny-európai veszteségekkel. Ez azt is jelenti, hogy ***az őszi és téli nagy terítékű vadászatok tavaszihoz viszonyított 2-5-szörös tojó mortalitása, jelentősebben csökkenti a populációk szaporodóképességét, mint a tavaszi, főként (80%-ban) a kakasokat érintő, húzáson történő vadászat. A kakasveszteséget pedig a párnélküli ivari kapcsolat (promiszkuitás) alapján a populáció könnyen kiegyenlíti.***

4.2. AZ ERDEI SZALONKA KORVISZONYAI A TERÍTÉKEKBEN

4.2.1. Nemzetközi kitekintés

Norvégiában, 1987-ben és 1988-ban fogott 172 szalonka 68,6%-a volt fiatal, s a fiatalok 53,4%-a kései költésből származott (FERRAND & GOSSMANN, 1989). Ez az érték több mint 20%-kal magasabb a Franciaországból ismert értékeknél (FADAT, 1987).

Svédországban, 1981-1986 között megvizsgált 64 erdei szalonka 54% volt fiatal (1 éves)(MARCSTRÖM, 1986). Ugyanitt megvizsgált 633 tavaszi és nyári húzáson lőtt erdei szalonka 44%-a első éves kakas, 56%-a annál idősebb volt (MARCSTRÖM nem publikált adatait idézi BERLICH & KALCHREUTER, 1983). MARCSTRÖM (1994) egy másik vizsgálat során 134 kakasból 54%-ban első éves, 46%-ban idősebb madarakat talált. 1990 októberében-novemberében vizsgált 51 erdei szalonka 23,5%-a volt felnőtt, 76,5%-a fiatal, utóbbiból 33,5% származott korai, 43,0% kései költésből (GOSSMANN & IBANEZ, 1991).

Dániában ahol 17 év átlagában 70%-os volt a fiatalok részaránya a terítékben, a 2000-es vadászidényben 76%-os, 2001-ben 63%-os értéket mutatott (CLAUSAGER, 2001, 2002).

Oroszország észak-európai területén (Leningrádi Körzet) 1994-2001 között fogott erdei szalonkáknak (n=1766) átlagosan 73%-a (59-84%) volt fiatal (ILJINSKY *et al*, 2002).

Belorussziában, 2005-ben fogott 33 erdei szalonka 54,5%-a volt fiatal (MONGIN *et al,* 2005). Ugyanez az érték 2006-ban (n=46) 56,5% volt (MONGIN *et al,* 2006).

Nagy-Britanniában és Írországban 1975/76-1993/94 szezonokban 45-64% között változott a fiatal egyedek aránya, mindössze 3 alkalommal volt kevesebb 50%-nál (HARRADINE, 1994). HIRONS (1986) úgy találta egy cornwalli összehasonlító vizsgálatban, hogy azon területen, ahol a megelőző évben is vadászták a szalonkát 79,5% volt a fiatalok aránya, ott ahol pedig kímélték, ott 65,7%. Ezzel igazolni látja a vadászati nyomás hatását a fiatalok arányának alakulására. Ugyanezen a területen 1988-1992 között a fiatal madarak aránya 72-79%-nyi volt a terítékekben (HOODLESS, 1994).

Írországban 1991/1992-2000/2001 közötti időszakban 21-47% közötti, átlagosan 35% volt a fiatalok részaránya a terítékben (CROFTON, 2001), ami alacsony értéknek mondható.

Franciaországban az 1976/1977-es, illetve 1990/1991-es szezonok közötti időszakban 61-76% volt a fiatalok aránya a megvizsgált terítékben, amely hullámzó, a vizsgálat utolsó 3 évében csökkenő tendenciát mutatott (FADAT, 1986; FADAT *et al.*, 1991). A francia gyűrűzések során kapott juvenilis arány értékek az alábbiak voltak. 2000/2001: 58,9% (GOSSMANN *et al,* 2001), 2001/2002: 57,6% (GOSSMANN & FERRAND, 2002), 2002/2003: 51,4% (GOSSMANN & FERRAND, 2003), 2003/2004: 54,5% (GOSSMANN & FERRAND, 2004), 2004/2005: 65,2% (GOSSMANN & FERRAND, 2005), 2007/2008: 59% (GOSSMANN *et al*, 2008). A terítékek elemzése során némileg eltérő értékeket kaptak, mint azt azonos évben a gyűrűzések alkalmával fenti adatok mutattak. 2004/2005: 73% (BOIDOT, 2005), 2005/2006: 65% (BOIDOT *et al*., 2006), 2007/2008: 63% (BOIDOT *et al*., 2008).

Olaszországban az 1976/1977 és 1985/1986 közötti 10 idényben terítékből vizsgált 5038 erdei szalonka 70,1%-a volt fiatal, az éves értékek 52,5-79,0% között változott (SPANÓ,

1986). 1993-1997 között jelölés céljából fogott 421 erdei szalonka 39%-a volt felnőtt, 23% korai, 38% pedig kései költésből származó fiatal. Az 1996/1997 telén (nov.-febr.) különösen magas volt a fiatal madarak aránya (SORACE *et al.*, 1999). *Liguriában* (ÉNy-Olaszország) 1994/1995- 2000/2001 végzett vizsgálatok szerint a fiatalok aránya a terítékben 49,2-80,6% között változott (SPANO & GALLI, 2002a). Egész Olaszország területére vonatkoztatva ez az érték 2000/2001-ben 68,5%, 2001/2002-ben 54,9% volt (SPANO & GALLI, 2002b).

Spanyolországban végzett vizsgálatok (LUCIO *et al*., 1994; LUCIO & SAENZ, 1997) szerint három egymást követő idényben az alábbi volt a terítékben a fiatalok aránya - 1991/1992: 62,61%, 1992/1993: 52,72%, 1993/1994: 69,23%.

Ausztriában az említett MERÁN (1985-1999)-féle anyag alapján tavasszal (n=45) a szalonkáknak átlagosan 46,7%-a volt fiatal és 53,3%-a volt 1. évesnél idősebb. Az őszi mintából (n=105) kapott eredmények hajszálpontosan ezt a kormegoszlást (46,7% fiatal – 53,3% ennél idősebb) tükrözték. Ez az eredmény óvatosan arra enged következtetni, hogy a telelőterületeken bekövetkező mortalitás azonos mértékben érinti a különböző korosztályokat.

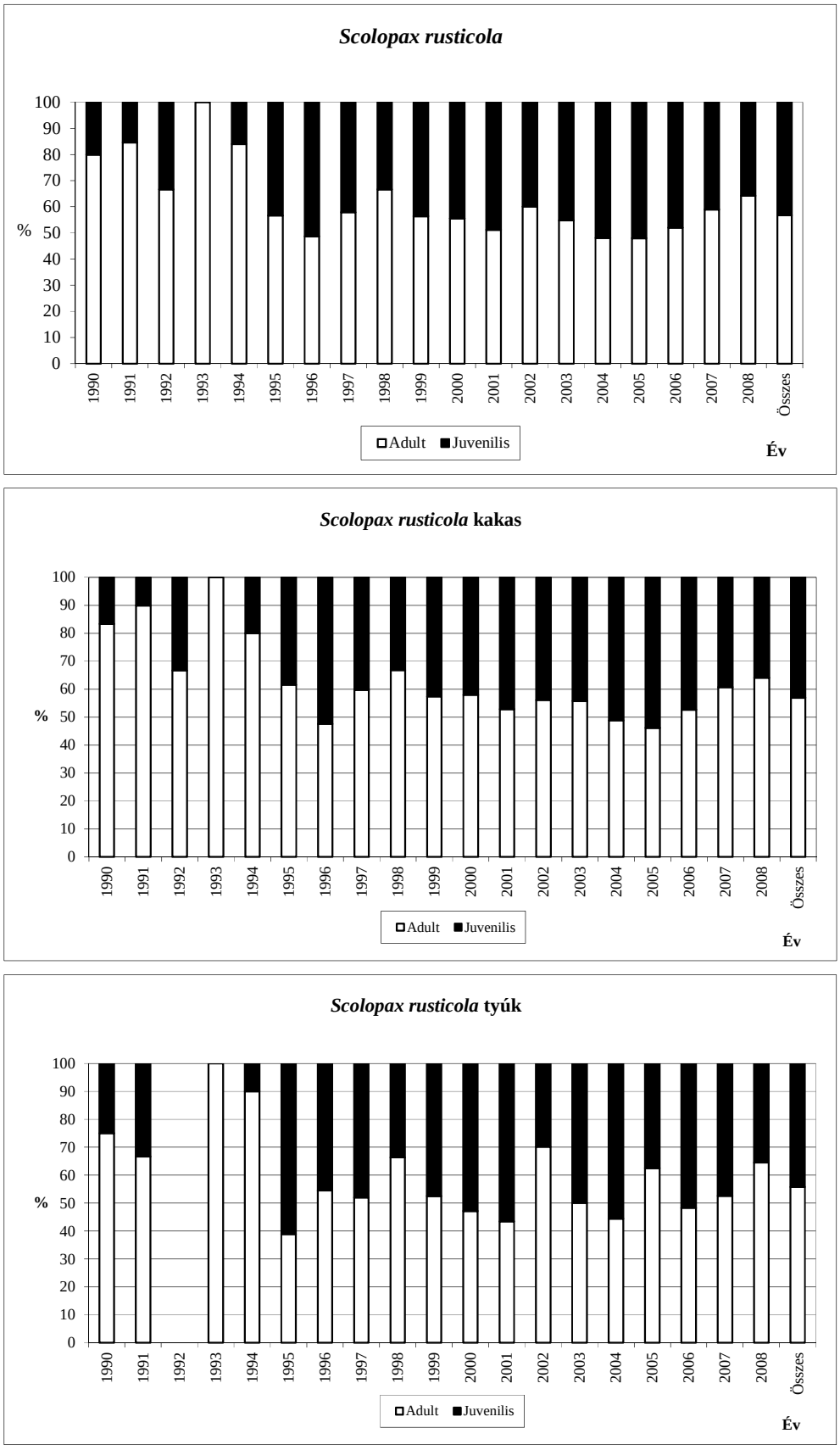
4.2.2. Hazai erdei szalonka teríték kormegoszlás vizsgálatok eredményei

Magyarországon az ugyancsak a MERÁN-féle terítékekből (MERÁN, 1985-1999) származó, tavaszi húzáson lőtt erdei szalonkák (n=137) közül 51,1% volt elsőéves, 48,9% pedig annál idősebb, ami éppen fordítottja az Ausztriában, főként Burgenlandban elejtetteknél kimutatott értéknek. Az erdei szalonka fenntartható hasznosítása alapvetően függ az adott évben eredményesen felnevelt fiatalok arányától. Az 1990-2008 közötti időszakban megvizsgált azon erdei szalonkák közül, amelyeknél mind az ivar, mind a kor meghatározása megtörtént (n=2669) **43,3%** (1155 pld) volt a **fiatal**, előző évi kelésből származó és 56,7% (1514 pld) volt az 1 évnél idősebb, adult példány.

3. táblázat: Az 1990-2008 között elejtett erdei szalonkák kormegoszlása Magyarországon

Table 3: Age relationships of Woodcock in Hungary shot between 1990-2008

Év	Ivar												
	Kakas				Tyúk				Összes				
	Adult		Juvenilis		Adult		Juvenilis		Adult		Juvenilis		Összes
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N
1990	5	83.3	1	16.7	3	75.0	1	25.0	8	80.0	2	20.0	10
1991	9	90.0	1	10.0	2	66.7	1	33.3	11	84.6	2	15.4	13
1992	8	66.7	4	33.3	0	0	0	0	8	66.7	4	33.3	12
1993	3	100.0	0	0	1	100.0	0	0	4	100.0	0	0.0	4
1994	12	80.0	3	20.0	9	90.0	1	10.0	21	84.0	4	16.0	25
1995	40	61.5	25	38.5	7	38.9	11	61.1	47	56.6	36	43.4	83
1996	30	47.6	33	52.4	6	54.5	5	45.5	36	48.6	38	51.4	74
1997	46	59.7	31	40.3	13	52.0	12	48.0	59	57.8	43	42.2	102
1998	159	66.8	79	33.2	71	66.4	36	33.6	230	66.7	115	33.3	345
1999	132	57.4	98	42.6	31	52.5	28	47.5	163	56.4	126	43.6	289
2000	73	57.9	53	42.1	17	47.2	19	52.8	90	55.6	72	44.4	162
2001	183	52.9	163	47.1	33	43.4	43	56.6	216	51.2	206	48.8	422
2002	69	56.1	54	43.9	33	70.2	14	29.8	102	60.0	68	40.0	170
2003	82	55.8	65	44.2	16	50.0	16	50.0	98	54.7	81	45.3	179
2004	61	48.8	64	51.2	12	44.4	15	55.6	73	48.0	79	52.0	152
2005	60	46.2	70	53.8	10	62.5	6	37.5	70	47.9	76	52.1	146
2006	79	52.7	71	47.3	14	48.3	15	51.7	93	52.0	86	48.0	179
2007	79	60.8	51	39.2	20	52.6	18	47.4	99	58.9	69	41.1	168
2008	66	64.1	37	35.9	20	64.5	11	35.5	86	64.2	48	35.8	134
Összes	1196	57.0	903	43.0	318	55.8	252	44.2	1514	56.7	1155	43.3	2669



7. ábra: Az erdei szalonka korviszonyai a terítékben (1990-2008)
Figure 7: Age relationships of Woodcock in Hungary shot between 1990-2008

A *kakasoknak* 43,0%-a volt fiatal (n=903 pld), 57,0%-a (n=1196 pld) pedig 1 évesnél idősebb. Az itt közölt átlagos kormegoszláshoz képest a fiatal és felnőtt kakas arány – a költési eredménytől függően – természetesen változott az egyes években. A fiatal kakasok aránya 0-53,8% között változott, de kimutatható volt egy határozottan növekvő tendencia.

A *tyúkoknak* 44,2%-a volt fiatal (n=252 pld), 55,8%-a (n=318 pld) pedig 1 évesnél idősebb. Az átlagos kormegoszláshoz képest az egyes években 0-100% között változott, az 1990-es évek második felében kimutatható jelentős növekedéssel (**3. táblázat, 7. ábra**).

4.2.3. A korviszonyokat érintő megállapítások

A *korviszonyok* tekintetében a külföldi és hazai ismereteket az alábbiakban vethetjük össze. Az 1990-2008 között Magyarországon vizsgált erdei szalonkák **43,3%**-a volt a fiatal. A nagyobb elemszámmal jellemezhető 1995-2008 közötti 14 évben ez az arány 33,3-52,1% közötti volt. Annak ellenére, hogy a MERÁN-féle (MERÁN, 1985-1999) feldolgozások azt sugallják, hogy a telelőterületeken bekövetkező mortalitás azonos mértékben érinti a különböző korosztályokat, megállapítható, hogy ***a Kárpát-medencében a – tavasszal rögzíthető – fiatal részarány jóval alatta van akár a költési időszak utáni, akár a telelő területeken megállapított juvenilis részaránynak, ami e korcsoport nagyobb – esetleg a vadászati nyomásból is eredő – téli veszteségeire enged következtetni*** [megerősítik ezt ARADIS *et al*., (2008) vizsgálatai].

5. JAVASLATOK AZ ERDEI SZALONKA TAVASZI VADÁSZATÁNAK FELTÉTELRENDSZERÉHEZ

(1) A vadászidény **március 1. és április 10.** között kerüljön megállapításra
(2) Vadászni csak **esti és reggeli húzáson** lehessen (azaz hajtás és bokrászás változatlanul szigorúan tilos).
(3) A húzás során **elektromos hívóeszköz** (magnó) **továbbra se legyen használható.**
(4) Magyarországon **évente legfeljebb 6000 példányban** limitálja a hatóság az elejthető erdei szalonka mennyiségét.
(5) A kvóta szétosztását országos szinten a másodfokú, megyei szinten az elsőfokú hatóság végezi. **Azon vadászterületek rendelkezhetnek kvótával, akik részt vesznek az erdei szalonka monitoringban**, s akik adataikat **határidőre beküldik** az ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁRnak. Az **adatküldés elmulasztása automatikusan kizárja** a vadgazdálkodót a következő évi vadászati lehetőségből.
(6) **Egyéni szalonkajegy bevezetése szükséges,** amelyet csak érvényes **magyar vadászjeggyel rendelkező vadász** kaphat.
(7) **Egy vadász naponta csak 4 erdei szalonka lelövésére jogosult** (napi terítékkorlátozás).
(8) **Minden terítékre hozott erdei szalonkán** el kell végezni az ivari és kormeghatározást, le kell venni a testméreteket meghatározott adatgyűjtő lap és metodika alkalmazása mellett. Az adatlapokat az idény lezárása után egy héttel el kell elküldeni a Nyugat-magyarországi Egyetem Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézetébe (NymE VgGÁI).
(9) Az **elejtett madarak 50%-ának** az egyik, jó állapotban lévő **szárnyát** a szükséges azonosító adatokkal (vadászatra jogosult neve, teríték monitoring adatlapon rögzített madár sorszáma, ivar, becsült kor) ellátva további vizsgálatokra – az idény lezárása után egy héttel – el kell elküldeni Sopronba, a NymE VgGÁI-be. A **mintaküldés elmulasztása automatikusan kizárja** a vadgazdálkodót a következő évi vadászati lehetőségből.

(10) A NymE VgGÁI minden évben **elvégzi a vizsgálatokat, és az összesítő jelentést megküldi** a főhatóságnak. Ezzel egyidejűleg az engedélyt kiadó elsőfokú hatóságot tájékoztatja az adatszolgáltatásokról.
(11) A tavaszi vadászat más madár fajt nem érint.

IRODALOMJEGYZÉK

ARADIS, A., MILLER, M. W., LANDUCCI, G., RUDA, P., TADDEI, S. & SPINA, F. (2008): Winter survival of Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola* in Central Italy. *Wildlife Biology* **14** (1): 36-43.

BÁRSONY, I. (1927): Okuli. *Nimród Vadászujság* **15** (9): 141-144.

BERLICH, H. & KALCHREUTER, H. (1983): A Study on Harvesting Roding Woodcock in Spring. *In*: KALCHREUTER, H. (szerk.): *Proceedings of Second European Woodcock and Snipe Workshop*. 92-99.

BOIDOT, J-P. (2005): Evaluation of the 2004/05 Woodcock hunting season in France. *WI-WSSG Newsletter* **31**: 23-27.

BOIDOT, J-P., CAU, J-F. & GAU, J-M. (2006): Evaluation of the 2005/06 Woodcock hunting season in France. *WI-WSSG Newsletter* **32**: 48-51.

BOIDOT, J-P., CAU, J-F., LEFEUVRE, N. & LEPETIT, J-P. (2008): Evaluation of the 2007/08 Woodcock hunting season in France. *WI-WSSG Newsletter* **34**: 20-31.

CLAUSAGER, I. (2001): Danish Wing survey 2000/2001. *WI-WSSG Newsletter* **27**: 12.

CLAUSAGER, I. (2002): Wing sampling of Snipes and Woodcock in Denmark Season 2000/01 and 2001/02 – Progress report. *WI-WSSG Newsletter* **28**: 4-9.

CROFTON, D. (2001): Woodcock and Snipe age-ratio in hunting bags in Ireland. *WI-WSSG Newsletter* **27**: 4.

CSÁNYI, S. (1996): Vadgazdálkodási adattár 1960-1995. Gödöllő, GATE Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék.

CSÁNYI, S. (1999): Vadgazdálkodási Adattár 1994-1998. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár.

CSÁNYI, S. (2000): Vadgazdálkodási Adattár 1999/2000. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár.

CSÁNYI, S. (2001): Vadgazdálkodási Adattár 2000/2001. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár.

CSÁNYI, S. (2002): Vadgazdálkodási Adattár 2001/2002. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár.

CSÁNYI, S. (2003): Vadgazdálkodási Adattár 2002/2003. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár. 48 pp.

CSÁNYI, S. (szerk.)(2004): Vadgazdálkodási Adattár 2003/2004. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár. 64 pp.

CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R. & SONKOLY, K. (2005): Vadgazdálkodási Adattár 2004/2005. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár. 66 pp.

CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R. & SONKOLY, K. (2006): A vadállomány helyzete és a vadgazdálkodás eredményei a 2005/2006. vadászati évben. p. 5-55. *In:* CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R. & SONKOLY, K. (szerk.): Vadgazdálkodási Adattár 2005/2006. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár. 64 p.

CSÁNYI, S., LEHOCZKI, R. & SONKOLY, K. (2008): A vadállomány helyzete és a vadgazdálkodás eredményei a 2007/2008. vadászati évben. p. 5-55. *In:* CSÁNYI, S.,

LEHOCZKI, R. & SONKOLY, K. (szerk.): Vadgazdálkodási Adattár 2007/2008. vadászati év. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár. 62 p.

CSERSZILVÁSY, Á. (1896): A vadászat mestere. Önképző gyakorlati utmutatás a vadászat kedvelői számára. Franklin-Társulat, Budapest 248 p.

DIEZEL, K. E. & MIKA, K. (1899): *Az apróvad vadászata.* Athenaeum Irodalmi és Nyomdai R. Társulat, Budapest. 722 p.

FADAT, CH. (1986): Utilisation des lableaux de becasses (*Scolopax rusticola*) pour la gestion cynégétique de leurs populations. *Proceedings of Third European Woodcock and Snipe Workshop*: 96-107.

FADAT, CH. (1987): Utilisation des lableaux de becasses (*Scolopax rusticola*) pour la gestion cynégétique de leurs populations. *Gibier Faune Sauvage* **4** (3): 209-239.

FADAT, CH., FERRAND, Y. ÉS GOSSMANN, F. (1991): Suivi des populations de Becasses en 1990/91. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **17**: 13-22.

FARAGÓ, S.(1982): Az erdei szalonka vadászata 1970-1980. *Nimród Fórum* 1982. jún.: 5-8.

FARAGÓ, S. (1985): Trends of woodcock (*Scolopax rusticola*) bags in Hungary during the last 15 years. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **11**: 33-39.

FARAGÓ, S. (1986): Some notes on the woodcock (*Scolopax rusticola*) bags in Hungary, 1983. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **12**: 12-16.

FARAGÓ, S. (2003a): Trend of the Woodcock hunting bag in Hungary and its effect on the population. *WI-WSSG Newsletter* **29**: 6-8.

FARAGÓ, S. (2003b): Body dimensions, sex and age relationship of the woodcock (*Scolopax rusticola*) in Hungary in the 2002 hunting season. *WI-WSSG Newsletter* **29**: 9-10.

FARAGÓ, S. (2009): A történelmi Magyarország vadászati statisztikái 1879-1913. NyME Egyetem Kiadó, Sopron, 455 p.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2002): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2000-ben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **9**: 323-340.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2003): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2001-ben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **11**: 343-360.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2005): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2002-ben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **12**: 247-261.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2006a): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2003-ban Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **13**: 235-249.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2006b): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2004-ben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **14**: 211-225.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2007): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2005-ben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **15**: 221-235.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2008): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2006-ban Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **17**: 215-229.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2010a): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2007-ben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18-19**: 205-220.

FARAGÓ, S. & LÁSZLÓ, R. (2010b): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2008-ban Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18-19**: 421-435.

FARAGÓ, S., LÁSZLÓ, R. & SÁNDOR, GY. (2000): Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) testméretei, a teríték ivari és korviszonyai 1990-1999 között Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **6**: 409-461.

FEISZT, O. (1997): Szalonkavers. *Nimród Vadászújság* **85** (4): 7.

FEKETE, I. (1935): Üres tavasz. *Nimród Vadászujság* **23**: 187-188.

FERRAND, Y. & GOSSMANN, F. (1989): Woodcock ringing in Norway – a report on two mission of the O.N.C., France. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **15**: 42-99.

GOSSMANN, F., BASTAT, C. & FERRAND, Y. (2001): 2000-2001 ringing report of the French Woodcock Network. *WI-WSSG Newsletter* **27**: 8-9.

GOSSMANN, F. & FERRAND, Y. (2002): 2001-2002 French Woodcock report. *WI-WSSG Newsletter* **28**: 31-35.

GOSSMANN, F. & FERRAND, Y. (2003): 2002-2003 French Woodcock report. *WI-WSSG Newsletter* **29**: 17-21.

GOSSMANN, F. & FERRAND, Y. (2004): 2003-2004 French Woodcock report. *WI-WSSG Newsletter* **30**: 36-39.

GOSSMANN, F. & FERRAND, Y. (2005): 2004-2005 French Woodcock report. *WI-WSSG Newsletter* **31**: 20-22.

GOSSMANN, F., BASTAT, C., GUENEZAN, M. & FERRAND, Y. (2008): 2007-2008 French Woodcock report. *WI-WSSG Newsletter* **34**: 13-19.

GOSSMANN, F. & IBANEZ, F. (1991): Report of a mission of O.N.C. France on woodcock (*Scolopax rusticola*)ringing in Sweden. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **17**: 29-42.

HAJEK, A. (1935): Elmélkedések a szalonkahúzás küszöbén. *Nimród Vadászujság* **23**: 105-107.

HARRADINE, J. (1994): Woodcock wing surwey 1993/94 in Britain and Ireland. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **20**: 3-6.

HELL, P. & LEHOCKÝ, M. (2001): Current Situation of the Woodcock in Slovakia. *WI-WSSG Newsletter* **27**: 13-15.

HIRONS, G. (1986): Some factors affecting age ratios among woodcock wings collected from hunters in Britain. *Proceedings of Third European Woodcock and Snipe Workshop*: 92-95.

HOODLESS, A. (1994): The density and distribution of woodcock wintering in Cornwall, England. *In:* KALCHREUTER, H. (szerk.): Fourth European Woodcock and Snipe Workshop. *IWRB Publication* **31**: 27-34.

ILJINSKY, I. V., FERRAND, Y. & GOSSMANN, F. (2002): Results of Woodcock (Scolopax rusticola) autumn census in the Leningrad region, Russia. *WI-WSSG Newsletter* **28**: 18-21.

ILLÉS, N. (1895): A vadászati ismeretek kézikönyve. III. Kötet A vadászat kezelése és gyakorlása. Második Rész. 310 p.

INKEY, P. (1934): Észrevételek a vadászati tilalmi időket szabályozó rendelethez. *Erdészeti Lapok* **73** (10): 772-786.

KALCHREUTER, H. (1979): Die Waldschnepfe. Verlag Dieter Hoffmann, Mainz. 158 p.

LAKATOS, K. (1904): Az erdei szalonka és vadászata (Vadászati monografia). Kiadta Endrényi Lajos, Szeged. 157 p.

LUCIO, A. J., PURROY, F. J. & SÁENZ de BURUAGA, M. (1994): The Woodcock project: preliminary hunting bag data of the woodcock in Spain. *In:* KALCHREUTER, H. (szerk.): Fourth European Woodcock and Snipe Workshop. *IWRB Publication* **31**: 15-23.

LUCIO, A.J. & SÁENZ de BURUAGA, M. (1997): The Spanish Woodcock Project – harvest data of 1993-94. *Wetlands International Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **23**: 12-17.

MARCSTRÖM, V. (1986): A study on display activities of woodcock in Sweden. *Proceedings of Third European Woodcock and Snipe Workshop*: 83-85.

MARCSTRÖM, V. (1994): Roding activity and woodcock hunting in Sweden. *In:* KALCHREUTER, H. (Szerk.): *Fourth European Woodcock and Snipe Workshop. IWRB Publication* **31**: 55-60.

MERÁN, PH. (1984): On the phenology of Woodcock Migration in Eastern Austria 1983. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **10**: 5-7.

MERÁN, PH. (1985): On the phenology of Woodcock Migration in Eastern Austria 1984. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **11**: 4-5.

MERÁN, PH. (1986): On the phenology of Woodcock Migration in Eastern Austria 1985. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **12**: 3-4.

MERÁN, PH. (1987): On the phenology of Woodcock Migration in Eastern Austria and Western Hungary 1986. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **13**: 15.

MERÁN, PH. (1988): Some observations on Woodcock Migration in Austria and Western Hungary 1987. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **14**: 6-7.

MERÁN, PH. (1989): Some observations on Woodcock Migration in Austria and Western Hungary 1988. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **15**: 3-4.

MERÁN, PH. (1990): Some observations on Woodcock migration in Austria and Western Hungary 1989. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **16**: 3.

MERÁN, PH. (1991): Some observations on Woodcock migration in Austria and Western Hungary 1989. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **17**: 3-4.

MERÁN, PH. (1992): Some observations on Woodcock migration in Austria and Western Hungary 1991. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **18**: 4-5.

MERÁN, PH. (1993): Some observations on Woodcock (*Scolopax rusticola*) migration in Austria and Western Hungary in 1992. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **19**: 9-10.

MERÁN, PH. (1994): Some observations on Woodcock (*Scolopax rusticola*) migration in Austria and Western Hungary in 1993. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **20**: 27.

MERÁN, PH. (1995): Some observations on Woodcock (*Scolopax rusticola*) migration in Austria and Western Hungary in 1994. *IWRB Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **21**: 10-11.

MERÁN, PH. (1996): Some observations on Woodcock (*Scolopax rusticola*) migration in Austria and Western Hungary in 1995. *Wetlands International Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **22**: 5-6.

MERÁN, PH. (1997): Some observations on Woodcock (*Scolopax rusticola*) migration in Austria and Western Hungary in 1996. *Wetlands International Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **23**: 4-5.

MERÁN, PH. (1998): Some observations on Woodcock (*Scolopax rusticola*) migration in Austria and Western Hungary in 1997. *Wetlands International Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **24**: 5-6.

MERÁN, PH. (1999): Some observations on woodcock (*Scolopax rusticola*) migration in Eastern Austria and Western Hungary in 1998. *Wetlands International Woodcock and Snipe Research Group Newsletter* **25**: 4-5.

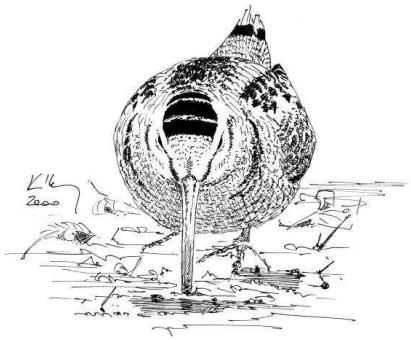
MONGIN, E., SANDAKOV, S. & BOGUTSKI, Y. (2005): A few results of the Woodcock research program in Belarus. *WI-WSSG Newsletter* **31**: 12-14.

MONGIN, E., SANDAKOV, S. & BOGUTSKI, Y. (2006): Some results of the Woodcock survey during 2006 in Belarus. *WI-WSSG Newsletter* **32**: 20-21.

OROSZI, S. (1996): Vadfajokból védett állatfajok. *Erdészettörténeti Közlemények* **21**. 188 p.

PÁK, D. (1829): Vadászattudomány. Buda. 224+218 p.

POTOCZKY, B. (1935): Hozzászólás a szalonka tavaszi hajtási tilalmához. *Nimród Vadászujság* **23**: 132-133.
RÉZ, E. (1935a): Érdemes volt ... *Nimród Vadászujság* **23**: 115-117.
RÉZ, E. (1935b): Szalonkakérdés *Nimród Vadászujság* **23**: 150-151.
SCHENK, J. (1924): Az erdeiszalonka vonulása Európában. Der Zug der Waldschnepfe in Europa. *Aquila* **30-31**: 26-74, 75-120.
SCHENK, J. (1943): Az erdei szalonka fészkelő területei a történelmi Magyarországon. Die Nistareale von Scolopax rusticola L. im historischen Ungarn. *Aquila* **50**: 310-313, 314-316.
SORACE, A., LANDUCCI, G., RUDA, P. ÉS CARERE, C. (1999): Age classes, morphometrics and body mass of Woodcocks (*Scolopax rusticola*) wintering in Central Italy. *Die Vogelwarte* **40**: 57-62.
SPANO, S. (1986): Nouvelles données sur la bécasse en Italie. *Proceedings of Third European Woodcock and Snipe Workshop*: 108-113.
SPANO, S. & GALLI, L. (2002a): Woodcock hunting bags in Liguria (North-West Italy). *WI-WSSG Newsletter* **28**: 28-29.
SPANO, S. & GALLI, L. (2002b): Age-ratios for woodcocks killed in Italy during the 2000/01 and 2001/02 hunting season . *WI-WSSG Newsletter* **28**: 28-30.
SZABOLCS, J. (1971): *Az erdei szalonka*. Második, javított kiadás. Mezőgazdasági Kiadó Budapest. 120 p.
WETLANS INTERNATIONAL (2006): *Waterbird Population Estimates* – Fourth Edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. 239 p.



HISTORY OF DEVELOPMENT OF SPRING WOODCOCK SHOOTING AND ARGUMENTS ITS MAINTENANCE IN HUNGARY

Faragó, S.

SUMMARY

The author shows the changes in legal regulation of shooting Woodcock's during the past century. He also summarizes discussions published in the Hungarian special literature on hunting methods of this species in the same period. It is obvious that the spring shooting of Woodcocks during roding was the most preferred hunting method of Hungarian Woodcock hunters, even if there was the chance for autumn shooting, drive and dogging. The majority of hunters recognized the protective impact of these hunting methods. This referred to cocks, and for hens it was very selective. In professional papers, similar ideas were published. In Hungary for fifty years it was only possible to shoot Woodcocks during roding, and for forty years (from 1978 to 2008), exclusively during spring roding.

The space and time pattern of the Hungarian Woodcock bag is an evidence of the fact that spring shooting does not endanger the migrating population. The quantity that was shot is insignificant with its 6,000-8,000 birds. Besides the unchanged hunting pressure, Woodcock bag has increased in Hungary in the past years. The reason probably is the increase of the migrating population in Hungary. This fact can only be explained in one way: Hungarian spring Woodcock shooting does not have a negative effect on population dynamics of migrating Woodcocks in Hungary, so this is sustainable.

Between 1990 and 2008 in Hungary out of the examined Woodcocks (n=2,669) 21.4% were hens. On the basis of the ratio of hens, which was 55-60% in bags of wintering areas, 40% in autumn bags and the average ratio of 10-22% during spring shooting, we can declare that the low size of hens' mortality cannot be compared to the losses in Western Europe. The mortality caused by autumn and winter shooting compared to the 2-5 times lower spring bag, more significantly decreases the ability of the populations' reproduction than the spring one, which is true especially in the case of male shooting, during roding (80%). The population can easily compensate for the loss of males by promiscuity.

Between 1990 and 2008 out of the examined Woodcocks, (n=2,669) 43.3% were young (1y). The ratio of young ones, defined during spring, in the Carpathian Basin, is very much below the juvenile ratio either after the nesting period or at the wintering territories. This means that a larger winter loss takes place in this age group.

The author proposed the introduction of a spring woodcock bag monitoring with an aim of research, connected with the NATIONAL RODING CENSUS, which has been available in Hungary since 2010.

DOI: 10.17242/MVvK_23.15

NEST CHARACTERISTICS, EGG BIOMETRY, INCUBATION AND HATCHING SUCCESS OF PHEASANT-TAILED JACANA *Hydrophasianus chirurgus* SCOPOLI (Charadriformes: Jacanidae) AT LAKE WULAR, KASHMIR (INDIA).

Fazili, M. F*. , Shah Mustafa, G. & Ulfat, J.

Postgraduate Department of Zoology,
University of Kashmir, Srinagar – 190006, Kashmir (India).

1. INTRODUCTION

A circum-tropical family of shorebirds the "Jacanidae" is represented by eight species that prefer freshwater swamps and marshes and possess a number of unique characters, the most outstanding among which are their long trailing legs and toes which facilitate them to walk with ease over floating vegetation (AUSTIN, 1983) and their polyandrous mating system (HOFFMAN, 1950; MATHEW, 1964; JANNI & COLLIER, 1972; TARBOTON, 1995). The family Jacanidae is represented by two species *Metapodius indicus* and *Hydrophasianus chirurgus* in the Indian subcontinent. Of these only the Pheasant-tailed Jacana (*Hydrophasianus chirurgus)* is a summer visitor to the wetlands of the valley where it enjoys the cold temperate climate and after raising its new generation leaves back to the plains of India (BAKER, 1929; BATES & LOWTHER, 1952). Lake Wular (a Ramsar site), the largest Asian wetland which harbours globally important aquatic birds has not yet been studied in terms of its avifauna and Pheasant-tailed Jacana a conspicuous, widespread, locally common migrant to this wetland has not been investigated extensively in terms of its breeding biology.

The objective of the present study is to describe some breeding aspects of Pheasant-tailed Jacana from the data collected during three consecutive breeding seasons from 1997 to 1999 at Lake Wular and to co-relate them with previous findings of allied species.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study area

Lake Wular (a Ramsar site) is in the north-western part of the valley of Kashmir (33-35^{0}N, 73-76^{0}E) in India. It has a maximum depth of 5.86 meters with an area of 240 sq.km (HUSSAIN, 2000) that remains covered with dense growth of free-floating and emergent vegetation during the major part of the year. The major species are *Trapa bispinosa, Nymphoides peltatum, Nelambo nucifera, Ceratophyllum demersum, Hydrella verticellata, Potamogeton indicus, P. lucense, Butomus umbellatus, Carex spp., Phragmites communis, P. elephantoides, Typha angustata, Myriophyllum verticellatum, Sparganum ramosum, Lemna sp.* and *Saccharum spontaneum.* The dense floating vegetation and reedbeds are partitioned by a series of boat channels varying in width between 1 – 6 meters. There is a protective bank mostly on the southern and eastern sides of the lake. Inside the bank and at some places outside the bank there are dense willow plantations of both tall and bushy *Salix* tree species

* Corresponding author: drfaziliwl@yahoo.co.in

that provide best roosting and breeding grounds to a wide variety of resident and non-resident birds. In addition, outside the bank on the southern side of the lake there are two large marshy areas attached to the lake locally known as Rakhi Saderkote and Rakhi Muqdemyoor. These rakhs (morasses) have dense growth of reeds and emergent and free floating vegetation of *Phragmites communis, P. elephantoides, Typha angustata, Saccharum spontaneum, Sparganum ramosum, Eleocharis palustris, Carex* species *and Butomus umbellatus.* They also harbor a wide variety of aquatic bird species. The river Jehlum flows into the Lake Wular on its south-east near the middle and leaves at its south-western corner near Sopore (**Figure 1**). Besides Jehlum the streams especially Erin, Mudhumati, Pohru, Arrah and Ningal also feed the lake.

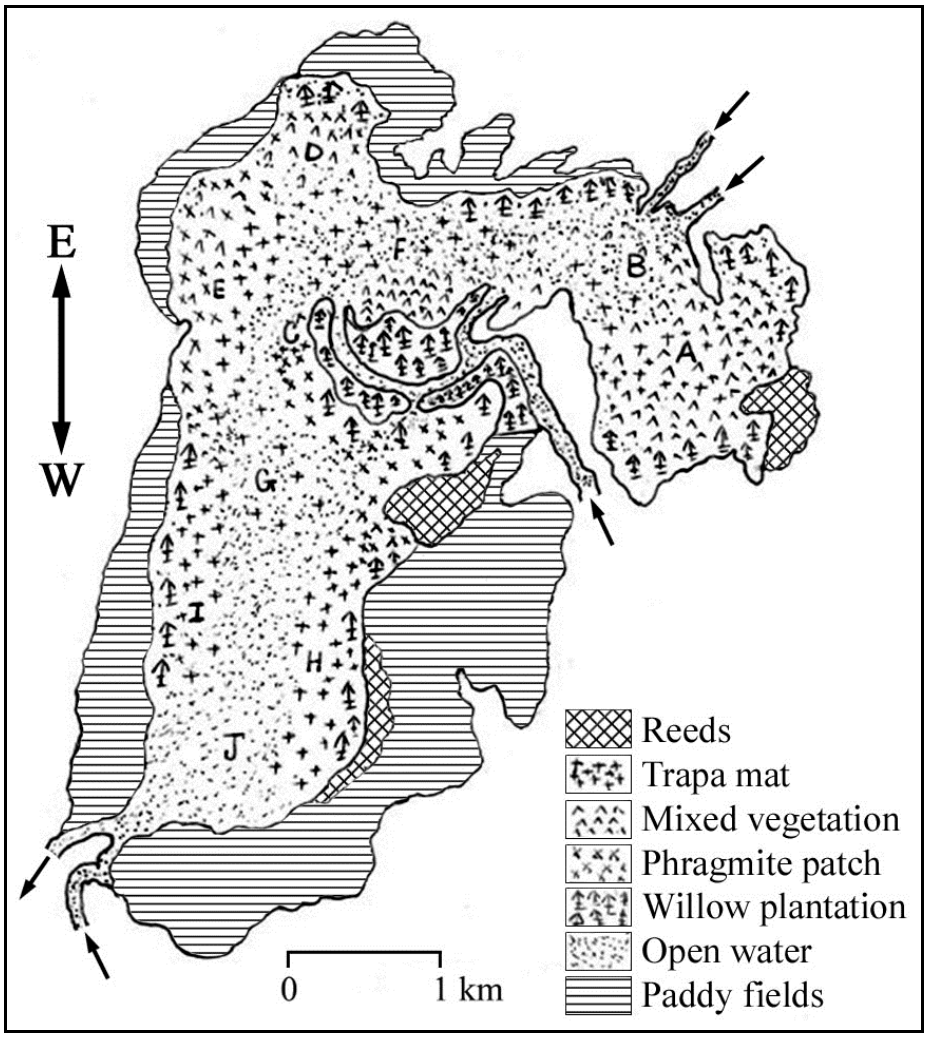


Figure 1: Map of Lake Wular showing study sites

2.1. Methods

For the purpose of the present investigation the lake was divided into ten sites (A-I) mainly on the basis of different vegetation types, bird habitat preferences and other characteristics (**Figure 1**). Observations on breeding biology were carried out at five sites (**Figure 1,** A to E), because these areas had dense growth of both free-floating and emergent vegetation and less human interference. The entire floating vegetation area in these sites was searched for nests during three consecutive breeding seasons from 1997-1999. Nesting site was defined as an

area where mating, nest building, adult incubating and brooding occurred. The nests were generally located in the study sites by wading through shallow regions and by moving in a boat through the channels. Most searching was done close to boat channels. Any residing place of a bird with one or more eggs was classified as a nest. The nest sites were marked by slender willow stakes, flagged with small strips of white cloth, fixed at about a distance of 5 meters from the nest in a particular direction and plastic numbers were tied to the nest material. When a nest was spotted the following parameters were recorded (i) location (ii) nesting material (iii) plant species in the immediate vicinity of the nest and (iv) water depth at the nesting site. In addition, at each nest the type of vegetation cover and its condition, shape, size and the position of the nest and concealing arrangements were recorded. During laying each nest was visited daily and the newly laid eggs were weighed to an accuracy of 0.1 mg using 50 mg scales. To determine egg laying and hatching intervals, the eggs were marked with waterproof ink and placed properly in the nest without disturbing the arrangement of other eggs in the nest. Morphometric measurements of eggs were taken to 0.1 mm using Vernier Callipers.

The length and width were measured at the highest points of the egg, obtained by sliding the Calipers gently on the egg. *Shape index* (SI) of eggs was calculated as SI = b/l x 100 (MAND, 1988) where b = egg breadth and 1 = egg length. After laying eggs were weighed on alternate days till hatching. A few nests were found late where incubation of the eggs had already started. Their incubation period was estimated by egg immersion technique in which the eggs were immersed briefly in water alongside the nest and judging the extent to which they sank or floated. This was compared with our previously determined scale in which sink/float characteristics of eggs of known age were assessed (**Table 1**). Incubation period was measured from the day of egg laying till the emergence of chick from the shell. Efforts were made to determine causes of losses. Hatching was defined as the time at which first cracks appeared till complete emergence. The calculations for the hatching success were done in accordance with MAYFIELD (1975) and JOHNSON (1979). A movable hide was used to observe the birds as they nest in open vegetation. The hides were raised to record the behaviour of breeding pairs. Also 20×50X binoculars were used in the field for this purpose.

Table 1: The stage of incubation and the respective sinking or floating properties of Pheasant-tailed Jacana eggs in water (day 1= day on which final egg in clutch was laid)

Stages of Incubation(d)	Sinking /Floating properties of eggs
1-3	Eggs sink rapidly.
4-5	Eggs sink slowly.
6-8	Eggs float just below water surface.
9-11	Eggs float at the water surface.
12-14	Eggs float with cap less than 8mm exposed.
15-17	Eggs float with the cap about 10mm exposed.
+18	Eggs float with the cap more than 12mm exposed.

3. RESULTS

3.1 Nest characteristics

Pheasant-tailed Jacana selected the sites with dense and abundant growth of fixed or movable floating aquatic vegetation and did not prefer shallow damp soils or dry land. The choice of substrate used for nests varied greatly from year to year and even during the same breeding

season depending on the density of the aquatic plants growing and the type of plant communities established. The early migrants chose sites which had dense growth of *Nymphoides peltatum, Potamogeton lucense* with sparse emergent strands of *Phragmites elephantoides and P. communis* and where the water depth was less than one meter. The late migrants established their territories and nesting sites in the areas of the lake where the water depth was less than 2.5 meter. These areas had dense growth of *Trapa bispinosa, Nelumbo nucifera, Myriophyllum spicatum, Potamogeton amphobium, Ceratophyllum demersum* etc. The males of primordial pairs changed their nest frequently to protect them from drying and even destruction as the water level receded. But in the belated breeders the water column had no effect as they had chosen such sites where water level never dropped below 2 meters.

No doubt shifting of nest was also found in late breeders but the main factor as in advanced pairs was not found to be the water depth rather the threat of predators and human interference. Out of total of 83 nests 59 nests were located on grass mat and 24 nests were on grass float (**Table 2**). The grass mats were dense living rooted plants attached to the ground while grass floats were decayed plants with or without live vegetation. The grass mats were of two types *Trapa* mat with a few *Hydrilla* plants and *Nymphoides* mat with *Potamogeton* and *Nelumbo* species whereas grass floats mostly contained all the types of dead aquatic plants like decayed *Nymphoides*, *Potamogeton* and *Trapa* with their few live twigs.

Nest building was initiated only when the floating vegetation was dense enough to hold the nest. But the nest mounds were formed from fresh living vegetation as early as just after establishment of territories or naturally formed of dead decayed vegetation. All these mounds were used for comfort, preening, sunbathing and finally for nest building. All mounds (two to three per pair) were not always used for nest building, sometimes fresh mounds were raised to construct nests. The mounds were inconspicuous, visible hardly at about 4-6 meters. They varied from 25 to 40 cm in diameter. There was very close correlation between nest building and courtship. The males while emitting courtship calls always deposited a few twigs generally cut and pulled from adjacent vegetation on the nest mound. Thirty seven observations made in the present study showed that females deposited nest material while uttering courtship calls. Nests were generally built in 3 to 8 days before the laying of first egg but replacement nests were built hardly within one day. Five nests were observed translocated to three different spots each varying in distance from previous ones by 9 to 15 ft. and the final distance from the original position was found from 18 to 33 ft. Three types of nests were observed (**Plate 1**): (a) a flat platform without a depression hardly raised to 0.5 to 0.9 cm above water (b) a raised platform with a depression of 1 to 2.3 cm and (c) a bowl shaped nest embedded within the surrounding vegetation with the depression of 2.8 to 4.00 cm (**Table 2**). Flat platforms were constructed on grass float in which eggs were more often partly submerged. Raised platforms were on grass mat especially *Nymphoides* mat in the regions of substantial thick aquatic vegetation. The eggs in these nests were well above water. Slightly bowl shaped nests were on *Trapa* mats characterized by well-marked depression and better concealment. The eggs in these nests were inconspicuous and well protected. They did not roll down by the fluctuations in the water column. The nests varied in diameter from 11 to 17 cm and in thickness from 0.5 to 10 cm (**Table 2**). The commonly used nest materials were *Nymphoides peltatum, Trapa bispinosa, Potamogeton lucense, Nelumbo nucifera, Hydrilla verticellata* and *Spirogyra sp.*

Table 2: Nest characteristics of Pheasant tailed Jacana.

Year	No. of Nests	Location of Nest				Vegetation Cover			Size and Shape of Nest												
		Aspect	Water depth			Grass mat		Grass float	Shape	Diameter			Thickness			Depth			Diameter of nest mound		
			Min.	Max.	Mean	Trapa mat	Nym-phoides mat	(Dead mixed vegetation)		Min.	Max.	Mean	Min.	Max.	Mean	Min.	Max.	Mean	Min.	Max.	Mean
1997	8	SW	0.8	2.25	1.53 ±0.85	-	+	-	RP	11	16	13.75 ±1.8	5	9	6.77 ±1.77	1.0	2.0	1.56 ±0.71	28	40	33 ±8.48
	9	S	0.92	2.48	1.77 ±0.87	+	-	-	BS	11.5	17	14.44 ±1.41	4.5	9.5	7 ±2.47	2.2	4	3.17 ±1.27	25	34	29.22 ±6.36
	4	SE	1.0	2.35	1.7 ±0.18	-	-	+	FP	11.8	15	13.57 ±0.35	0.5	0.8	0.65 ±0.21	0	0	0	27	38	32.5 ±7.78
1998	15	SW	1.25	2.0	1.6 ±0.53	+	-	-	BS	12	16.5	14.35 ±2.12	4.0	9.0	6.63 ±2.12	2.8	3.1	2.96 ±0.14	28	34	30.93 ±1.41
	11	NW	1.45	2.15	1.79 ±0.32	-	-	+	FP	11.7	15.9	13.65 ±1.63	0.6	0.8	0.71 ±0.11	0	0	0	27	40	34.91 ±6.36
	9	SE	1.35	2.30	1.78 ±0.22	-	+	-	RP	12.3	16.4	14.54 ±1.2	4.0	8.5	6.22 ±1.41	1.3	2.2	1.72 ±0.64	27	37	32.56 ±7.07
1999	5	S	1.10	1.78	1.51 ±0.35	-	+	-	RP	13	17	15±2. 83	5.0	9.0	7 ±2.83	1.4	2.3	1.8 ±0.64	29	38	33.4 ±4.24
	13	SE	1.15	1.85	1.52 ±0.18	+	-	-	BS	11.4	16.8	14.22 ±1.84	5.5	10.0	7.65 ±1.98	2.1	3.8	2.88 ±1.2	25	36	30.46 ±3.53
	9	NW	1.28	1.95	1.58 ±0.23	-	-	+	FP	12.2	15.5	13.39 ±0.92	0.7	0.9	0.8 ±0.14	0	0	0	26	39	33.22 ±9.19

RP = Raised platform BS = Bowl shaped FP = Flat platform SW = Southwest
S = South SE = Southeast NW = Northwest

3.2. Egg biometry

In monoandrous pairs first eggs were laid after a period of 3 to 6 days after nest completion but in polyandrous pairs, laying commenced after 3 to 12 days of nest completion. First mates received their clutches after 3 to 4 days but 2nd and 3rd mates after a gap of 8 to 12 days. During first year of study egg laying was delayed due to lake inundation and was initiated in the third week of June. In the following years laying started much earlier and first eggs were seen in fourth week of May as environmental conditions were conducive to breeding as compared to previous year. However, this did not seem to affect the laying capacity of birds as in all years, the average clutch size was almost the same with 3.6 in 1997 and 1998 and 3.5 in 1999 (**Table 3**). The laying peaked in July (**Figure 2**), particularly in 1998 and 70% of the overall laying of eggs occurred from May to August (**Table 4**).

Table 3: Clutch size in Pheasant-tailed Jacana

Year	Clutch size 1	3	4	5	Total	Average size
1997	-	8	12	1	21	3.6
1998	-	15	19	1	35	3.6
1999	1	10	16	-	27	3.5

The eggs were laid almost daily and only six monoandrous pairs laid the eggs on alternate days. However, two monoandrous pairs laid replacement clutches when their first clutches were predated. Most of the eggs were laid between 6.00 hrs to 9.00 hrs. Laying was observed once when a female nudged off her incubating male and sat on the nest restlessly. She changed her position more often and finally sat in incubating posture and pulled twigs 2-3 times from the nest rim. Then she inclined down her cloaca with half curved back and raised her dark yellow nape feathers and ruffled body feathers. Within 30 seconds an egg was deposited. The female after spending 3-4 minutes on nest flew away.

The freshly laid eggs were glossy bronze in colour with a greenish or olive tinge that blends with the bright green hues of the surrounding aquatic plants. The colour of eggs changed as incubation proceeded. They became rufous brown and then dark brown. Eggs were of two different shapes (a) slightly oval shaped and (b) oval with broad base and pointed apex. The average weight of un-incubated eggs was 17.100 (±1.63 SD) g and measured on an average 37.29 (± 1.75 SD) mm in length and 27.6 (± 0.69 SD) mm in width. The mean shape index of 100 eggs was 75.07 (± 2.45 SD) (**Table 4**).

Table 4: Size and weight of eggs in Pheasant-tailed Jacana

	Min.	**Max.**	**Mean**	**SD**	**n**
Weight of un-incubated eggs (g)	13.500	19.500	17.100	1.063	105
Weight of incubated eggs (g)	10.500	15.300	13.000	0.997	105
Length (mm)	29.7	40.5	37.2	1.75	100
Breadth (mm)	26.1	29.2	27.6	0.69	100
Shape index	72.09	87.87	75.07	2.45	100

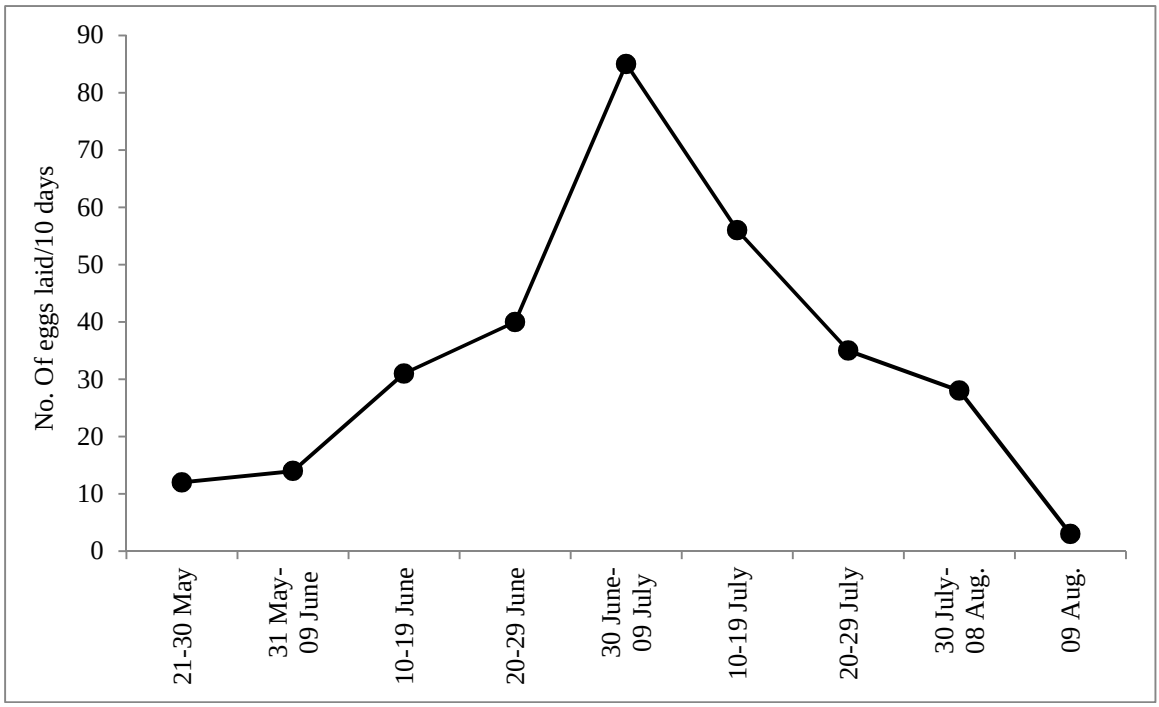


Figure 2: Peak egg laying in Pheasant-tailed Jacana

3.3 INCUBATION

Incubation started after the laying of 2nd egg but in a few cases it was initiated after the laying of 3rd egg. It was performed only by males (**Plate 2A**). The eggs were incubated and shaded by adopting a characteristic posture. Since the nests were more often damp, the eggs were protected from dampness and incubated by raising them in the wings which were wrapped under the body. During hotter parts of the day the eggs were shaded by keeping wings slightly open, whereas during heavy rains wings were spread and tightly wrapped over the eggs. **Figure 3** shows that incubating males spent 56.5% of day's time with incubation and shading of eggs.

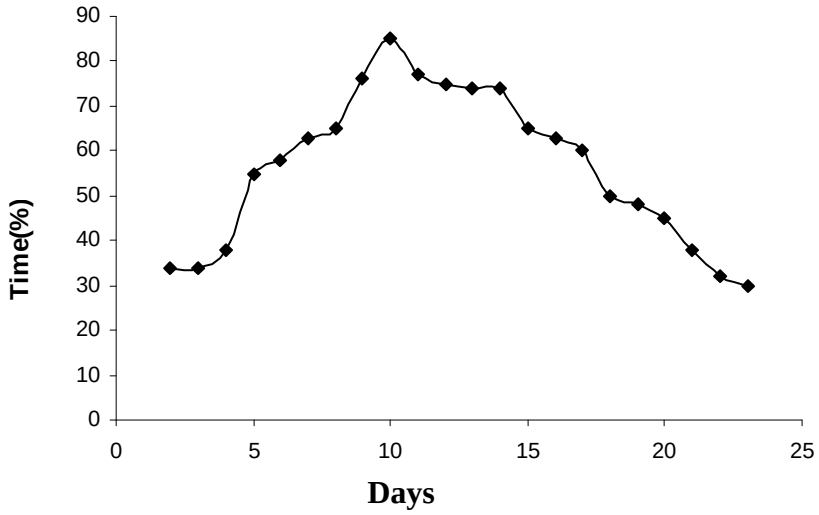


Figure 3: Percentage of time spent on incubation by male jacana.

On seeing a predator they at once left the nest to chase him emitting quick chaoo, chaoo calls to inform other males or females which assisted warding off the predator. They generally performed elaborate distraction displays when approached during peak incubation. The incubation period varied from 24 to 28 days (**Table 5**). In majority of cases it was completed in 25 – 26 days with an overall average of 25.7 (+ 1.23 SD) days. The marked eggs which were weighed regularly showed an average wt. loss of 3.070 g till hatching (**Figure 4**). It constitutes about 17.5% of the average egg weight.

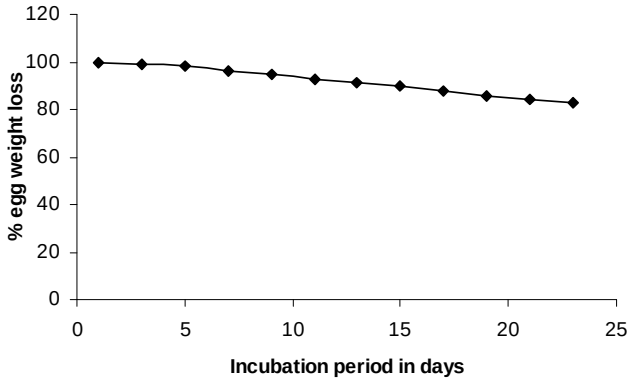


Figure 5: Percentage egg weight loss during incubation in Pheasant-tailed Jacana**.**

Table 5: Length of incubation period of Pheasant-tailed Jacana

No. clutches observed	No. of incubation days					Mean incubation period ± S.D
	24	25	26	27	28	
36	7	9	11	5	4	25.7±1.23

3.4 Hatching and hatching success

There was both inter- and intra-clutch variation in the degree of synchrony in hatching. But in all clutches hatching was asynchronous as the eggs generally hatched in the order of their laying (**Plate 2B**).

The period of hatching varied from year to year and occurred between 3rd weeks of June to 1st week of September (**Figure 5**). But hatching was maximum in the month of August in almost all the years (**Figure 5**). Hatching success also varied annually. It was 40.26% in the first year, 56.35% in 2nd year and 28.43% in 3rd year (**Table 6**). The overall hatching success was 43.29%. Factors that contributed to low percentage of hatching success included predation, faulty incubation and infertility. The predation and stealing of eggs by man were the major factors responsible for great losses of eggs. The other predators were Black Kite (*Milvus migrans*) House Crow (*Corvus splendens*), Black-crowned Night Heron *(Nycticorax nycticorax*), Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*), Golden Jackals (*Canis aureus*) and feral dogs. The eggs were most vulnerable during early stages of laying. It was observed (**Table 5**) that the percentage of eggs lost through predation was 54.36%. Failure of hatching due to other factors like faulty incubation, infertility – death of embryos and desertion, was 2.35%.

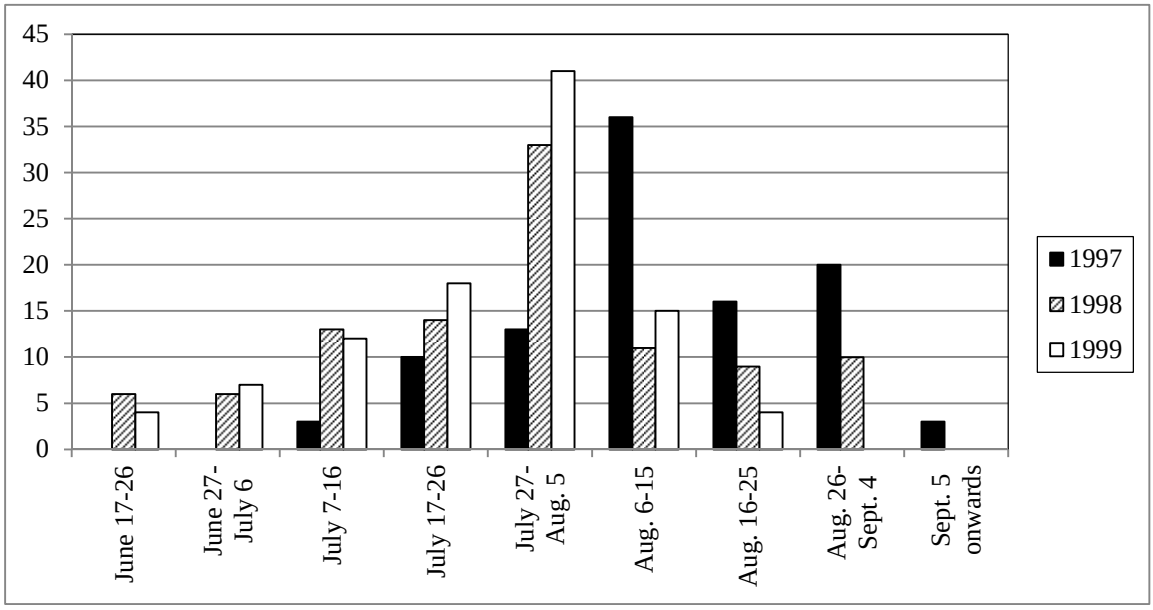


Figure 5: Percentage hatching dates of Pheasant-tailed Jacana

Table 6: Hatching successes in relation to the month of laying in Pheasant-tailed Jacana

Year	Month	No. of eggs	Eggs lost through predation		Eggs lost through desertion and faulty incubation		Hatching success	
			No	%	No	%	No.	%
1997	May	--	--	--	--	--	--	--
	June	13	8	61.54	--	--	5	38.46
	July	47	25	53.20	--	--	22	46.80
	August	17	12	70.60	1	5.90	4	23.50
1998	May	9	5	55.55	--	--	4	44.45
	June	38	18	47.37	3	7.90	17	44.73
	July	74	25	33.78	1	1.35	48	64.87
	August	5	3	60.00	--	--	2	40.00
1999	May	6	4	66.67	1	16.67	1	16.66
	June	34	26	76.50	1	2.94	7	20.56
	July	53	34	64.15	--	--	19	35.85
	August	2	2	100	--	--	--	--
Total		298	162	54.36	7	2.35	129	43.29

4 DISCUSSION

On the Lake Wular Pheasant-tailed Jacana's nestsites were open; characterized by dense growth of floating vegetation. Some nests were constructed on grass floats composed of dead and decayed floating vegetation with occasional living plant twigs and leaves and in majority of cases the nests were built on grass mat composed of rooted plants that reach to water surface and emerge out of it. Many have reported that the members of family Jacanidae preferably use open sites for construction of nests which were characterized by high growth of both living and dead vegetation (BATES & LOWTHER, 1952; TARBOTON & FRY, 1986;

TARBOTON, 1992; RAMCHANDRAN & VIJAYAN, 1995; THONG-AREE *et al*., 1995).
The nests of jacanas were either flat platforms without a depression or raised or bowl shaped structures with a marked depression to hold the eggs. The flat nests were constructed on grass float and in the regions with sparse floating vegetation while as raised platforms were observed on substantially thick vegetation or grass floats and bowl shaped nests were found on grass mats of *Trapa bispinosa*. The nests varied in diameter from 11 cm to 17 cm and in thickness from 0.5 cm to 10 cm and depression from 1 to 4 cm. The nesting material commonly used was *Nymphoides peltatum, Nymphaea maxicanus, Potamogeton indicus* and *Trapa bispinosa* stems and occasionally their leaves. The nest structure compares with the findings of TARBOTON & FRY (1986), TARBOTON (1992), SHAH (1984) and THONG-AREE *et al.* (1995).

Nest mounds naturally formed or built by male jacana were used as display platforms for copulation, resting or preening and sunbathing and occasionally for final nest formation. Both members of the pair constructed more often fresh nests but only males maintained the nests till chicks hatched and also constructed translocated nests in which females did not take any part. TARBOTON (1992) has reported similar pattern of nest building in African Jacana and TARBOTON & FRY (1986) in Lesser Jacana. BUTCHART (1998) has reported that in Bronze-winged Jacana generally males and occasionally females construct nests and THONG-AREE *et al.* (1995) have observed that females built the nests in Pheasant-tailed Jacana. However, there was close relation in nest building and courtship and addition of nest material was a courtship display as both sexes performed this activity while emitting courtship calls. In addition, males built all the shifted nests always without the assistance of females. It took 3 to 8 days for a pair to finish nest building before laying of the first egg. As for the elaborateness of the nest is concerned, Pheasant-tailed Jacanas were fast, building in short period as compared to American Goldfinch *(Spinus tristis)* (13 days; STOKES, 1950) Common Myna *(Acridotheres tristis tristis)* (6- 8 days; SEN GUPTA ,1965) and Black-billed Magpies *(Pica pica)* (40 days; ERPINO, 1968).

The glossy appearance and striking markings of the eggs of jacanidae have often attracted comments (MACLION, 1972; STEYN, 1971; BURTON 1979). They lay exceptionally small eggs in relation to their body mass (ROSS, 1979). The egg dimensions of 100 eggs of Pheasant-tailed Jacana measured were 37.2 $\pm$ 1.75x27.6 + 0.69 mm. They were thick–shelled, highly glossed without markings, often bronze in colour with greenish or olive tinge that changed to rufous brown as incubation proceeded. BATES & LOWTHER (1952) and RAMCHANDRAN & VIJAYAN (1995) have reported similar types of eggs in Pheasant-tailed Jacana but with slightly varied dimensions.

Pheasant-tailed jacana often shifted their eggs to newly constructed nests but the way the eggs were shifted was not observed. They probably carried them by holding between the body and the wings. Egg shifting has been reported earlier by many researchers in Pheasant-tailed Jacana (ALI & RIPLEY, 1983; SERRAO & SHEKHAR, 1962; RAMCHANDRAN & VIJYAN, 1995). RAMCHANDRAN & VIJAYAN (1995) have reported that an egg was shifted by scooping with the bill. According to ALI & RIPLEY (1983) by pressing the egg between throat and beak and dragging or rolling it over the mated vegetation while the male walked backwards. SERRAO & SHEKHAR (1962) reported by holding the pointed end of the egg between the mandibles and dragging it backwards. This has not been noticed during present studies as the egg has such a size and shape that it will not be held in beak so easily.

Only males incubated the eggs and incubation period varied from 24 to 28 days with an average of 25.7 $\pm$ 1.23 days. In majority of jacana species incubation by males has been reported earlier (TARBOTON & FRY, 1986; TARBOTON, 1992; BUTCHART, 1998; HOFFMAN, 1950; THONG -AREE *et al.*, 1995). However, BATES & LOWTHER (1952) has reported that

females only incubate the eggs in Pheasant-tailed Jacana. But THONG AREE *et al*. (1995) and HOFFMAN (1950) like in present study have reported that only male Pheasant-tailed Jacana incubated the eggs. The average incubation period found during the present investigation is almost similar to the findings of THONG AREE *et al.* (1995) who reported an average incubation period of 25.3 days for *Hydrophasianus chirurgus* in central Thailand. Males incubated and shaded the eggs for 56.75 % of day hours. TARBOTON (1992) has reported that incubating African Jacana males attended their eggs for 53% of the day time. The higher percentage of attentive time during present study coincided with the day's low temperature when the bird tried to maintain the normal temperature of the eggs by sitting over for a longer time.

During incubation there is loss in egg weight probably due to evaporation rate, which increases with continued incubation and rising temperature. There appeared a gradual loss of about 17.5% in weight of eggs during incubation. SHAH (1984) has recorded a loss of 10.5% in the egg weight in moorhen. Irrespective of size eggs generally lose between 15-18% of their initial mass as water as incubation proceeds till hatching (RAHN *et al.* after BROWN, 1994). Hatching was almost asynchronous as the eggs hatched in the order in which they were laid because incubation started prior to the completion of the clutch generally after the laying of 2nd egg and rarely after laying of 3rd egg. Asynchronous hatching has also been reported in a wide variety of birds and variation in hatching asynchrony has been reported by CLARK & WILSON (1981), and SLAGSVOLD (1985, 1986). SLAGSVOLD & LIFJELD (1989) have suggested that in addition to increasing the density or quality of young raised, asynchronous hatching is beneficial as it provides more time to males in feeding the nestling and maximizes the male's potential contribution to the brood. During the present investigation it seemed to improve the quality and quantity of the nestling and males also benefited by decreasing their toil to rear the young in the absence of female's assistance.

The hatching success of jacana varied greatly during three years and the overall hatching success was 43.29%. The hatching success was more related to habitat selection and experiences of the incubating birds. The main reason for low hatching success could be due to their exposed nests that were most vulnerable to human and avian predation in addition to losses due to high fluctuation in water table. TARBOTON (1992) has also reported low hatching success of only 30% in African Jacana due to its exposed nature.

5. CONCLUSIONS

Pheasant-tailed Jacana, a regular summer migrant to the wetlands of Kashmir especially Lake Wular, after raising its new generation leaves back to the plains of India in the month of October. The nesting sites were chosen in dense floating vegetation zones and the nests were constructed by both members of a pair. Eggs were laid daily and incubated for 24-28 days by males only. They hatched in asynchronous manner and the hatching success was 43.29% during three years of observation. Low hatching success was due to a number of factors but human predation was the most pertinent one.

REFERENCES

ALI, S. & RIPLEY, S. D. (1983): *Handbook of the Birds of India and Pakistan*. Oxford University Press, Delhi. Compact edition, 737 pp.

AUSTIN, L. O. (1983): *Birds of the world*. Optimum books. Italy.

BAKER, E.C. S. (1929): *The Fauna of British India*. Birds (2nd Ed) Vol. I-VII, Taylor & Francis, London

BATES, R. S. P & LOWTHER, E. H. N. (1952): *The Breeding Birds of Kashmir*. Oxford University Press, London.

BROWN, C. R. (1994): Nest microclimate, egg temperature and egg water loss, and egg shell conductance in Cape Weavers *Ploceus capensis*. *Ostrich* 65(1): 26 – 30.

BURTON (1979): *Jacanas*. *In* GOODERS, J. (Ed.): *Birds of the world, Part 29*. London 113 PC: 806-808.

BUTCHART, S. (1998): The polyandrous breeding system of bronze-winged jacanas. *Black Buck, A Journal from Madras Naturalist Society* 1-9.

CLARK, A. B. & WILSON, D. S. (1981): Avian breeding adaptations; hatching asynchrony, brood reduction, and nest failure *Q. Rev. Biol*. **56**: 253-277.

ERPINO, M.J. (1968): Nest- related activities of Black billed Magpies. *Condor* **70**: 154-165.

HOFFMAN, A. (1950): Zur Brutbiologie des polyandrischen Wasserfasans *Hydrophasianus chirurgus* SCOP. *Orn. Ber*. **2**: 119 –126.

HUSSAIN, M. (2000): *Systematic geography of Jammu and Kashmir*. Rawat Publications, Jaipur and New Delhi.

JENNI, D. A & COLLIER, G. (1972): Polyandry in the American Jacana *Jacana spinosa*. *Auk* **89**: 743-765.

JOHNSON, D. H. (1979): Estimating nest success: The Mayfield method and an alternative. *Auk* **96**: 651-661.

MACLEAN, G. L. (1972): Waders of the waterside vegetation. *Afr. Wildl*. **26**: 163-165.

MAND, R. 1988. Intra population variation of avian eggs. Valgus, Tallin.

MATTHEW, D.N. (1964): Observations on the breeding habits of the bronze-winged jacana *Metopidius indicus* (LATHAM.). *J. Bombay Nat. Hist. Soc*. **61**: 295-302.

MAYFIELD, H. (1975): Suggestion for calculating nest success. *Willson Bull*. **87**: 456-466.

RAMACHANDRAN, N. K. & VIJAYAN, V.S (1995): Breeding ecology of the Indian bronze winged (*Metopidius indicus*) and pheasant tailed (*Hydrophasianus chirurgus*) jacanas in the Keoladeo National Park, Bharatpur, Rajasthan. *Journal of the Bombay Natural History Society* **92** (3): 322-334.

ROSS, H. A. (1979): Multiple clutches and shorebird egg and body weight. *Am. Nat*. **113**: 618-622.

SEN GUPTA, S. (1965): Some aspects of the life of Myna *Acridotheres tristis tristis* (LINN.) Unpublish.

SERRAO, J. S & SHEKAR, P. B (1962): Pheasant-tailed jacana at Kalina. *Newsletter for Birdwatchers* **2**.

SHAH MUSTAFA, G. (1984): Birds of Hokarsar: Food, feeding and breeding biology of some resident and non-resident birds. *Ph. D Thesis. University of Kashmir.*

SLAGSVOLD, T. (1985): Asynchronous hatching in passerine birds: Influence of hatching failure and brood reduction. *Ornis Scand*. **16**:81-87.

SLAGSVOLD, T. (1986): Hatching asynchrony: Interspecific comparison of altricial birds. *Am. Nat*. **128** (1): 120-125.

SLAGSVOLD, T. & LIFJELD, J. T. (1989): Constraints on hatching asynchrony and egg size in pied flycatchers. *Journal of Anim. Ecol.* **58**: 837-849.

STEYN, P. (1971): The nests they build. *In:* NEWMAN, K. B (Ed.) *Birds life in Southern Africa*. Johannesburg, Macmillan: 232.

STOKES, A. W. (1950): Breeding behavior of the Goldfinch. *Wilson Bull*. **62**: 107-127.

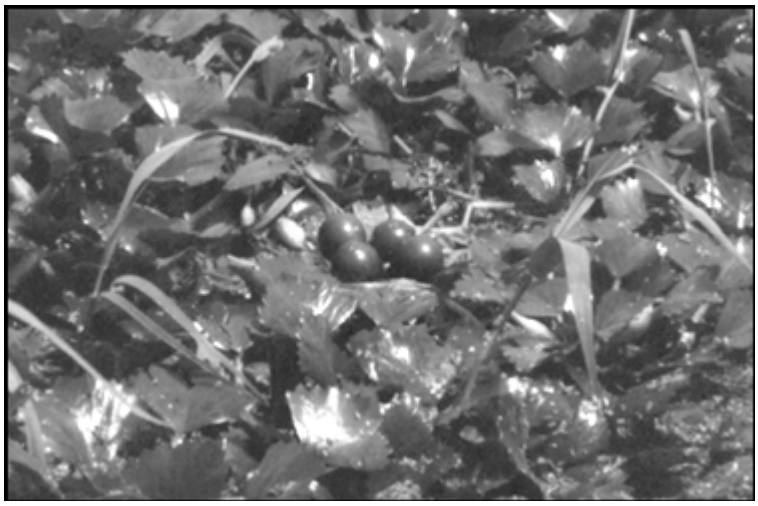
TARBOTON, W. R & FRY, C. H (1986): Breeding and other behavior of the Lesser Jacana. *Ostrich* **57**: 233-243.

TARBOTON, W. R. (1992): Aspects of the breeding biology of the African Jacana. *Ostrich* **63** (4): 141-157.

TARBOTON, W. R. (1995): Polyandry in the African jacana: The roles of male dominance and of clutch loss. *Ostrich* **66**: 49-60.

THONG-AREE, S., KHOBKHET O., LAUHACHINDA, V & PONG- UMPAI. S. (1995): Breeding biology of pheasant-tailed jacana *Hydrophasianus chirurgus* in Central Thialand. *Nat Hist. Bull. of the Siam Society* **43**: 289-302.

Plate 1: Nests of Pheasant-tailed Jacana



(A): *Bowl shaped nest on Trapa mat.*



(B): *Flat platform on grass float*



(C): *Raised platform of mixed vegetation on Nymphoides mat*

Plate 2:



(A): *Male Pheasant-tailed Jacana incubating the eggs*



(B): *Asynchronous hatching in Pheasant-tailed Jacana*

NEST CHARACTERISTICS, EGG BIOMETRY, INCUBATION AND HATCHING SUCCESS OF PHEASANT-TAILED JACANA *Hydrophasianus chirurgus* SCOPOLI (Charadriformes : Jacanidae) AT LAKE WULAR, KASHMIR (INDIA).

Fazili, M. F., Shah Mustafa, G. & Ulfat, J.

SUMMARY

Some breeding parameters of pheasant tailed jacana *(Hydrophasianus chirurgus*) were investigated at Lake Wular, Kashmir (India**).** Nest sites were selected in those areas which had dense growth of fixed and free-floating vegetation. Nests were built on floating vegetation by both the members of a pair but maintained by males only. Egg biometry is reported. Only males incubated the eggs and translocated them when disturbed. Incubation period was 25.7(±1.23 SD) days. Eggs suffered an average weight loss of 17.5 % during incubation. Hatching was asynchronous and the hatching success was 43.29%. The observations recorded are thoroughly discussed in the light of relevant literature.

Magyar Vízivad Közlemények 23. (*2013*) *Hungarian Waterfowl Publcations 23.* (*2013*)
DOI: 10.17242/MVvK_23.16

A DUNA DUNAFÖLDVÁR ÉS BAJA KÖZTI SZAKASZA (1560–1479 FKM) VÍZIMADÁR-ÁLLOMÁNYÁNAK VIZSGÁLATA

STUDY OF WATERBIRD POPULATIONS ON THE DANUBE BETWEEN DUNAFÖLDVÁR AND BAJA (1560–1479 RKM)

[1]Tamás Ádám, [2]Agócs Péter

[1.]Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Bács-Kiskun Megyei Helyi Csoport, H–6500 Baja, Apáczai Csere János u. 8., E-mail: skua85@gmail.com
[2.] Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, H–6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19., E-mail: agocsp@knp.hu

1. BEVEZETÉS

2004 óta több-kevesebb rendszerességgel járunk madártani megfigyeléseket végezni a Duna címben említett szakaszára. Az első évben elsősorban az őszi és téli időszakra terjedtek ki az adatgyűjtéseink, főleg a Kalocsa és Paks közti szakaszról. Ekkor még partról végeztünk megfigyeléseket, majd 2004 telén hartai madarász barátaink társaságában lehetőségünk nyílt a Harta és Baja közti szakaszon végigmenni hajóval. Ez volt az első alkalom, amikor magunk is segíthettünk számolni a területen tartózkodó vízimadarakat, ráadásul egy téli időszakban. Igazából ekkor döbbentünk rá, hogy az itt telelő vízimadarak mennyisége figyelemre méltó, ezért ez a szakasz több odafigyelést érdemel, és érdemes lenne a továbbiakban gyakrabban elvégezni az ilyen jellegű számolásokat. A Hartán élő madarász barátaink ugyan végeztek megfigyeléseket korábban is, de ezek publikálása és az adatok feldolgozása hiányos volt, és a felméréseket is – saját elmondásuk szerint – rendszertelenül végezték, főleg a téli időszakban.

Ez a tény újabb lendületet adott a Dunán történő komolyabb és rendszeresebb madártani felméréseink elindításához.

Az első, a teljes téli aspektust felölelő számolást 2005/2006 telén végeztük. A 2005-ös év többi részében nem volt módunk a felmérést elvégezni, de ennek ellenére a téli aspektusban történt számolások miatt a 2005. évet vesszük a dolgozatunk alapjául szolgáló intervallum kezdetének. Az adatsor kielemzését valamivel szűkebb formában korábban csak egy TDK-dolgozatban (TAMÁS, 2007) és két szakdolgozatban (TAMÁS, 2008, 2011) közöltük.

2008 augusztusától a teljes Dunaföldvár–Baja szakaszon végzünk számlálásokat havi rendszerességgel.

Jelen dolgozatban a Dunaföldvár–Baja közötti 81 folyamkilométeres szakaszon (1560–1479 fkm) tartózkodó vízimadarak állománydinamikáját és az egyes aspektusokban a területen előfordult vízimadárfajokat szeretnénk részletesebben ismertetni, valamint a vízállást és a hőmérsékletet mint meghatározó ökológiai tényezőket is kiértékeljük.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A Duna hazai szakaszának kutatása hosszú időre tekint vissza. A történelmi hűség kedvéért megemlítendő MARSIGLI (1726) neve, aki egy monográfiában foglalja össze pannóniai utazásai során átélt dunai élményeit. Ebben a művében tesz említést a Duna rendkívül gazdag madárvilágáról, köztük több olyan fajról, amelyek azóta sajnos már nem tagjai a hazai faunának.

RUDOLF TRÓNÖRÖKÖS *Tizenöt nap a Dunán* című művében részletes beszámolót olvashatunk többek között a magyar Duna-szakasz, ezen belül is a Baja és Dunaföldvár közötti árterek gazdag madárvilágáról (RUDOLF VON ÖSTERREICH, 1878; RUDOLF VON OESTERREICH *et al.*, 1879). Élménybeszámolójában a szerző kiemelten ír a Duna menti tájak és a folyó változatosságáról, az egykori érintetlen élőhelyek madárfaunájáról és annak diverzitásáról (RUDOLF TRÓNÖRÖKÖS FŐHERCZEG, 1890). Ezt a a dunai utazást BREHM (1890) is megörökítette.

A folyam hazai szakaszának madárvilágáról írt publikációk közül elsőként a múlt század egyik legnevesebb ornitológusának, KEVE ANDRÁSnak a feldolgozásai említendők meg. Publikációiban (KLEINER, 1940; KEVE, 1969) a Közép-Duna magyarországi szakaszának madártani jelentőségét, az ott előforduló 279 faj ökológiai szerepét taglalja. Ezeken kívül az egyes folyamszakaszok madárvilága közötti hasonlóságot és különbséget, az élőhelytípusok madárfajokra gyakorolt hatását is vizsgálta. Említést tesz a Duna közjóléti szerepéről (ivóvíz, fürdőzőhely) és a madárvonulásban betöltött funkciójáról. Kigyűjtötte az összes dunai vonatkozású hazai és külföldi gyűrűs madár megkerülését is.

A *Madártani Intézet* az ország több pontján végeztetett vízimadár-felméréseket, amelyekről az intézet tudományos folyóiratában (*Aquila*) rendszeresen beszámoltak. (KEVE *et al.*, 1959; KEVE & SCHMIDT, 1964; SCHMIDT, 1959, 1961, 1975, 1977).

A *Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület* 1974-es megalakulásával hazánkban a madártani felmérések szervezett keretek közé kerültek és a vízimadarak egységesebb, szinkron jellegű számolása is megindult.

A Sopronban működő *Magyar Vízivad Kutató Csoport* összesen 48 területen végez széles körű kutatásokat 1996 óta, amelyek eredményeiről évenként számot adnak a *Magyar Vízivad Közlemények*ben a vadludak (FARAGÓ & JÁNOSKA, 1996; FARAGÓ, 1998c, 1999b, 2001b, 2002b, 2002d; FARAGÓ & GOSZTONYI, 2003b; FARAGÓ, 2005b, 2006b, 2007b, 2007d, 2008b, 2010c, 2010d, 2011c, 2011d), illetve az egyéb vízivadfajok vonatkozásában (FARAGÓ, 1998b, 1999a, 2001a, 2002a, 2002c; FARAGÓ & GOSZTONYI, 2003a; FARAGÓ, 2005a, 2006a, 2007a, 2007c, 2008a, 2010a, 2010b, 2011a, 2011b). A vadludakkal kapcsolatosan hosszabb időszakot felölelő összefoglaló írások is jelentek már meg (FARAGÓ, 1995, 1996b, 2010e), de más vonuló vízivadfajok hosszabb távú állományváltozásainak elemzése is napvilágot látott már (FARAGÓ, 2008c). Ezen kívül az egyes fajokra vonatkozó éves terítékadatokat is részletesen elemzik köteteikben (FARAGÓ & RITTER, 1997, 1999; FARAGÓ *et al.*, 2001, 2002a, 2002b, 2003, 2005, 2006). Ezekből tevődik össze a *Magyar Vízivad Információs Rendszer* (FARAGÓ, 1997a).

A *Magyar Vízivad Közlemények* első kötete etalonként elemzi a Gönyű és Szob közötti 82 kilométeres Duna-szakasz tízéves vízimadár-monitoringjának eredményeit (FARAGÓ, 1996a), de erről a szakaszról további átfogó elemzés is született már (HANGYA, 2005).

A Duna vízimadár-állományának változását tárgyalja még az a közlemény, amelyben az egyes ökológiai tényezők és a madárállomány-változások közötti összefüggések, valamint a tízéves kutatás alatt észlelt madárfajok jellemzése és a madárközösségek összehasonlítása jelenik meg. Ez azonban csak a Dunakanyar, pontosabban a Budapest–Esztergom, illetve a Budapest–Szob közötti szakaszok monitorozását elemzi (SELMECZI KOVÁCS, 2003).

Az általunk vizsgált szakaszra vonatkozó publikáció még KALOCSA & TAMÁS (2003) közleménye, amely a ragadozó madarakkal foglalkozik: az Alsó-Duna-völgyben költő rétisasállományt mérték fel.

Az itteni madarászok, BERDÓ JÓZSEF, IFJ. KOVÁCS SÁNDOR és OROSZI ZOLTÁN már több mint 25 éve figyelik a Harta környéki részeket, de a teljes Dunaföldvár–Baja közötti szakaszra vonatkozó átfogó madártani írás eddig még nem látott napvilágot.

3. A VIZSGÁLT TERÜLET

A Duna Dunaföldvár és Baja közötti szakasza az 1560–1479 folyamkilométerek között található, hossza tehát 81 folyamkilométer.

Az egyes szakaszokat bemutató légi fotókon látható, hogy a terület eléggé mozaikos, sok zátony, kisebb sziget és holtág teszi változatossá ezt a szakaszt, ami jelentősen meghatározza a vízimadarak élőhelyhasználatát. Az általam vizsgált Duna-szakasz az 1497-es folyamkilométertől (Sió-torok) az 1479-es folyamkilométerig (Baja) tart, a Gemenc északi részét is magába foglalja. A terület hajóforgalma jelentős, hisz Magyarországon a bajai az egyik legforgalmasabb folyóvízi kereskedelmi kikötő.

3.1. Élőhelyi viszonyok

A folyó e szakasza a löszös síkvidéken keresztülhaladva mélyen belevájja magát a puha kőzetbe, ezért itt figyelhetők meg legjobban a magas löszpartok. Ilyen szakaszok elsősorban a jobb parton találhatók Paksnál. A Dunának ezen a szakaszán a folyó középszakasz jellegének megfelelően mindig hatalmas kanyarulatok voltak, amikor ezek túlfejlődtek – a folyó természetes munkája folytán – hatalmas szigeteket alkotva fűződtek le a Dunáról. A Duna egyik ilyen természetes úton lefűződött morotvája a mai Szelidi-tó.

Később ezeket a szigeteket ismét elmosta, áthelyezte a folyó mindaddig, amíg a 19. század első felében az ember nem kezdte meg a folyó szabályozását. Ezek a nagy folyamszabályozási munkák akadályozták meg a Duna partjainak ilyen nagymértékű vándorlását.

A szakaszra a szabályozások után tehát az észak–déli irány lett jellemző, kivétel ez alól a Paks és Géderlak települések közötti délnyugati irányú kanyarulat, amely az 1537-es és az 1527-es folyamkilométerek között található. Itt is jól érzékelhető a meanderezés vízimadarakra gyakorolt kedvező hatása (zátonyképződés). A folyó partjára épült települések száma mindössze nyolc, de a hétvégi házak és nyaralók ennél sokkal nagyobb arányban vannak jelen, amelyek jelentős tájromboló és egyéb zavaró hatással bírnak.

A területre jellemző puhafás ligeterdők (*Salicetum albae-fragilis*) helyén nemesnyár (*Populus x euroamericana*) monokultúrákat ültettek, és a magas ártéren lévő keményfás ligeterdők (*Fraxino-pannonicae Ulmetum*) is csak kis foltokban maradtak fenn, helyükre fekete dió (*Juglans nigra*) állományok kerültek. A terület leginkább természetközeli társulásai a zátonyokon felverődött pionír növényzet, amelyben sajnos sokszor adventív fajokat is találunk.

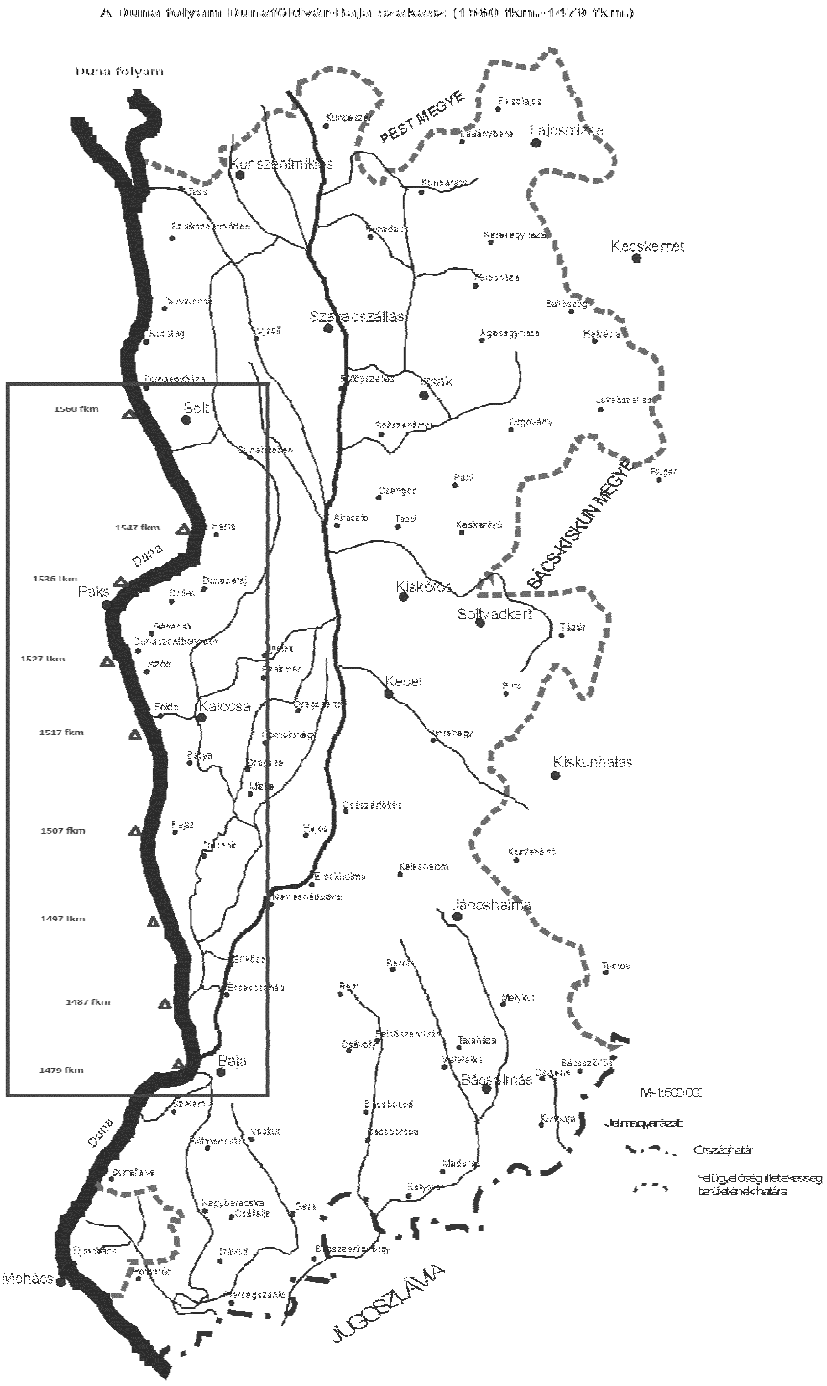
Az úthálózat ugyan nem közvetlenül a part mellett húzódik, de fontos tényezőként megemlíteném az itt található három hidat (1560, 1499 és 1480 fkm).

Összességében elmondható, hogy ezt a 81 kilométeres szakaszt sem kímélték az erőteljes antropogén hatások, mégis igen gazdag fészkelő és telelő/átvonuló madárfaunát tart el. Ennek köszönhetően a Gemenc területéhez tartozó 1497-es folyamkilométertől (Sió-toroktól) az 1479-es folyamkilométerig (Bajáig) tartó Duna-szakasz 1997-ben a *BirdLife International* által számon tartott 54 hazai *Fontos Madár Élőhely* (*Important Bird Area*) egyike lett (HEATH & EVANS, 2000).

A vízimadarak által használt habitatok egységes kódrendszere (FARAGÓ, 1985) alapján a területünkön előforduló élőhelyeket az alábbiak szerint lehet meghatározni:

3.1.1.6.1. Zátonyok
3.1.1.6.2. Parti és kőgátak
3.1.1.7.1. Főáramlat
3.1.1.7.2. Mellékág

3.1.1.7.3. Áradás
3.1.1.8. Folyók településeken belüli szakaszai, kikötők
3.1.1.5.0. Ipari víz miatt be nem fagyó folyószakasz
3.1.1.1.1. Rétek, szántók az árterületen szárazon
3.1.1.1.2. Rétek, szántók az árterületen elöntve
3.1.1.2.1. Ártéri erdők
3.1.1.2.2. Árvédelmi füzesek
3.1.1.2.3. Erdővel borított szigetek
3.1.1.4.1. Feltöltődő holtágak nyílt vízzel
3.1.1.4.2. Feltöltődő holtágak nyílt víz nélkül



1. ábra: A vizsgált terület teljes hosszában Dunaföldvár és Baja települések között (1560–1479 fkm)
Figure 1: The study area between Dunaföldvár and Baja (1560–1479.rkm)

3.2. Tájtipológia

A Duna Dunaföldvár–Baja közti szakasza nem tekinthető egy konkrét természetföldrajzi tájegységnek, mivel több kistájnak is részét képezi. A bal part a Kalocsai-Sárköz, a jobb part – beleértve a gemenci részeket – a Tolnai-Sárköz része. A Mezőföld löszdombjai csak Paksnál és Dunaföldvárnál érzékelhetőek, itt viszont meghatározzák a táj képét.

A Duna medrét követő sáv szubkontinentális jellegű, a folyó vízjárásától függően váltakozó talajvízállású ártér, nagyobb részben nyers öntéstalajokkal, ligeterdőkkel, kisebb részben löszös üledékkel borított terület. Az alacsony ártéren a jellemző művelési ág az erdő, de a jelentős nagyvadállomány miatt a mezőgazdasági művelésű területek (szántók, vadföldek) aránya sem elhanyagolható a magas ártéren. A magas ártér hajdani tölgy-kőris-szil ligeterdeinek mára már csak hírmondója maradt, főleg a gemenci oldalon. A Duna menti ártéri területeken nyers vagy különböző mértékben humuszosodott, jó termőképességű öntéstalajok találhatók.

A Duna mint ivóvízforrás jelentős a környék életében, hiszen Kalocsa város és vonzáskörzetének vízellátását biztosítja mintegy 10 000 m^3/nap mennyiségben.

3.3. Meteorológiai jellemzők és vízállás

A Duna vízimadarairól szóló publikációk nagyrészt nem térnek ki a vízimadarakat befolyásoló környezeti tényezők jelentőségére, csupán ténymegállapításokat tesznek az egyes fajok állományváltozásaival kapcsolatban. A madárfajokra ható ökológiai tényezőket eddig nem sok vizsgálat helyezte középpontba (SELMECZI KOVÁCS, 2003).

A vadludak esetében a tatai Öreg-tavon végzett vizsgálatok említendők, amelyekből kiderült, hogy a hőmérséklet változását a vadludak gyorsan érzékelték, ami – a táplálékviszonyoktól függetlenül – állományuk rövid időn belüli megváltozásában nyilvánult meg (MUSICZ, 1990).

A Dunakanyarból származó publikációkból kiderül, hogy a vízállás (FARAGÓ & HANGYA, 2009) és a hőmérséklet, valamint a fajszám és az egyedszám között sok esetben erős korrelációt tapasztaltak. A légnyomásra mint éghajlati tényezőre BOROS (1992) szerint egyes fajok jelentős állományváltozással reagálnak, más publikációk szerint viszont a kapcsolat erőssége nem olyan erős, mint azt korábbi vizsgálatok kimutatták (SELMECZI KOVÁCS, 2003).

Az általunk vizsgált folyamszakasz meteorológiai viszonyait röviden a következő irányszámokkal jellemezhetjük:

Évi középhőmérséklet: 10,4°C
Évi napfénytartam: 2128 óra
Csapadék évi összege: 640-670mm
Átlaghőmérséklet (maximum-minimum): 35,2°C − –20,2°C
Uralkodó szélirány: É, ÉNy

3.3.1. A vízállás

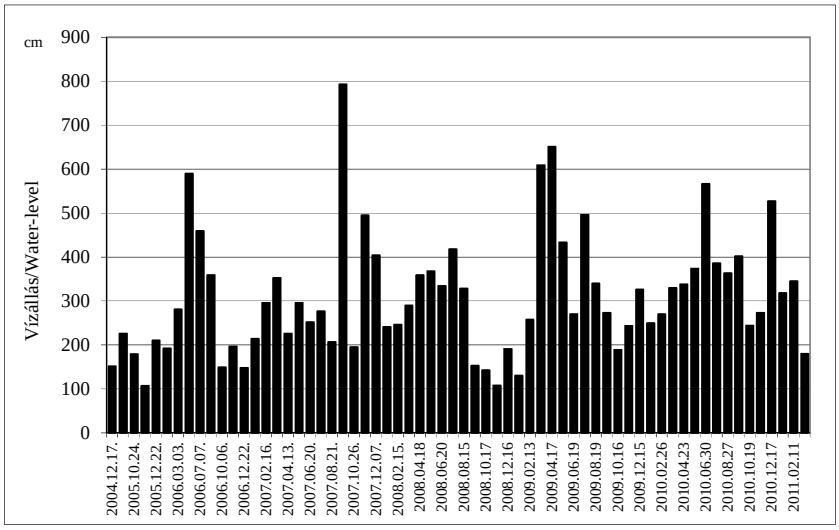
A vízállások alakulását az *Országos Vízjelző Szolgálat* révén (URL2) rendelkezésünkre álló adatok alapján elemeztük, a megfigyelési napon mért bajai vízmércén megállapított vízállásérték alapján **(1. táblázat)**.

1. táblázat: Vízállások (cm) az adott megfigyelőnapon, a Baján mért értékek alapján
Table 1: Water-levels (cm) of the surveying days at the Baja gauge

Dátum	Vízállás (cm)	Dátum	Vízállás (cm)
2004.12.17.	152	2008.08.15	328
2005.01.15.	226	2008.09.12	153
2005.10.24.	179	2008.10.17	143
2005.11.18.	107	2008.11.14	108
2005.12.22.	210	2008.12.16	191
2006.01.20.	192	2009.01.21	130
2006.03.03.	281	2009.02.13	258
2006.05.26.	590	2009.03.13	609
2006.07.07.	459	2009.04.17	651
2006.08.08.	359	2009.05.15	433
2006.10.06.	149	2009.06.19	270
2006.11.30.	197	2009.07.17	496
2006.12.22.	148	2009.08.19	340
2007.01.19.	214	2009.09.18	273
2007.02.16.	296	2009.10.16	189
2007.03.16.	352	2009.11.13	243
2007.04.13.	226	2009.12.15	326
2007.05.18.	296	2010.01.19	250
2007.06.20.	252	2010.02.26	270
2007.07.20.	277	2010.03.12	330
2007.08.21.	207	2010.04.23	338
2007.09.14.	793	2010.05.14	374
2007.10.26.	195	2010.06.30	566
2007.11.16.	495	2010.07.23	386
2007.12.07.	404	2010.08.27	363
2008.01.18.	241	2010.09.21	402
2008.02.15.	246	2010.10.19	244
2008.03.14.	290	2010.11.23	273
2008.04.18	359	2010.12.17	527
2008.05.16	368	2011.01.12	318
2008.06.20	334	2011.02.11	345
2008.07.22	418	2011.03.17	180

A Duna árvizei a hóolvadás után, általában márciusban, illetve a júniusi esők után jelentkeznek, alacsony vízállások pedig leggyakrabban ősszel és télen a fordulnak elő. Az alábbi diagramból látható, hogy az utóbbi időben egyre erősödő szélsőséges időjárás miatt, az árvizek időbeli mintázatai eltolódtak és szinte nem is köthetők évszakhoz.

Egy abszurd eset volt 2006. április közepén, amikor is a KITŰZŐ IV. hajó nem fért át a szekszárdi Szent László-híd alatt a magas vízállás miatt, ezért az áprilisi számolásunk sajnos el is maradt. Az ilyen kedvezőtlen időpontban jelentkező magas vízállás egyértelműen negatív hatású a vízimadarak számára, hisz jelentősen csökken a habitatok száma, és a táplálkozási feltételek is rosszabbodnak (FARAGÓ, 1996a).



2. ábra: A megfigyelési napokon mért vízállások (Baja)
Figure 2: Water-level of the surveying days at the Baja gauge

3.3.2. A napi középhőmérséklet

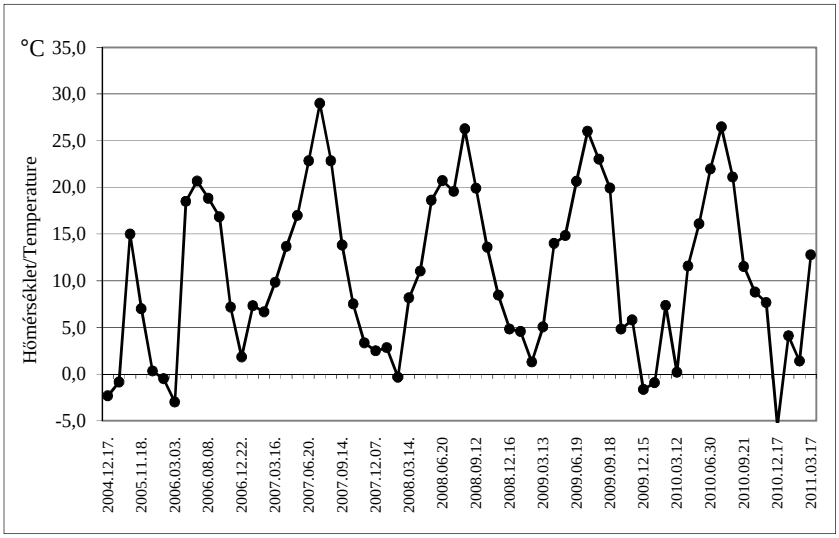
A napi középhőmérsékletet az *Országos Meteorológiai Szolgálat* bajai mérőállomásának adatsora alapján jellemeztük (URL3). A korrelációt a megfigyelési nap és az azt megelőző két napon mért középhőmérsékletek átlagával számoltuk **(2. táblázat)**.

A következő diagramon (**3. ábra**) látszik, hogy a legalacsonyabb és legmagasabb hőmérsékletek az országos átlagnak megfelelően alakulnak, tehát a december–januári középhőmérséklet 1-2°C körül várható, a június–júliusi, pedig a 23-24°C-ot környékezi.

2. táblázat: A megfigyelési nap és az azt megelőző két nap középhőmérsékletei
Table 2: Mean temperatures of the surveying days and mean temperatures of the two preceding days

Dátum	–2. nap (°C)	–1. nap (°C)	Megfigyelési nap (°C)	Átlag (°C)
2004.12.17.	–2,0	–2,5	–2,5	**–2,3**
2005.01.15.	–2,0	–1,0	0,5	**–0,8**
2005.10.24.	12,5	14,0	18,5	**15,0**
2005.11.18.	9,0	11,0	1,0	**7,0**
2005.12.22.	0,0	2,0	–1,0	**0,3**
2006.01.20.	–2,0	3,0	–2,5	**–0,5**
2006.03.03.	–4,0	–0,5	–4,5	**–3,0**
2006.05.26.	23,5	16,5	15,5	**18,5**
2006.07.07.	20,5	19,0	22,5	**20,7**
2006.08.08.	16,5	20,5	19,5	**18,8**
2006.10.06.	20,5	16,5	13,5	**16,8**
2006.11.30.	9,5	7,5	4,5	**7,2**
2006.12.22.	1,5	1,0	3,0	**1,8**
2007.01.19.	6,0	6,0	10,0	**7,3**
2007.02.16.	7,0	7,5	5,5	**6,7**
2007.03.16.	10,0	13,0	6,5	**9,8**
2007.04.13.	16,0	11,0	14,0	**13,7**
2007.05.18.	22,0	12,5	16,5	**17,0**
2007.06.20.	22,5	23,0	23,0	**22,8**
2007.07.20.	27,5	29,0	30,5	**29,0**

2007.08.21.	22,5	24,0	22,0	**22,8**
2007.09.14.	13,5	15,0	13,0	**13,8**
2007.10.26.	7,5	7,5	7,5	**7,5**
2007.11.16.	4,5	4,0	1,5	**3,3**
2007.12.07.	4,5	1,0	2,0	**2,5**
2008.01.18.	1,0	4,0	3,5	**2,8**
2008.02.15.	–2,0	0,0	1,0	**–0,3**
2008.03.14.	7,0	7,5	10,0	**8,2**
2008.04.18	10,4	10,3	12,4	**11,0**
2008.05.16	18,6	18,2	19,1	**18,6**
2008.06.20	19,2	20,7	22,3	**20,7**
2008.07.22	23,4	19,8	15,5	**19,6**
2008.08.15	24,9	25,7	28,2	**26,3**
2008.09.12	18,7	20,3	20,7	**19,9**
2008.10.17	14,7	16,2	9,9	**13,6**
2008.11.14	7,7	9,1	8,6	**8,5**
2008.12.16	4,3	4,6	5,6	**4,8**
2009.01.21	3,8	5,2	4,7	**4,6**
2009.02.13	3,5	1,2	–0,8	**1,3**
2009.03.13	4,2	5,1	5,9	**5,1**
2009.04.17	13,0	15,5	13,5	**14,0**
2009.05.15	12,0	14,9	17,6	**14,8**
2009.06.19	19,6	19,5	22,8	**20,6**
2009.07.17	27,1	25,5	25,4	**26,0**
2009.08.19	23,0	24,0	22,1	**23,0**
2009.09.18	21,3	20,2	18,3	**19,9**
2009.10.16	4,9	5,3	4,3	**4,8**
2009.11.13	5,5	6,3	5,6	**5,8**
2009.12.15	–0,9	–1,7	–2,3	**–1,6**
2010.01.19	–0,7	–0,9	–1,2	**–0,9**
2010.02.26	8,6	7,6	5,9	**7,4**
2010.03.12	–0,8	–0,4	1,8	**0,2**
2010.04.23	13,5	8,6	12,6	**11,6**
2010.05.14	16,6	15,4	16,3	**16,1**
2010.06.30	20,8	21,9	23,2	**22,0**
2010.07.23	25,4	26,6	27,4	**26,5**
2010.08.27	19,6	19,8	23,9	**21,1**
2010.09.21	11,8	10,9	11,9	**11,5**
2010.10.19	8,6	9,2	8,6	**8,8**
2010.11.23	7,7	9,2	6,1	**7,7**
2010.12.17	–3,7	–5,4	–7,4	**–5,5**
2011.01.12	4,9	3,6	3,8	**4,1**
2011.02.11	2,7	–1,2	2,7	**1,4**
2011.03.17	13,0	12,7	12,6	**12,8**



3. ábra: A megfigyelési nap és az azt megelőző két nap hőmérsékleti átlaga (Baja)
Figure 3: Mean temperatures of the surveying days and the two preceding days (at Baja)

3.4. A folyamszakaszok jellemzése

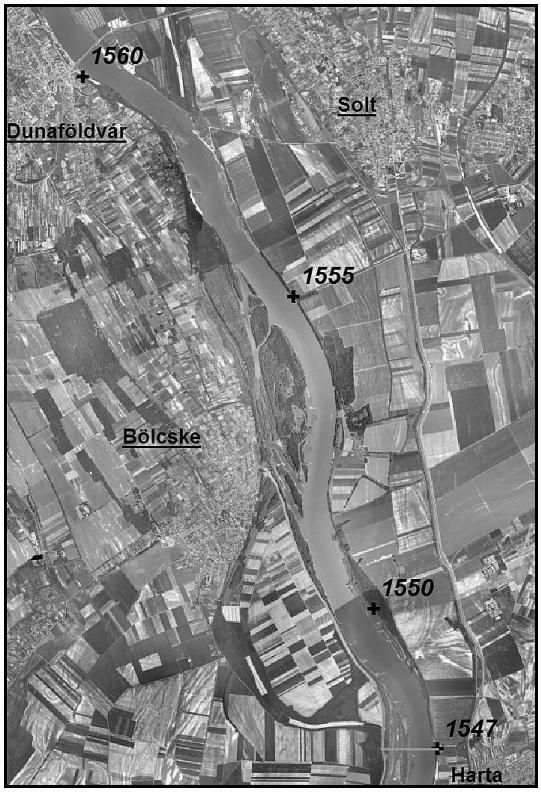
Ha a teljes folyamszakaszt az összehasonlíthatóság végett nyolc kisebb egységre bontjuk, akkor jó képet kaphatunk az egyes szakaszok fajdiverzitásáról, a vízimadár-állományok változásairól, és az egyes fajok által preferált élőhelyek fontosságáról. Az eredmények kiértékelése és az egységek jellemzése így jól mutatja majd a madarak területhasználati jellemzőit. Fontos megjegyeznünk, hogy korábban a Harta–Baja szakaszon végeztünk felméréseket, viszont 2008 augusztusától a KITŰZŐ IV. hajó által karbantartott teljes Dunaföldvár–Baja 81 fkm-es szakaszra bővítettük a kutatási területet, amely számos érdekes eredményt (fajt) hozott. Mivel a csupán két és fél éves adatsorral bíró 14 folyamkilométeres északi szakasz nem vethető össze a hat évet átölelő déli szakaszokkal, ezért ezt mint érdekességet külön elemezzük és mutatjuk be.

3.4.1. A Dunaföldvár–Harta szakasz (1560–1547 fkm)

A dunaföldvári Beszédes József-híd északi lábától kezdődik a frissen kutatott legészakibb szakaszunk, amely nagyban hasonlít a Harta–Ordas közötti területre. A Duna jobb partján egészen Bölcskéig magas löszpartok szegélyezik a folyót, a bal parton pedig puhafás ligeterdők találhatók, amelyek zömében egy nemesnyárfasor képét tükrözik. A solti oldalon az 1558-as fkm-nél található a felsőrévbéri rakodó, ahol gyakran lehorgonyzott hajók, bárkák állnak, ez a rész kavicsos sekély vizű partja ellenére komoly madártani jelentőséggel nem bír. Az 1555-ös fkm jobb partján, a Bölcskei-szigeten találtunk egy kárókatona-éjszakázóhelyet, amelyet a fák ágainak fehéres elszíneződése és az ott megfigyelt kárókatonák száma is jól mutat. Található itt néhány kősarkantyú, parti védőmű, amelyek elsősorban a téli időszakban tartanak el komolyabb mennyiségű bukórécét. Tudomásunk van nagyon hideg teleken itt éjszakázó vadlúdcsapatokról is, de mire leérnénk a hajóval, addigra ezek már elhagyják a Duna vizét és kihúznak a táplálkozóterületekre. Ennek ellenére átrepülő vadludak itt fordulnak elő legnagyobb számban.

A beépített területek aránya minimális. Egy-két hétvégi ház található ezen a szakaszon, de nem jelentős az ilyen jellegű zavarás. Ami viszont komoly zavaró tényező a téli időszakban, az a vízivadvadászat a keleti parton.

Faunisztikai érdekesség erről a szakaszról a 2010 márciusában Hartánál megfigyelt halcsontfarkú réce (*Oxyura jamaicensis*) egy példánya, amely egy barátrécecsapattal mozgott együtt. A 81-es fkm-re nézve új fajként jelent meg a sárszalonka (*Gallinago gallinago*) és a vörös gém (*Ardea purpurea*). Az elmúlt két évben itt mondható legrendszeresebbnek a nagy kócsag (*Egretta alba*).



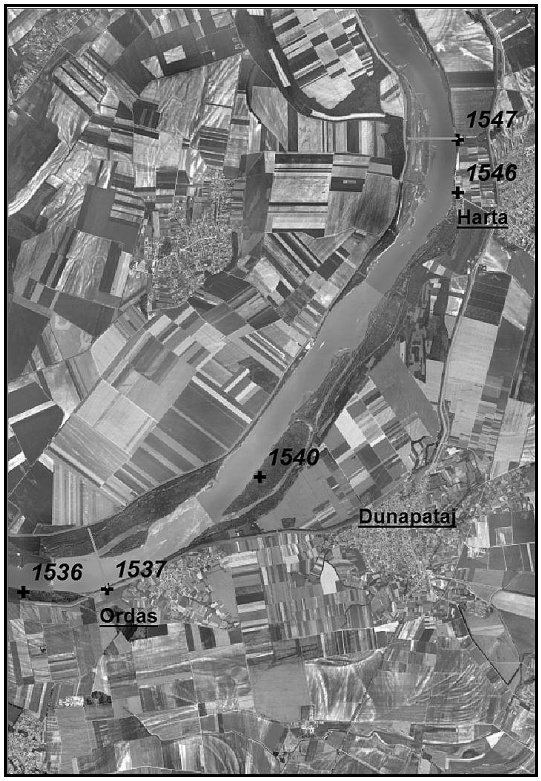
4. ábra: A Dunaföldvár–Harta közti Duna-szakasz (1560–1547 fkm)
Figure 4: The Danube reach between Dunaföldvár and Harta (1560–1547 rkm)

3.4.2. A Harta–Ordas szakasz (1546-1537 fkm)

A szakasz a hartai rakodónál kezdődik, amellyel átellenben alacsony vízállásnál kisebb kavicszátonyok kerülnek felszínre, ezek főleg tavasszal és nyáron bírnak madártani jelentőséggel. A part néhol kavicsos, de javarészt köves. Az itteni partot a dunántúli oldalon a madocsai hétvégi házakig puhafás ligeterdő szegélyezi. Harta alatt kisebb szigeteket találunk, amelyek 15 éve még kavicszátonyok voltak, de azóta egy részük beerdősödött, a többit pedig elkotorták. Sajnos ezen a területen téli időszakban komoly zavarással járó – főleg külföldi vendégvadászok általi – vízivadvadászat dívik még ma is.

A Madocsa településhez tartozó Duna-parti hétvégi házak kilométeres sora mint zavaró tényező nem meghatározó. A Duna e szakaszán található madártani szempontból az egyik legértékesebb zátonyunk, a melyet a téli időszakban a ludak is rendszeresen használnak (1538–1537 fkm). E kavicszátony szerepe azért kiemelkedő, mert még közepes vízállásnál is vannak szárazulatai, ami ideális pihenő- és táplálkozóhelyet nyújt számos vízimadárnak. Említést érdemel itt az évente fészkelni próbálkozó kis lile (*Charadrius dubius*). A part menti száradófélben lévő fűzfákat előszeretettel használják a pihenő kárókatonák (*Phalacrocorax carbo*). Az Alsó-zátony nevű védett terület hajdan tényleg zátony volt, de mióta fűz-nyár ligeterdők verődtek fel rajta, elvesztette zátony jellegét. Az ordasi partszakasz zavarása már fokozottabb, hisz ez a horgászok egyik közkedvelt helye. A téli időszakban a vadászat általi

zavarás is jelentős. A területen több kősarkantyú is található, melyeket a madarak leginkább magas vízálláskor tudnak használni. A folyam ezen a szakaszon délnyugati irányba halad, és csak az 1538-as folyamkilométernél vesz nyugati irányú kanyart és halad tovább Paks felé.



5. ábra: A Harta–Ordas közti Duna-szakasz (1546–1537 fkm)
Figure 5: The Danube reach between Harta and Ordas (1546–1537 rkm)

3.4.3. Az Ordas–Paks szakasz (1536–1527 fkm)

A Duna mellékága az Ordasi-szigetet megkerülve Paksnál ér újra össze a főággal. Ez a terület a csörgő récék (*Anas crecca*) tradicionális téli gyülekezőhelye, de a nagy kócsagok (*Egretta alba*) áttelelése szempontjából is fontos az 1533-as fkm. Itt a parttól pár száz méterre lévő hatalmas löszfal jól mutatja az egykori állapotokat. A 68 fkm-es Harta–Baja szakasz leginkább urbánus része itt található, ezért a zavarást jól tűrő fajok a dominánsak. A paksi rakpart közvetlenül a folyó mellett húzódik, ahol vasút és főút is szorítja a folyót. A bal parton viszont széles a hullámtér, igaz zömmel nemesnyáras állományokból áll.

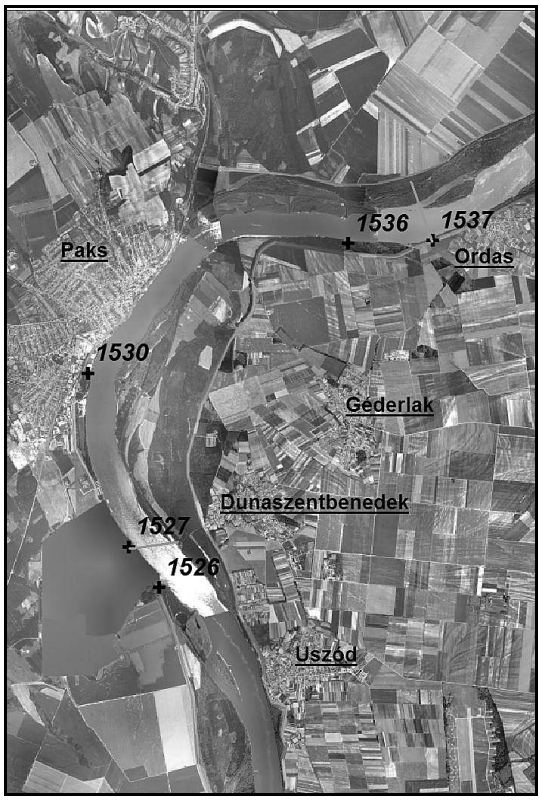
A jobb parton öt kilométer hosszúságban beépített terület húzódik, amely rakodókkal és csónakkikötőkkel jellemezhető. A Paks–Géderlak közötti komp naponta óránként indul, ez is jelentős zavarással jár. Ennek ellenére az egyik legjobb „sirályos” szakasz az itteni, de az úszórécék és a kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*) telelőállományai is figyelemre méltók.

Országos faunisztikai jelentősége van a 2005 októberében megfigyelt nagy halfarkasnak (*Stercorarius skua*) és a 2007 novemberében távcső elé került szélesfarkú halfarkasnak (*Stercorarius pomarinus*).

Az 1530-as és az 1528-as fkm-eknél a meanderezésnek köszönhetően a folyó két jelentős kiterjedésű homokzátonyt is épített, melyeken a kárókatonák (*Phalacrocorax carbo*) és a sárgalábú sirályok (*Larus michahellis*) nagy csapatai szoktak megpihenni.

Nem lehet említés nélkül hagyni a Paksi Atomerőmű jelenlétét sem. A reaktor hűtésére szánt vizet a Dunából nyerik, és a felmelegedett vizet is oda engedik vissza. Ennek

köszönhetően itt a téli jégzajláskor sincsenek jégtáblák, ezért a kemény teleken a récék ide gyűlnek össze. Ráadásul a halak is kedvelik ezt a telelőhelyet, így aztán a kárókatonák is előszeretettel halásznak itt, ha nincs sok horgász. A felmelegedett hűtővíz a kifolyó utáni szakasz felszíni vízhőmérsékletét a vizsgálatok szerint 3°C-al növeli meg, de ez a hőmérsékletemelkedés a Sió torkolatig teljesen megszűnik. Az erőmű kifolyója utáni szakasz már sokkal nyugodtabb. Itt a jobb parti töltés eltávolodik a folyótól.



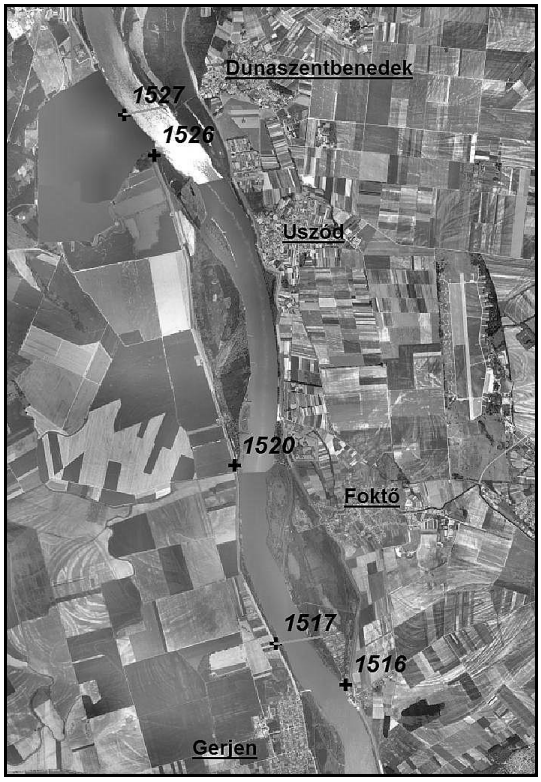
6. ábra: Az Ordas–Paks közti Duna-szakasz (1536–1527 fkm)
Figure 6: The Danube reach between Ordas and Paks (1536–1527 rkm)

3.4.4. A Paks–Gerjen szakasz (1526-1517 fkm)

A szakasz elején a folyó egy enyhe délkeleti irányú kanyart tesz, ahol egy négy szigetből álló szigetcsoportot kerül meg. Itt egy kisebb zátony is gazdagítja a habitatok listáját. Ezen a zátonyon (1525 fkm) eddig két szezonban is felbukkantak csigaforgatók (*Haematopus ostralegus*) két-, illetve ötpéldányos csapatban. Ez a zátony csak alacsony vízállásnál játszik szerepet a vonulásban.

A mellékág madártani jelentősége elhanyagolható. A bal parton Uszód település házai látszanak, de nincs komoly kikötő, így zavarást csak a horgászat, illetve téli időszakban a vadászat jelent. Az 1524-es fkm környékén a jobb parti részen fészkel a vizsgálati területünk egyetlen pár vörös kányája (*Milvus milvus*), e faj költése országos viszonylatban is kuriózumnak számít. A Foktő környéki részek vízimadarak szempontjából elég szegényesek, itt szoktuk megfigyelni a legkevesebb fajt, és ez a rész egyedszám tekintetében is elmarad a többi szakasztól, viszont egy igen érdekes adat származik innen: 2007 augusztusában egy öreg hím fekete réce (*Melanitta nigra*) került távcső elé, s ez rendkívül korai adatnak számít.
A Kalocsa-Meszes üdülőtelepülés néhány száz méteres homokos stranddal rendelkezik, ami leginkább a nyári időszakban jelent zavarást. A folyó jobb partján lévő töltés itt közvetlenül a

folyóparton húzódik, a hullámtér itt tíz méter széles fűzfasorban nyilvánul meg, ezért jelentősége elhanyagolható. Az 1516-os fkm-nél található a Sárköz I. csatorna befolyása, ami a meszesi komp miatt nem rendelkezik nagy madártani jelentőséggel.



7. ábra: A Paks–Gerjen közti Duna-szakasz (1526–1517 fkm)
Figure 7: The Danube reach between Paks and Gerjen (1526–1517 rkm)

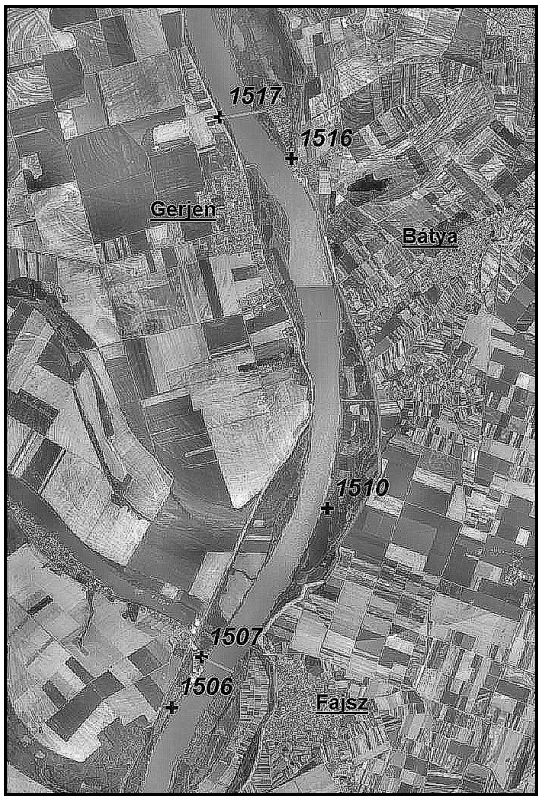
3.4.5. A Gerjen–Fajsz szakasz (1516–1507 fkm)

A három nagy kiterjedésű zátonyunk közül az 1515–1514-es fkm-nél található a második. Ez a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) vonulásában és telelésében játszik kiemelt szerepet alacsony vízálláskor. A zátonnyal átellenben a bal parton szinte minden évszakban horgásznak. A zátony – főleg nyáron – napozó turisták kedvelt helye, ami igen nagy zavarással jár az ott pihenő madarak számára, télen pedig rendszeresen vadásznak vízivadra ezen a részen, amely nem kevésbé negatív hatású tevékenység.

A zátonyt téli időszakban a ludak éjszakázóhelyként használják, de a zátony ilyetén jelentősége a hajós szinkronszámolásokon nem érződik, mivel sokszor késő délután érkeznek be a csapatok. A kavicszátony alatti folyamkilométernél ível át a Duna felett két magasfeszültségű vezeték. A madarakra gyakorolt hatását aligha vizsgálta bárki is, mindenesetre feltételezhetően zavarja őket (ütközések).

A fajszi szakasz egy enyhe délnyugati kanyarral kezdődik. Itt a part köves, kősarkantyúk sehol sem lassítják a folyó sodrását. A nyugalmas parti köveken gyakran – nem ritkán ezrével – gyűlnek össze úszórécék.

Galériaerdők mindkét oldalról keskeny sávban szegélyezik a folyót. A faddi oldal beépítése 2006-ban kezdődött, amikor is egy hatalmas gabonatárolót építettek közvetlenül a partra, annak minden egyes segédlétesítményével együtt. A zavarás ezáltal megnőtt, de a távolabbi kősarkantyúk biztonságos öblei menedékül szolgálnak az úszórécék csapatainak és a kárókatonáknak.



8. ábra: A Gerjen–Fajsz közti Duna-szakasz (1516–1507 fkm)
Figure 8: The Danube reach between Gerjen and Fajsz (1516–1507 rkm)

3.4.6. A Fajsz–Sükösd szakasz (1506–1497 fkm)

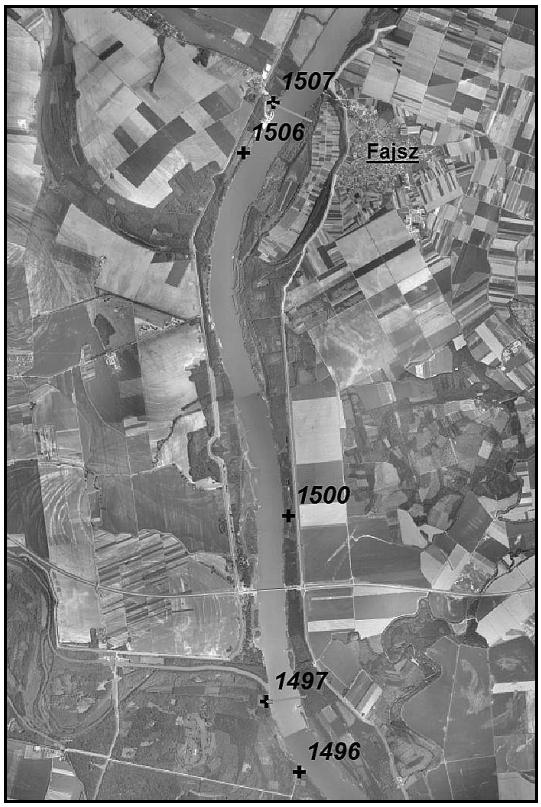
A partokat szinte végig hullámtéri puhafás ligeterdők kísérik, zömmel nemesnyár állományokkal. A tavaszi-nyári időszakban az itt fészkelő barna kánya (*Milvus migrans*) és rétisas (*Haliaeetus albicilla*) látványa hozzátartozik a tájhoz.

A kősarkantyúk gyakran megtörik a sodrás erejét, ez a vízimadarak számára kedvezően hat, hisz a takarásukban biztonságos pihenőhelyeket lelnek. A sarkantyúk végében szürke gémek (*Ardea cinerea*) és kormoránok (*Phalacrocorax carbo*) pihennek, de nyáron gyakori a kis kócsag (*Egretta garzetta*) is.

A szekszárdi Szent László-hidat 2003-ban adták át a forgalomnak. A híd megépítése igen komoly környezeti beavatkozást jelentett az árterek életében (több száz hektár erdőt vágtak ki). A híd előtti folyamkilométer az úszórécék közkedvelt helye szinte az év minden szakában. Az 1499-es fkm-nél hétvégi házakkal beépített partszakaszt láthatunk. A híd után az 1498-as és az 1497-es fkm között torkollik be a Dunába a Sió csatorna.

A madarak ezen a részen nem gyakran mutatkoznak, ennek oka részben az intenzív horgászati és halászati tevékenység. E partszakasz öbleiben télen leginkább bukórécék láthatóak. A part végig köves, zátonyok nincsenek.

E tíz folyamkilométeres szakasz teljes egészében a gemenci erdő részét képezi. Innentől kezdve válik igazán „vadregényessé” a terület, amely már a Duna–Dráva Nemzeti Park szerves részét képezi.



9. ábra: A Fajsz–Sükösd közti Duna-szakasz (1506–1497 fkm)
Figure 9: The Danube reach between Fajsz and Sükösd (1506–1497 rkm)

3.4.7. A Sükösd–Érsekcsanád szakasz (1496–1487 fkm)

E szakasz a teljes terület madárfajokban és példányszámban is leggazdagabb része. Itt telente nem ritka a néhány ezres récegyülekezet sem. A bukórécék aránya is ezen a részen a legmagasabb. Legtöbbször itt kerül szem elé az örvös bukó (*Mergus serrator*) is.

A folyót mindkét oldalról szélesen szegélyezik a kemény és puhafás ligeterdők mozaikjai. A terület számtalan holtágnak és kopolyának ad helyet, amelyekre ugyan csak részben látunk rá a főágról, de biztos forrásból tudjuk, hogy még ludak is éjszakáznak rajtuk.

A horgászati és halászati tevékenység itt sem csekélyebb, mint az északabbi szakaszokon, de a vízivad vadászata a Duna teljes gemenci szakaszán tilos, így nyugodtabb vizekre találnak az ide gyülemlő madártömegek.

Az Ósükösdi-zátony az év minden szakában, alacsony és közepes vízállásnál is a legtöbb madarat koncentrálja ide. A közelben költő rétisasok (*Haliaeetus albicilla*) és fekete gólyák (*Ciconia nigra*) is leggyakrabban itt bukkannak fel a táplálékbőség miatt. A 2006-os évben egy kercerécepár (*Bucephala clangula*) átnyaralását regisztráltuk.

A szakasz partszakadásokkal, bedőlt fákkal teszi magát még vonzóbbá a vízimadarak számára. Az elmúlt teleken megjelenő kis kárókatonák (*Phalacrocorax pygmeus*) is ezt az élőhelyet kedvelték leginkább. A sodrásterelő kősarkantyúk védett öbleiben bukórécék népes csapatait találjuk, elsősorban a téli szezonban. Ezen a szakaszon a hajóforgalmon kívül szinte más emberi zavarás nincs is. Az 1488-as fkm jobb parti részén kezdődik a híres Veránka-sziget, amely a gemenci táj jellegzetes megtestesítője. A töltések csak egy rövid szakaszon futnak ki a partra, itt néhány üdülő és halásztanya található.



10. ábra: A Sükösd–Érsekcsanád közti Duna-szakasz (1496–1487 fkm)
Figure 10: The Danube reach between Sükösd and Érsekcsanád (1496–1487 fkm)

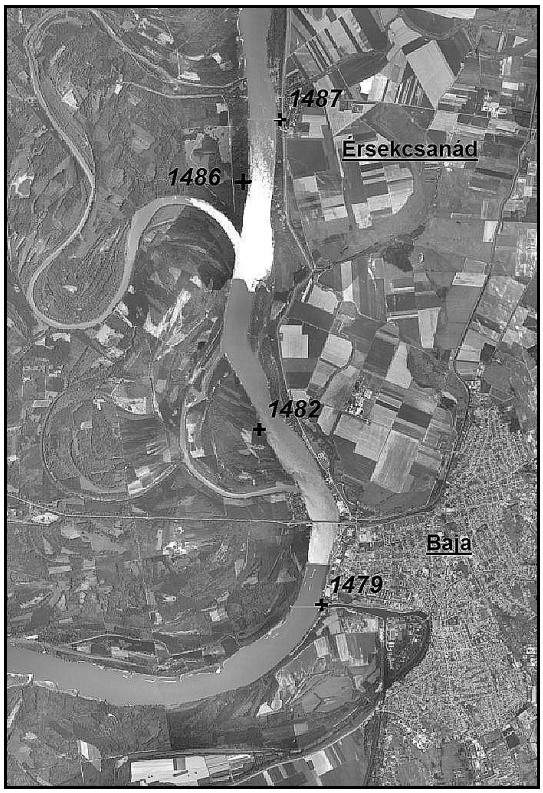
3.4.8. Az Érsekcsanád–Baja szakasz (1486–1479 fkm)

A mindössze nyolc folyamkilométeres egység holtágakkal, bedőlt fákkal és köves partokkal, valamint egy, a városi folyamszakaszon lévő zátonnyal jellemezhető. A bal parton több fkm hosszan az egykori ligeterdők bedőlt fái látszódnak, melyek rengeteg vízimadárnak nyújtanak menedéket. A jobb part 1485-ös fkm-énél a Rezéti-Holt-Duna bejáratát láthatjuk, melynek madártani jelentősége – feltételezhetően a horgászat miatt – elhanyagolható.

A Vén-Duna a Koppány-szigetet megkerülve ér össze újra a főággal, valamivel a híd fölött. Közvetlenül a híd lábánál a bal parti részen ömlik bele a Dunába a Duna-völgyi-főcsatorna, amely a Csepel-szigetnél ered.

A területen öt kősarkantyú is található, de ezek csak a téli időszakban nyugodalmasak, nyáron leginkább horgászok ülnek rajtuk. A bajai híd alatt kezdődik az a kis zátony, amely alacsony vízállásnál a dankasirályok (*Larus ridibundus*) és a sárgalábú sirályok (*Larus michahellis*) kedvelt pihenőhelye. A legnagyobb szerecsensirálycsapat (*Larus melanocephalus*) is ennél a zátonynál mutatkozott 2007 őszén.

A strandolók a nyári időszakban a városi részen (1481–1479 fkm) komoly zavarást jelentenek, de a hatalmas kikötőkomplexum és hajóforgalom sem számít csekélyebb zavarásnak. Az álló uszályokon viszont rendszeresen pihennek meg sirályok. A Sugovicáig tartó szakaszon a rakodókról behulló gabona miatt elsősorban a tőkés récék (*Anas platyrhynchos*) találnak kedvező táplálkozóterületeket. A várossal átellenben lévő oldalon pedig bukórécékkel is találkozhatunk. Bár nem jellemző, de előfordult már itt olyan lokális érdekesség, mint a hegyi réce (*Aythya marila*) vagy akár a füstös réce (*Melanitta fusca*).



11. ábra: Az Érsekcsanád–Baja közti Duna-szakasz (1486–1479 fkm)
Figure 11: The Danube reach between Érsekcsanád and Baja (1486–1479 rkm)

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. Terepi felvételezés

A vizsgálat kezdetétől, 2004-től az *Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság* KITŰZŐ IV. hajójáról végeztük ornitofaunisztikai megfigyeléseinket. A számolásaink többé-kevésbé megegyeztek a *Wetlands International* által meghatározott hóközepi szinkronokkal. A vízimadarak számlálását reggeltől kora délutánig végeztük a Harta–Baja (1546–1479 fkm), később a Dunaföldvár–Baja (1560-1479 fkm) közötti Duna-szakaszon. A megfigyelést rendszerint két-három fő végezte a hajó fedélzetéről. A madarak azonosításában kézi távcsövek és nagy látószögű teleszkópok voltak segítségünkre. Az itteni folyamszakasz széles mivolta a biztonságos fajhatározás és a pontosabb számolás érdekében megköveteli a teleszkópok használatát. A számlálások során csak a vízen vagy parton ülő, illetve a folyásiránnyal ellentétes irányba repülő madarakat számoltuk (FARAGÓ & NÁHLIK, 1997). A hajózások nem tették lehetővé a holtágak, a mellékágak és a hozzájuk csatlakozó területek monitorozását. Az egyes madárfajok példányszámát, bizonyos esetekben (*Mergus* sp., *Larus* sp.) kor és ivari viszonyait folyamkilométerenként jegyeztük fel.

4.2. Alapadatok feldolgozása

A teljes 81 folyamkilométeres szakaszt az előzőeknek megfelelően nyolc egységre bontottuk, így a fajonkénti kiértékelést e tízkilométeres egységekre vetítettük **(3. táblázat).** A feldolgozás során a fajok állománydinamikáját vettük alapul. A terepi adatokat a fentiek értelmében összesen hét szezon 64 megfigyelési napján gyűjtöttük.

3. táblázat: A folyamszakaszok tíz folyamkilométerenkénti felosztása
Table 3: Division of river reaches into ten-rkm long sections

Szakaszok	Folyamkilométerek	Településhatárok
1.	1560–1547 fkm	Dunaföldvár–Harta
2.	1546–1537 fkm	Harta–Ordas
3.	1536–1527 fkm	Ordas–Paks
4.	1526–1517 fkm	Paks–Gerjen
5.	1516–1507 fkm	Gerjen–Fajsz
6.	1506–1497 fkm	Fajsz–Sükösd
7.	1496–1487 fkm	Sükösd–Érsekcsanád
8.	1486–1479 fkm	Érsekcsanád–Baja

A feldolgozás módszerei:

A 64 megfigyelési napot hat aspektusba soroltuk be az alábbi szisztémának megfelelően **(4. táblázat)**.

4. táblázat: A 2004–2011 között végzett vizsgálatok kutatási napjai
Table 4: Observation days between 2004 and 2011.

ÉV	Febr	Márc	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Szept	Okt	Nov	Dec	Jan
2004											17	
2005									24	18	22	14
2006		3		26		7	8		6	30	22	20
2007	16	16	13	18	15	20	21	14	26	16	7	19
2008	15	14	18	16	20	22	15	12	17	14	16	18
2009	13	13	17	15	19	17	19	18	16	13	15	21
2010	26	12	23	14	30	23	27	21	19	23	17	19
2011	11	17										12
Összesen	**5**	**6**	**4**	**5**	**4**	**5**	**5**	**4**	**6**	**6**	**7**	**7**
Aspektus	**kora tavasz**		**tavasz**		**nyár**		**kora ősz**		**ősz**		**tél**	
nap/aspektus	**11**		**9**		**9**		**9**		**12**		**14**	

A feldolgozást két szempont szerint végeztük el:

a., Aspektusonkénti madárközösségek folyamszakaszok szerint

A következő fejezetben az egyes folyamszakaszok aspektusonkénti madárközösségeit jellemezzük öt szempont szerint:

– területenkénti fajszám,
– átlagos példányszám,
– összpéldányszám,
– egyedi dominanciaviszonyok (%),
– egyedszámra vonatkoztatott sűrűség (denzitás: pld./10 fkm),
– konstanciaérték (%).

Az aspektusok madárközösségeinek összehasonlítására a JACCARD-féle faj-azonossági indexet alkalmaztuk (Ja = közös fajok száma/összes fajszám x 100)

b., Elemzés fajok szerint

E részben a hét szezon alatt a területünkön megfigyelt összes vízimadarat jellemezzük, megadva:

– az adott faj hazai státuszát,
– a vizsgálati területen elfoglalt státuszát,
– állománydinamikáját,
– diszperzióját,
– valamint az előforduló mennyiség hazai és nemzetközi jelentőségét,

A gyakori fajok esetében diagramon mutatjuk be a tapasztalt állománydinamikát, a szórványos fajoknál rövid jellemzést adunk, a ritka fajoknál, pedig felsoroljuk a konkrét előfordulásokat példányszámmal tíz folyamkilométeres szakaszokra vetítve.

4.3. A környezeti tényezőkkel való összevetés módszerei

Az elemzéseket két ökológiai tényező, a vízállás és a napi középhőmérséklet szerint végeztük el, az alábbiak szerint:

– egyváltozós, lineárisra visszavezethető regresszió segítségével vizsgáltuk az egyes ökológiai jellemzők (vízállás, hőmérséklet) és a példányszám, valamint a fajszám közötti összefüggéseket. Vízállásként a megfigyelés napján a bajai vízmérce alapján megállapított értéket használtuk. Hőmérsékleten a megfigyelési, illetve az azt megelőző két nap átlagos napi középhőmérsékletét értjük.

A korrelációanalízist és az F-próbát a PAST statisztikai program (HAMMER *et al.*, 2001) segítségével végeztük el.

A hőmérséklet/vízállás és az összegyedszám között az összefüggés 95%-os konfidenciaszinten szignifikáns, melyet minden esetben F-próbával is ellenőriztünk.

A kapcsolatok erősségét a következő jelölésekkel értékeljük (szignifikanciaszintek):

p < 0,001***
p < 0,01**
p < 0,05*

5. AZ ASPEKTUSONKÉNTI MADÁRKÖZÖSSÉGEK FOLYAMSZAKASZOK SZERINT

Az aspektusonkénti madárközösségek jellemzését a rendelkezésünkre álló 64 megfigyelőnap adatai alapján végeztük el.

5.1. A Dunaföldvár–Harta szakasz (1560–1547 fkm)

*Tél*en 26 vízimadárfaj 9378 példányát számoltuk. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 361 pld./14 fkm volt. Domináns faj magasan a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) lett, mögötte a kárókatonával (*Phalacrocorax carbo*). E két konstans fajon kívül a nyári lúd (*Anser anser*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) jelent meg minden alkalommal.

A *kora tavaszi aspektus*ban 28 faj 7245 példányát vettük számba. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás értéke 259 pld./14 fkm. Domináns fajok a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a barátréce (*Aythya ferina*). Minden alkalommal jelentkezett a dankasirály (*Larus ridibundus*), a kontyos réce (*Aythya fuligula*),

a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kerceréce (*Bucephala clangula*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*).

A *tavaszi aspektus*ban eddig 22 vízimadárfaj 487 példánya került elő. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás a következőképpen alakult: 22 pld./14 fkm. Domináns faj a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), szubdomináns a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*). Konstans faj volt a billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*), a dankasirály (*Larus ridibundus*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*), a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*).

A *nyári aspektus* eddig 14 faj 371 példányát hozta. Az egy fajra vontakoztatott átlagos denzitás értéke 27 pld./14 fkm. A legmagasabb dominanciát a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) mutatta. Konstans volt a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*), a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*).

A *kora őszi aspektus*ban 14 faj 1738 példánya mutatkozott a szakaszon. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 124 pld./14 fkm volt. Domináns fajokként a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) jelentek meg. Konstanciában is ez a két faj volt a legerősebb a szürke gémmel (*Ardea cinerea*) és a sárgalábú sirállyal (*Larus michahellis*) együtt.

Ősszel eddig 18 faj 6077 példánya került regisztrálásra. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás alakulása ez volt: 338 pld./14 fkm. Két domináns fajunk volt: a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*). Konstansnak is e két faj mutatkozott a szürke gémmel (*Ardea cinerea*) együtt.

A *teljes szezon*ban 50 vízimadárfaj 25 296 egyedét számláltuk meg. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás értéke 505 pld./14 fkm. Domináns faj a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a barátréce (*Aythya ferina*) volt. Konstans faj egyedül a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) volt, közel konstans pedig a szürke gém (*Ardea cinerea*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*).

Fajazonosság tekintetében a kora tavasz és a tél hasonlósága erős, a többi aspektus fajainak hasonlósága minimális **(5. táblázat)**.

5. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összehasonlítása a JACCARD-féle fajazonossági index segítségével (Dunaföldvár–Harta szakasz)

Table 5: Comparison of waterbird populations in different aspects using the JACCARD species similarity coefficient

1. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	32%	24%	27%	44%	**74%**
tavasz		100%	33%	44%	29%	26%
nyár			100%	40%	28%	25%
kora ősz				100%	39%	25%
ősz					100%	47%
tél						100%

5.2. A Harta–Ordas szakasz (1546–1537 fkm)

A *téli aspektus*ban 28 vízimadárfaj 19 894 példánya került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás értéke 710 pld./10 fkm volt. A legmagasabb dominanciát és konstanciát a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kerceréce (*Bucephala clangula*) és a nyári

lúd (*Anser anser*) mutatta, de emellett még a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és nagy lilik (*Anser albifrons*) is viszonylag magas értékeket értek el. Konstans faj volt a szürke gém (*Ardea cinerea*) is, de lényegesen alacsonyabb számban, mint az előzőek.

A *kora tavaszi aspektus*ban összesen 33 faj 7932 példányát vettük számba. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 240 pld./10 fkm volt. A dominancia és konstancia tekintetében még mindig a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) mutatta a legnagyobb értékeket, de túlsúlya már nem akkora, mint télen. Nagy számban volt jelen a barátréce (*Aythya ferina*), a kerceréce (*Bucephala clangula*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) is. Utóbbi minden alkalommal megfigyelésre került.

A *tavaszi aspektus*ban 33 faj 999 példánya került szem elé. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos sűrűség 30 pld./10 fkm volt. Domináns és magas konstanciájú a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) volt. Kis példányszámban ugyan, de magas konstanciával szerepel a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a szürke gém (*Ardea cinerea*), a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) is.

A *nyári aspektus*ban 27 faj 1123 példányát számoltuk. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 42 pld./10 fkm volt. Domináns faj volt ekkor a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*). Alacsony példányszámú konstans faj volt a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*).

A *kora őszi aspektus* 25 faj 1996 példányát tudta felmutatni. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 78 pld./10 fkm volt. A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) volt domináns és konstans faj is egyben, de a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) konstanciája is közel maximális értéket mutat.

Az *őszi aspektus*ban 25 faj 10 636 példányát figyeltük meg. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás alakulása: 425 pld./10 fkm. A domináns-konstans faj a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) volt. Alacsony egyedszámban, de konstans fajként jelent meg a szürke gém (*Ardea cinerea*), illetve domináns volt a nyári lúd (*Anser anser*), de konstanciaértéke alacsony maradt.

6. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összehasonlítása a JACCARD-féle fajazonossági index segítségével (Harta–Ordas szakasz)

Table 6: Comparison of waterbird populations in differents aspects using the JACCARD species similarity coefficient

2. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	35%	20%	23%	**57%**	**74%**
tavasz		100%	**58%**	45%	38%	30%
nyár			100%	44%	21%	15%
kora ősz				100%	25%	23%
ősz					100%	**66%**
tél						100%

A *teljes szezon*ban összesen 61 faj 42 580 példányát regisztráltuk. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos sűrűség 698 pld./10 fkm volt. A szakasz meghatározó fajai voltak a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) (dominancia-kostancia), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a nagy kócsag (*Egretta alba*) a szürke gém (*Ardea cinerea*), a dankasirály (*Larus*

ridibundus) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) (konstancia).

A fajazonosságok tekintetében a kora tavasz és a tél volt a leghasonlóbb fajkészletű, az ősz és a tél, a kora tavasz és az ősz, illetve a tavasz és a nyár hasonlósága valamivel gyengébb, de még kimutatható **(6. táblázat)**.

5.3. Az Ordas–Paks szakasz (1536–1527 fkm)

A *téli aspektus*ban 28 faj 17 264 példánya került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 616 pld./10 fkm volt. Domináns és egyben konstans faj volt a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), de konstanciaértéke alapján a kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*), a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) is jelentős fajként szerepelt.

A *kora tavaszi aspektus*ban 29 faj 5744 példányát észleltük. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos sűrűség 198 pld./10 fkm volt. A dominanciában a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) „végzett az élen”, és a konstanciát tekintve is csak ez a három faj mutatott maximális értéket.

A *tavaszi aspektus*ban 24 faj 636 példánya került elő. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 26 pld./10 fkm volt. Egyedüli domináns-konstans faj a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) volt, szubdominánsnak az alacsony számban jelen lévő dankasirály (*Larus ridibundus*), a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) és a fattyúszerkő (*Chlidonias hybrida*) tekinthető.

A *nyári aspektus* 20 fajt és 1518 példányt hozott. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitást tekintve 76 pld./10 fkm értéket kaptam. Domináns és konstans fajnak leginkább a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) felelt meg, de a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) is viszonylag magas dominanciával és maximális konstanciával volt jelen, akárcsak a dankasirály (*Larus ridibundus*).

A *kora őszi aspektus*ban 24 faj 3072 példányát sikerült távcső elé hozni. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 128 pld./10 fkm volt. A domináns és egyben konstans faj a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) lett, továbbá a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) jelent meg nagyobb számban. A szürke gém (*Ardea cinerea*) konstanciája maximális volt ugyan, de példányszámban messze elmaradt ez előzőektől.

7. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összehasonlítása JACCARD-féle fajazonossági index segítségével (Ordas–Paks szakasz)

Table 7: Comparison of waterbird populations in different aspects using the JACCARD species similarity coefficient

3. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	20%	23%	23%	42%	**68%**
tavasz		100%	**57%**	50%	28%	21%
nyár			100%	**52%**	31%	20%
kora ősz				100%	39%	27%
ősz					100%	**52%**
tél						100%

Az *őszi aspektus*ban összesen 22 faj 9405 példányát vettük számba. Az egy fajra vonatkoztatott átlagos denzitás 427 pld./10 fkm volt. Domináns és konstans maradt a tőkés

réce (*Anas platyrhynchos*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), de mellettük a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*), a dankasirály (*Larus ridibundus*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) is konstansként volt jelen.

A *teljes szezon*ban 57 faj 37 639 példányát regisztráltuk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 660 pld./10 fkm volt. Meghatározó fajok voltak a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) (dominancia-konstancia), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) (dominancia) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) (konstancia)**.**

Az aspektusok közötti hasonlóság a tél és a kora tavasz viszonylatában érzékelhető, de a tavasz és a nyár, az ősz és a tél, illetve a kora ősz és a nyár között is mutatkozik némi hasonlóság **(7. táblázat)**.

5.4. A Paks–Gerjen szakasz (1526-1527 fkm)

A *téli aspektus*ban 30 faj 20 596 példányát ellenőriztük. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 686 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans faj a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) volt. Konstanciát tekintve a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) emelendő ki.

A *kora tavaszi aspektus*ban 33 faj 4216 példányával találkoztunk. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 128 pld./10 fkm volt. A domináns fajok a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) voltak. Magas konstanciát mutatott a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*).

A *tavaszi aspektus*ban 27 faj 451 példányát regisztráltuk. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 16 pld./10 fkm volt. Állandónak és dominánsnak a kis kócsag (*Egretta garzetta*), a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) mondható. Szubdomináns volt a szürke gém (*Ardea cinerea*).

A *nyári aspektus*ban 18 faj 1221 példánya került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 67 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans faj szerepét ebben az időszakban magasan a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) töltötte be, de viszonylagos állandóságot mutatott a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) is.

A *kora őszi aspektus*ban 21 faj 2256 példányát észleltük. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 107 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans faj szerepét a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a dankasirály (*Larus ridibundus*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) töltötte be. A szürke gémnek (*Ardea cinerea*) volt még közepesen magas értékű a konstanciája.

8. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összehasonlítása a JACCARD-féle fajazonossági index segítségével (Paks–Gerjen szakasz)

Table 8: Comparison of waterbird populations in different aspects using the JACCARD species similarity coefficient

4. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	28%	31%	35%	49%	**62%**
tavasz		100%	50%	45%	29%	19%
nyár			100%	**56%**	29%	20%
kora ősz				100%	30%	24%
ősz					100%	44%
tél						100%

Az *őszi aspektus*ban 22 faj 10 329 példánya került elő számlálásaink során. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 469 pld./10 fkm volt. Dominánsnak és konstansnak a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) emelhető ki. Konstancia értéke alapján a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) mondható állandónak, melyen kívül a maximális állandóságot még a dankasirály (*Larus ridibundus*) mutatta.

A *teljes szezonban* 58 faj 39 069 példányát jegyeztük fel. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 673 pld./10 fkm volt. Meghatározó fajok a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) (dominancia-konstancia), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) (dominancia) és a dankasirály (*Larus ridibundus*), valamint a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) (konstancia).

A fajazonosság szempontjából legnagyobb hasonlósággal jellemezhető a kora tavasz és a tél, valamint a nyár és a kora ősz aspektusok **(8. táblázat)**.

5.5. A Gerjen–Fajsz szakasz (1516–1507 fkm)

A *téli aspektus*ban 30 faj 15 564 példánya került megfigyelésre. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 519 pld./10 fkm volt. A domináns kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) mellett nagy egyedszámban figyeltük meg a kercerécét (*Bucephala clangula*). Az állandóságot tekintve a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*), a dankasirály (*Larus ridibundus*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) ért el magas értékeket.

A *kora tavaszi aspektus*ban 26 faj 4660 példánya került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 179 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans fajok a szokásosak voltak: a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*). Emellett szinte állandó volt a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*).

A *tavaszi aspektus*ban 22 faj 511 példánya került elénk. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 83 pld./10 fkm volt. Domináns maradt a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), de mellé társult ezúttal a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) is, igaz jóval alacsonyabb példányszámban.

A *nyári aspektus*ban 19 faj 1527 egyede képviseltette magát. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 80 pld./10 fkm volt. Domináns fajnak a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a két sirályfaj (*Larus* sp.) bizonyult, ám a konstanciát tekintve a dankasirály (*Larus ridibundus*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) ért el magas értékeket.

9. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összehasonlítása a JACCARD-féle fajazonossági index alkalmazásával (Gerjen–Fajsz szakasz)

Table 9: Comparison of waterbird populations in different aspects using the JACCARD species similarity coefficient

5. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	20%	22%	31%	**53%**	**60%**
tavasz		100%	**58%**	34%	27%	21%
nyár			100%	38%	26%	20%
kora ősz				100%	28%	21%
ősz					100%	**61%**
tél						100%

A *kora őszi aspektus*ban 21 faj 6965 egyedét vettük számba. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 331 pld./10 fkm volt. Dominánsként és konstansként a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a két sirályfaj (*Larus* sp.) jelent meg. Konstans volt a szürke gém

(*Ardea cinerea*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), de lényegesen kisebb egyedszámmal.

Az *őszi aspektus*ban összesen 20 faj 13 257 egyede került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 663 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans fajok a következők voltak: tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és dankasirály (*Larus ridibundus*). Konstans, de kis egyedszámú faj volt a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*).

A *teljes szezon*ban 55 faj 42 484 példányát figyeltük meg. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 772 pld./10 fkm volt. A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) voltak dominánsak. A konstancia a dankasirály (*Larus ridibundus*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) esetében volt átlagon felüli.

Az aspektusok fajazonossága az ősz és a tél, a kora tavasz és a tél, illetve a tavasz és a nyár esetében kifejezett, és az ősz a kora tavasszal is mutat némi hasonlóságot **(9. táblázat)**.

5.6. A Fajsz–Sükösd szakasz (1506–1497 fkm)

A *téli aspektus*ban 33 faj 33 080 példánya került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 1002 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) mellett szubdomináns volt a kerceréce (*Bucephala clangula*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*). Konstans, de alacsony egyedszámú fajként a szürke gém (*Ardea cinerea*), a dankasirály (*Larus ridibundus*), a kontyos réce (*Aythya fuligula*) és a barátréce (*Aythya ferina*) jelent meg.

A *kora tavaszi aspektus*ban 27 faj 7445 egyedét sikerült megfigyelnünk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 275 pld./10 fkm volt. Domináns-konstans fajnak ezúttal is a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) bizonyult, mellé szubdominánsként a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) társult. A konstanciát tekintve a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) és a barátréce (*Aythya ferina*) érdemel említést.

A *tavaszi aspektus*ban 21 faj 742 példányát sikerült távcső elé hozni. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 35 pld./10 fkm volt. Domináns a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) lett, mellette szubdominánsként a kis kócsag (*Egretta garzetta*) volt jelen. Konstans volt a szürke gém (*Ardea cinerea*).

A *nyári aspektus*ban 19 faj 949 példánya lett regisztrálva. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 50 pld./10 fkm volt. Domináns-konstans faj volt ekkor a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*), mellettük a dankasirály (*Larus ridibundus*), a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a kis kócsag (*Egretta garzetta*) dominanciája és konstanciája magas.

A *kora őszi aspektus*ban 18 faj 7589 példánya került elénk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 421 pld./10 fkm volt. A leginkább domináns-konstans faj ezúttal is a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) lett, mellé szubdominánsként társult a két sirályfaj (*Larus* sp.). Konstansnak bizonyult a szürke gém (*Ardea cinerea*) is.

Az *őszi aspektus*ban 22 faj 18 822 egyede került elő. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 855 pld./10 fkm volt. Szinte egyedüli domináns-konstans fajként újfent a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) jelent meg, de a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) száma is magas volt, emellett konstanciája miatt a szürke gém (*Ardea cinerea*) kap nagyobb hangsúlyt.

A *teljes szezon*ban 56 faj 68 627 egyedét regisztráltuk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 1225 pld./10 fkm volt. A két konstans faj közül csak a tőkés réce (*Anas*

platyrhynchos) dominanciája volt kimagasló, de a szubdomináns kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és kerceréce (*Bucephala clangula*) mennyisége is említést érdemel. A szürke gémet (*Ardea cinerea*) is majdnem minden alkalommal láttuk.

Az aspektusok fajazonossága a kora tavasz és a tél, illetve a tavasz és a nyár viszonylatában mutatott legnagyobb hasonlóságot, de az ősz és a tél hasonlatossága sem elhanyagolható **(10. táblázat)**.

10. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összevetése a JACCARD-féle fajazonossági index segítségével (Fajsz–Sükösd szakasz)

Table 10: Comparison of waterbird populations in differents apsects using the JACCARD species similarity coefficient

6. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	30%	21%	32%	48%	**54%**
tavasz		100%	**60%**	44%	26%	23%
nyár			100%	42%	21%	18%
kora ősz				100%	38%	24%
ősz					100%	**53%**
tél						100%

5.7. A Sükösd–Érsekcsanád szakasz (1496–1487 fkm)

A *téli aspektus*ban 30 faj 41 226 példányát figyeltük meg. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 1374 pld./10 fkm volt. A dominanciát és konstanciát nézve is legmagasabb értéket elérő faj a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) volt, maga mögé utasítva ezzel a kárókatonát (*Phalacrocorax carbo*) és a kontyos récét (*Aythya fuligula*). Az alacsony számú szürke gém (*Ardea cinerea*) a szokásosnak megfelelően a konstanciát tekintve magas, de a dominanciája gyenge.

A *kora tavaszi aspektus*ban összesen 29 faj 10 777 példánya lett jegyezve. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 371 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) mellett a dominanciát nézve kiemelendő a fütyülő réce (*Anas penelope*) és a barátréce (*Aythya ferina*) jelenléte.

A *tavaszi aspektus*ban 22 faj 556 egyedét sikerült megfigyelnünk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 25 pld./10 fkm volt. Domináns fajok a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a szürke gém (*Ardea cinerea*), a bíbic (*Vanellus vanellus*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*). További szubdomináns-konstans fajok a kis kócsag (*Egretta garzetta*) és a barna kánya (*Milvus migrans*).

A *nyári aspektus*ban 17 faj 1189 egyede került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 70 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), kis kócsag (*Egretta garzetta*) és a két sirályfaj (*Larus* sp.) mellett a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) dominanciája is magas.

A *kora őszi aspektus*ban 22 faj 3933 egyedét észleltük. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 178 pld./10 fkm volt. Domináns és egyben állandó faj volt a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a két sirályfaj (*Larus* sp.). A gémfélék közé tartozó kis kócsag (*Egretta garzetta*) és szürke gém (*Ardea cinerea*) mellett a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) volt konstans.

Az *őszi aspektus*ban 28 faj 25 843 példányát regisztráltuk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 922 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans fajokat magasan a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) képviselte. Mellette a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a

szürke gém (*Ardea cinerea*) konstanciája volt 100%-os.

A *teljes szezon*ban 48 faj 83 524 egyede került elénk. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 1740 pld./10 fkm volt. A szakasz meghatározó fajai a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) (dominancia-konstancia), a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) (konstancia), a bukórécék közül pedig a kerceréce (*Bucephala clangula*), a barátréce (*Aythya ferina*) és a kontyos réce (*Aythya fuligula*), valamint az úszórécék közé tartozó fütyülő réce (*Anas penelope*) (dominancia).

Az aspektusok fajazonossága tekintetében sok újat nem tapasztaltam, mert az ősz és a tél hasonlóságán túl továbbra is a kora tavasz és a tél, illetve a tavasz és a nyár közötti összefüggés maradt a domináns **(11. táblázat)**.

11. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek értékelése a JACCARD-féle fajazonossági index segítségével (Sükösd–Érsekcsanád szakasz)

Table 11: Comparison of waterbird populations in different aspects using the JACCARD species similarity coefficient

7. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	31%	24%	34%	**54%**	**74%**
tavasz		100%	**63%**	**52%**	32%	24%
nyár			100%	50%	25%	18%
kora ősz				100%	43%	37%
ősz					100%	**71%**
tél						100%

5.8. Az Érsekcsanád–Baja szakasz (1486–1479 fkm)

A *téli aspektus*ban 32 faj 30 782 példánya került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 961 pld./8 fkm volt. Domináns fajnak a nagy kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a barátréce (*Aythya ferina*) bizonyult. Egyedüli állandó és szintén domináns faj, pedig a szárcsa (*Fulica atra*) volt. A dankasirály (*Larus ridibundus*) konstanciája is viszonylag magas.

A *kora tavaszi aspektus*ban 30 faj 11 769 egyedét sikerült távcső elé hozni. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 392 pld./8 fkm volt. A domináns-konstans fajok közül a megszokott tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) emelendő ki. Továbbá a barátréce (*Aythya ferina*), a szárcsa (*Fulica atra*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) mennyisége ért el domináns/konstans értékeket.

A *tavaszi aspektus*ban 19 faj 1127 példánya került regisztrálásra. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség értéke 59 pld./8 fkm volt. A domináns faj ezúttal is a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) lett, de mellé szubdominánsnak a szürke gém (*Ardea cinerea*) társult.

A *nyári aspektus*ban 16 faj 1239 egyedét sikerült számba venni. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 77 pld./8 fkm volt. Dominanciája-konstanciája alapján első helyen a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), mögötte a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) végzett. Konstans volt két gémfaj, a kis kócsag (*Egretta garzetta*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) jelenléte.

A *kora őszi aspektus*ban 13 faj 3384 egyedét jegyeztük fel. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás alakulása: 260 pld./8 fkm volt. A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), mint domináns-konstans faj csak kevéssel előzte meg a két sirályfajt (*Larus* sp.) A szürke gém (*Ardea cinerea*) is konstans besorolást kapott.

Az *őszi aspektus* során 22 faj 13 801 példánya képviselte a vízimadarakat. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 627 pld./8 fkm volt. A papírformának megfelelően a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) és a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) voltak azok, amelyek domináns-konstans státuszt töltöttek be. A két sirályfaj (*Larus* sp.) konstans volt ugyan, de alacsonyabb egyedszámban voltak jelen.

A *teljes szezon*ban 51 faj 62 102 példánya került elénk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 1218 pld./8 fkm volt. A dominanciát-konstanciát tekintve meghatározó fajok a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a barátréce (*Aythya ferina*), a szárcsa (*Fulica atra*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) voltak. Csak konstans volt a szürke gém (*Ardea cinerea*) jelenléte.

12. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összehasonlítása a JACCARD-féle fajazonossági index alkalmazásával (Érsekcsanád–Baja szakasz)

Table 12: Comparison of waterbird populations in different aspects using the JACCARD species similarity coefficient

8. szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	23%	18%	19%	49%	**68%**
tavasz		100%	**59%**	**52%**	28%	24%
nyár			100%	**71%**	27%	20%
kora ősz				100%	25%	18%
ősz					100%	**59%**
tél						100%

A fajazonosságok ennél a szakasznál is a trendek szerint alakulnak, tehát a tél és a kora tavasz, illetve a tavasz és a nyár hasonlósága megmaradt, de érdekes módon a kora ősz és a nyár viszonya a legkifejezettebb ezen a szakaszon, továbbá a tavasz és a kora ősz, illetve az ősz és a tél között is mutatható ki hasonlóság **(12. táblázat)**.

5.9. A teljes Dunaföldvár–Baja szakasz (1560–1479 fkm)

A *téli aspektus*ban 44 faj 187 784 példányát figyeltük meg. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 4267 pld./10 fkm volt. A legnagyobb dominanciát mutató konstans tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) mellett a bukórécék, úgymint a kerceréce (*Bucephala clangula*), a barátréce (*Aythya ferina*) és a kontyos réce (*Aythya fuligula*) voltak legnagyobb számban a második helyen szereplő kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) mellett. Mindenkor jelentkezett még a kis (*Tachybaptus ruficollis*) és a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*), a szürke gém (*Ardea cinerea*), a nyári lúd (*Anser anser*), a fütyülő (*Anas penelope*), a csörgő (*Anas crecca*) és a nyílfarkú réce (*Anas acuta*), a kis bukó (*Mergus albellus*), a rétisas (*Haliaeetus albicilla*), a szárcsa (*Fulica atra*), a danka- (*Larus ridibundus*), a vihar- (*Larus canus*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*).

Szakaszunkon a téli aspektusban van jelen a legtöbb madár, melyeket leginkább az úszórécék, a bukórécék és a kárókatonák képviselnek, de ilyenkor tetőzik a ludak és a vöcskök száma is. Ekkor van a sirályok minimuma.

A *kora tavaszi aspektus*ban 48 faj 59 788 példánya került távcső elé. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 1245 pld./10 fkm volt. Domináns és egyben konstans a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), szubdomináns-konstans pedig a kerceréce (*Bucephala clangula*), a barátréce (*Aythya ferina*) és a dankasirály (*Larus ridibundus*) lett. Konstans volt még a fütyülő réce (*Anas penelope*), a búbos vöcsök

(*Podiceps cristatus*), a kontyos réce (*Aythya fuligula*), a szürke gém (*Ardea cinerea*) és a rétisas (*Haliaeetus albicilla*).

A kora tavaszi aspektus jellemző fajai az úszórécék közül kerülnek ki, de a kárókatonák, bukórécék és már a sirályok száma is meghatározó lehet.

A *tavaszi aspektus* 49 faj 5509 példányát tudta felmutatni. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 112 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) mellett a szintén domináns és állandó szürke gém (*Ardea cinerea*), a kis kócsag (*Egretta garzetta*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a két sirályfaj (*Larus* sp.) mutat magas értéket. Konstans volt továbbá a barna kánya (*Milvus migrans*) is.

Ezt az aspektust is az úszórécék tömegessége jellemzi, de a sirályok és a gémfélék, valamint partimadarak is megjelennek az alkalmas élőhelyeken.

A *nyári aspektus*ban 39 faj 9137 egyedét sikerült megfigyelnünk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 234 pld./10 fkm volt. A domináns fajok között a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a danka- (*Larus ridibundus*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) mellett a szubdomináns kis kócsag (*Egretta garzetta*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) jelenléte volt meghatározó.

A nyári aspektust az előzőekhez képest jóval kisebb dominanciájú úszórécék, sirályok (*Larus* sp.) és partimadarak tömege jellemzi.

A *kora őszi aspektus*t 52 faj 30 933 példánya fémjelezte. Az egy fajra vonatkoztatott sűrűség 595 pld./10 fkm volt. A domináns-konstans faj a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), a dankasirály (*Larus ridibundus*) és a sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) volt, de a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) jelenléte is meghatározónak mondható. Ezeken kívül a szintén konstans szürke gém (*Ardea cinerea*) száma volt kimagasló. Csak a konstanciát nézve a rétisas (*Haliaeetus albicilla*) is a maximumot mutatta.

A kora őszi aspektusban is az úszórécék domináltak, de a sirályok és a ragadozók is jelentős konstanciával képviseltették magukat.

Az *őszi aspektus*ban 45 faj 108 170 egyedét figyeltük meg. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 2403 pld./10 fkm volt. A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) dominánciája és konstanciája kimagasló, mellette a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) és a két sirályfaj (*Larus* sp.) ért el magas értékeket. Konstans faj volt az igen alacsony számú kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*), a nagy kócsag (*Egretta alba*) és a szürke gém (*Ardea cinerea*) is.

Az őszi aspektus sem hozott nagy változást, hisz az úszórécék és a gémfélék aránya nőtt, akárcsak a kárókatonáké, a sirályok száma viszont valamelyest lecsökkent.

13. táblázat: Az aspektusok vízimadár-közösségeinek összehasonlítása a JACCARD-féle fajazonossági index segítségével (teljes Dunaföldvár–Baja szakasz)

Table 13: Comparison of waterbird populations in different aspects using the JACCARD species similarity coefficient in each season

Teljes szakasz	kora tavasz	tavasz	nyár	kora ősz	ősz	tél
kora tavasz	100%	49%	28%	47%	**58%**	**67%**
tavasz		100%	**60%**	**68%**	49%	37%
nyár			100%	49%	29%	19%
kora ősz				100%	45%	35%
ősz					100%	**68%**
tél						100%

A *teljes szezon*ban 83 vízimadárfaj 401 321 példányát regisztráltuk. Az egy fajra vonatkoztatott denzitás 4835 pld./10 fkm volt. A dominancia-konstancia alapján meg-

határozó szerepe volt a szürke gémnek (*Ardea cinerea*), a tőkés récének (*Anas platyrhynchos*), a kárókatonának (*Phalacrocorax carbo*), a dankasirálynak (*Larus ridibundus*) és a sárgalábú sirálynak (*Larus michahellis*). A dominancia alapján a nyári lúd (*Anser anser*), a barátréce (*Aythya ferina*), a kerceréce (*Bucephala clangula*) és a szárcsa (*Fulica atra*) értéke kimagasló. A konstanciája a búbos vöcsöknek (*Podiceps cristatus*), a nagy kócsagnak (*Egretta alba*) és a rétisasnak (*Haliaeetus albicilla*) volt közel állandó.

Az aspektusok közötti fajazonosság a tél és az ősz, valamint a kora ősz és a tavasz viszonylatában volt a legmagasabb, emellett a tél és a kora tavasz, az ősz és a kora tavasz, illetve a tavasz és a nyár hasonlósága érdemel említést **(13. táblázat)**.

6. A TELJES SZAKASZ VÍZIMADARAINAK FAJI SZINTŰ ÉRTÉKELÉSE

A 64 megfigyelési napon eddig összesen 83 vízimadárfaj került távcső elé. Az előfordulások gyakorisága szerint 28 faj rendszeresen, 16 jellemzően, de kevésbé rendszeresen fordul elő, a megfigyelt fajok többsége – 39 faj – pedig ritkábban megjelenőnek tekinthető **(14. táblázat)**.

A „vízimadarak” szó jelentését tekintve eredetileg csak az Anseriformes rend tagjaira vonatkozik, de ennek egy kibővített értelmezése alapján (FARAGÓ, 1996a) az említett lúdalakúak mellett az alábbi táblázatban – ahol státuszuk megjelölésével a szinkronnapokon észlelt fajok listája található – szereplő családokba tartozó fajokat vettük fel.

Előfordulási alkalmak lehetséges száma:

a) téli aspektusban 1–14
b) kora tavaszi aspektusban 1–11
c) tavaszi aspektusban 1–9
d) nyári aspektusban 1–9
e) kora őszi aspektusban 1–9
f) őszi aspektusban 1–12

g) *Jellemzőség*
- ■ jellemző, rendszeres, jelentős számú faj
- ◘ jellemző, de kevésbé rendszeres és/vagy kis számban előforduló faj
- □ kevésbé jellemző, rendszertelen és/vagy ritka faj

h) *Védettségi kategória*
- V védett faj (KöM, 2001)
- F fokozottan védett faj (KöM, 2001)
- – nem védett és/vagy lőhető faj (FVM, 2000)

14. táblázat: A vizsgálati területen megfigyelt madárfajok listája és rendszertani besorolása

Table 14: List of observed species according to their taxonomical order

Magyar családnév	**Tudományos családnév**									
Magyar név	***Tudományos név***	**HURING kód**	**a)**	**b)**	**c)**	**d)**	**e)**	**f)**	**g)**	**h)**
Récefélék	**Anatidae**									
Bütykös hattyú	*Cygnus olor*	CYGOLO	8	4	2	0	3	10	■	–
Vetési lúd	*Anser fabalis*	ANSFAB	9	0	0	0	0	4	◘	–
Nagy lilik	*Anser albifrons*	ANSALB	12	4	0	0	0	3	■	–
Nyári lúd	*Anser anser*	ANSANS	14	8	0	0	0	4	■	V
Bütykös ásólúd	*Tadorna tadorna*	TADTAD	0	2	0	0	1	0	□	V
Mandarinréce	*Aix galericulata*	AIXGAL	2	1	0	0	0	0	□	–

Kisasszonyréce	*Aix sponsa*	AIXSPO	0	1	0	0	0	0	□	–
Pézsmaréce	*Cairina moschata*	CAIMOS	5	3	2	0	1	2	◘	–
Fütyülő réce	*Anas penelope*	ANAPEN	14	11	1	0	1	11	■	V
Kendermagos réce	*Anas strepera*	ANASTR	13	8	2	0	1	8	■	V
Csörgő réce	*Anas crecca*	ANACRE	14	10	1	0	3	10	■	–
Tőkés réce	*Anas platyrhynchos*	ANAPLA	14	11	9	9	9	12	■	–
Nyílfarkú réce	*Anas acuta*	ANAACU	14	5	0	0	1	11	■	V
Böjti réce	*Anas querquedula*	ANAQUE	0	4	2	0	1	0	□	V
Kanalas réce	*Anas clypeata*	ANACLY	2	5	2	0	1	1	◘	V
Üstökös réce	*Netta rufina*	NETRUF	2	1	0	0	0	1	□	V
Barátréce	*Aythya ferina*	AYTFER	14	11	5	2	1	9	■	V
Cigányréce	*Aythya nyroca*	AYTNYR	5	4	2	0	1	2	◘	F
Kontyos réce	*Aythya fuligula*	AYTFUL	14	11	4	0	2	11	■	V
Hegyi réce	*Aythya marila*	AYTMAR	7	6	0	0	0	1	◘	V
Jeges réce	*Clangula hyemalis*	CLAHYE	3	4	0	0	0	2	□	V
Fekete réce	*Melanitta nigra*	MELNIG	4	0	0	0	1	0	□	V
Füstös réce	*Melanitta fusca*	MELFUS	6	7	0	0	0	1	◘	V
Kerceréce	*Bucephala clangula*	BUCCLA	14	11	2	1	1	6	■	-
Kis bukó	*Mergus albellus*	MERALB	13	7	0	0	0	0	■	V
Örvös bukó	*Mergus serrator*	MERSER	6	7	2	0	0	2	◘	V
Nagy bukó	*Mergus merganser*	MERMER	13	10	1	0	0	8	■	V
Halcsontfarkú réce	*Oxyura jamaicensis*	OXYJAM	0	1	0	0	0	0	□	–
Búvárfélék	**Gaviidae**									
Északi búvár	*Gavia stellata*	GAVSTE	3	0	0	0	0	3	□	V
Sarki búvár	*Gavia arctica*	GAVARC	5	0	0	0	0	4	□	V
Vöcsökfélék	**Podicipedidae**									
Füles vöcsök	*Podiceps auritus*	PODAUR	1	0	0	0	0	0	□	V
Feketenyakú vöcsök	*Podiceps nigricollis*	PODNIG	1	1	1	0	2	0	□	V
Kis vöcsök	*Tachybaptus ruficollis*	TACRUF	14	11	0	0	2	12	■	V
Búbos vöcsök	*Podiceps cristatus*	PODTUS	14	11	5	6	3	11	■	V
Vörösnyakú vöcsök	*Podiceps grisegena*	PODGRI	2	0	0	0	0	0	□	V
Kárókatonafélék	**Phalacrocoracidae**									
Kárókatona	*Phalacrocorax carbo*	PHACAR	14	11	9	8	9	12	■	–
Kis kárókatona	*Phalacrocorax pygmeus*	PHAPYG	6	5	0	0	0	0	◘	F
Gémfélék	**Ardeidae**									
Bakcsó	*Nycticorax nycticorax*	NYCNYC	0	0	6	3	4	0	◘	F
Kis kócsag	*Egretta garzetta*	EGRGAR	0	0	9	9	8	2	■	F
Nagy kócsag	*Egretta alba*	EGRALB	13	10	7	8	7	12	■	F
Szürke gém	*Ardea cinerea*	ARDCIN	14	11	9	9	9	12	■	V
Vörös gém	*Ardea purpurea*	ARDPUR	0	0	1	1	0	0	□	F
Fekete gólya	*Ciconia nigra*	CICNIG	0	2	7	7	4	1	◘	F
Fehér gólya	*Ciconia ciconia*	CICCIC	0	1	7	7	1	0	◘	F
Íbiszfélék	**Threskiornithidae**									
Kanalasgém	*Platalea leucorodia*	PLALEU	0	0	0	1	0	0	□	F
Vágómadárfélék	**Accipitridae**									
Barna kánya	*Milvus migrans*	MILMIG	0	0	9	9	5	0	■	F
Vörös kánya	*Milvus milvus*	MILMIL	3	7	5	4	3	4	■	F
Rétisas	*Haliaeetus albicilla*	HALALB	14	11	7	7	9	11	■	F
Barna rétihéja	*Circus aeruginosus*	CIRAER	1	2	7	4	2	1	◘	V
Halászsasfélék	**Pandionidae**									
Halászsas	*Pandion haliaetus*	PANHAL	0	1	2	0	4	0	□	F
Guvatfélék	**Rallidae**									
Vízityúk	*Gallinula chloropus*	GALCHL	2	0	0	0	0	0	□	V

Szárcsa	*Fulica atra*	FULATR	14	8	0	0	0	2	■	–
Csigaforgatófélék	**Haematopodidae**									
Csigaforgató	*Haematopus ostralegus*	HAEOST	0	0	1	0	3	0	□	V
Gulipánfélék	**Recurvirostridae**									
Gólyatöcs	*Himantopus himantopus*	HIMHIM	0	0	2	2	0	0	□	F
Gulipán	*Recurvirostra avosetta*	RECAVO	0	0	1	1	1	0	□	F
Lilefélék	**Charadriidae**									
Kis lile	*Charadrius dubius*	CHADUB	0	1	4	4	2	0	◘	V
Bíbic	*Vanellus vanellus*	VANVAN	1	4	6	3	0	4	■	V
Szalonkafélék	**Scolopacidae**									
Fenyérfutó	*Calidris alba*	CALALB	0	0	0	0	1	0	□	V
Apró partfutó	*Calidris minuta*	CALMIN	0	0	0	0	1	0	□	V
Sarlós partfutó	*Calidris ferruginea*	CALFER	0	0	0	1	0	0	□	V
Havasi partfutó	*Calidris alpina*	CALALP	0	0	2	0	1	1	□	V
Pajzsoscankó	*Philomachus pugnax*	PHIPUG	0	1	1	2	0	0	□	V
Nagy póling	*Numenius arquata*	NUMARQ	0	0	1	1	0	0	□	F
Füstös cankó	*Tringa erythropus*	TRIERY	0	0	0	1	1	0	□	V
Piroslábú cankó	*Tringa totanus*	TRITOT	0	1	0	2	1	0	□	F
Szürke cankó	*Tringa nebularia*	TRINEB	0	0	2	2	2	0	□	V
Erdei cankó	*Tringa ochropus*	TRIOCH	0	2	2	3	1	0	□	V
Réti cankó	*Tringa glareola*	TRIGLA	0	0	1	1	0	0	□	V
Billegetőcankó	*Actitis hypoleucos*	ACTHYP	0	0	7	9	7	4	■	V
Sárszalonka	*Gallinago gallinago*	GALGAL	0	0	0	0	1	0	□	V
Halfarkasfélék	**Stercorariidae**									
Nagy halfarkas	*Stercorarius skua*	STESKU	0	0	0	0	0	1	□	V
Szélesfarkú halfarkas	*Stercorarius pomarinus*	STEPOM	0	0	0	0	0	1	□	V
Sirályfélék	**Laridae**									
Szerecsensirály	*Larus melanocephalus*	LARMEL	0	0	2	1	4	1	◘	V
Kis sirály	*Larus minutus*	LARMIN	0	0	3	1	1	1	□	V
Dankasirály	*Larus ridibundus*	LARRID	14	11	9	9	9	12	■	V
Viharsirály	*Larus canus*	LARCAN	14	11	1	0	2	4	■	V
Sárgalábú sirály	*Larus michahellis*	LARMIC	14	11	9	9	9	12	■	–
Heringsirály	*Larus fuscus*	LARFUS	0	0	0	1	1	0	□	V
Csérfélék	**Sternidae**									
Kacagócsér	*Gelochelidon nilotica*	GELNIL	0	0	0	1	0	0	□	V
Lócsér	*Hydroprogne caspia*	HYDCAS	0	0	0	0	1	0	□	V
Küszvágó csér	*Sterna hirundo*	STEHIR	0	0	8	4	1	0	◘	V
Fattyúszerkő	*Chlidonias hybrida*	CHLHYB	0	0	3	2	3	0	□	F
Kormos szerkő	*Chlidonias niger*	CHLNIG	0	0	5	5	5	1	◘	F

6.1.Gyakori, rendszeres fajok

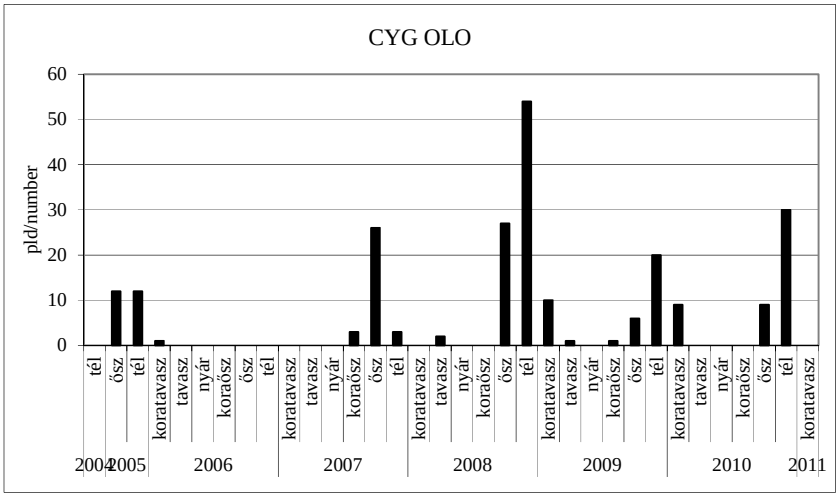
6.1.1. Bütykös hattyú (*Cygnus olor*)

Hazai státusz: Hazai fészkelőállománya 260-400 pár. Télen a jégmentes vizeken (Balaton, Duna) ezres nagyságrendben telel át. Ilyenkor az északi populációkkal gyarapszik a Kárpát-medencei állomány (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Rendszeres, de alacsony számú telelő faj szakaszunkon. A környék halastavain, nagyobb belvízfoltjain gyakori költő.

Állománydinamika: Októberben kezdenek megjelenni példányai, majd ősszel/télen kulminál számuk, míg kora tavasszal többnyire elhagyja a folyót. Dunakanyari, mohácsi

viszonylatban elhanyagolható mennyiségben fordul elő nálunk. A 64 megfigyelőnapon 27 alkalommal került távcső elé összesen 227 példányban.



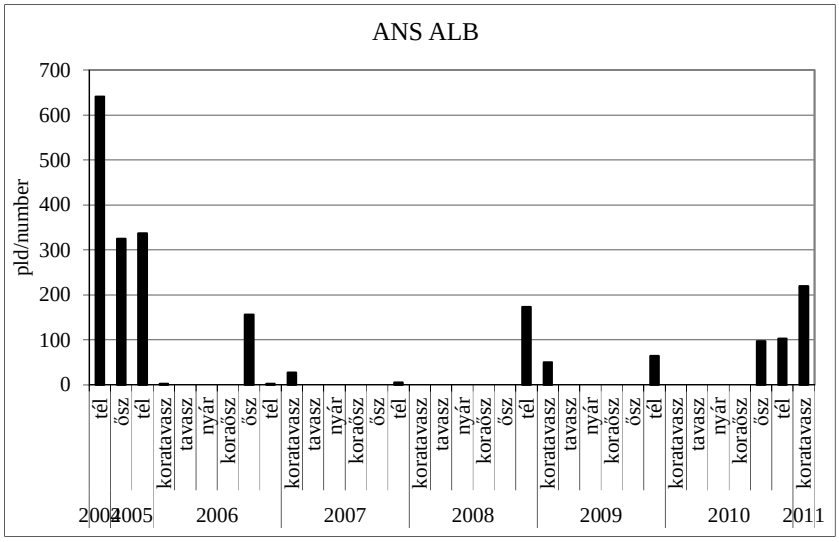
12. ábra: A bütykös hattyú (*Cygnus olor*) állománydinamikája
Figure 12: Population dynamics of Mute Swan (*Cygnus olor*)

Diszperzió: Leginkább a gemenci területeket kedveli. Az Érsekcsanád–Baja szakaszon (1487–1479 fkm) fordult elő legnagyobb számban (97 pld.). Legnagyobb összetartó csapatai 13-13 egyedből álltak, amelyeket 2007 novemberében és 2010 decemberében figyeltünk meg.

Hazai és nemzetközi jelentőség: Országos szinten a Dunántúl a legjelentősebb a faj szempontjából. Nemzetközi jelentőség feltétele 2100 példány egyidejű jelenléte (DELANY & SCOTT, 2006), de ezt a Duna egyik szakasza sem képes nyújtani.

6.1.2. Nagy lilik (*Anser albifrons*)

Hazai státusz: Gyakori téli vendég, valamint tömeges őszi és tavaszi átvonuló. (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).



13. ábra: A nagy lilik (*Anser albifrons*) állománydinamikája
Figure 13: Population dynamics of Greater White-fronted Goose (*Anser albifrons*)

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Ősszel és télen rendszeresen látjuk többnyire kis létszámú átrepülő csapatait, de a Dunán éjszakázók mennyisége többezres is lehet.

Állománydinamika: Októberben jelennek meg első csapatai, de dunai tetőzése csak decemberben/januárban várható. Legnagyobb példányszámú csapatát 2005 januárjában észleltük Hartán, az 1545-ös fkm-nél (530 pld.). Eddig 2201 egyede került távcső elé 19 alkalommal.

Diszperzió: Az északi szakaszokat kedveli, valószínűleg a szikes tavak közelsége miatt. Általában az azokról reggel kihúzó csapataival találkozunk. 1421 példánya a Harta–Ordas szakaszon (1546–1537 fkm) jelent meg. Dél felé haladva a faj szempontjából egyre csökken a szakaszok jelentősége, de tudjuk, hogy Sükösd és Baja között telente sokszor tömegesen éjszakázhat.

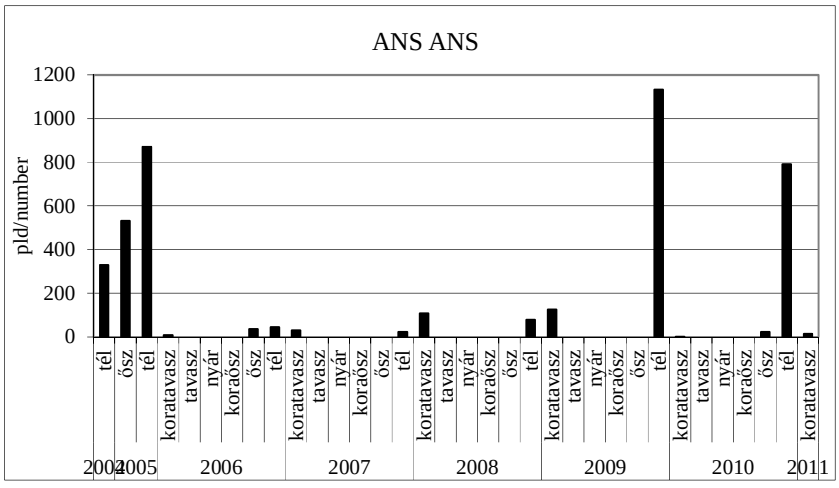
Hazai és nemzetközi jelentőség: Hazai viszonylatban az alföldi területek jelentősek, ahol akár 30-40 ezer példány is előfordulhat (FARAGÓ, 2010). 250 példány szükséges a Ramsari területté nyilvánításhoz (DELANY & SCOTT, 2006), amit a szakaszunk szinte minden évben, ugyan csak kis időre, de fel tudott mutatni.

6.1.3. Nyári lúd (*Anser anser*)

Hazai státusz: Gyakori fészkelő nagy kiterjedésű nádasainkban. Hazai állománya 1500-2000 pár. A tőlünk északabbra költő populációk nagy tömegekben vonulnak át hazánkon, kisebb csapatai át is telelnek (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Az őszi-téli időszakban gyakori faj, amely sokszor a zátonyokon gyűlik össze kisebb-nagyobb számban. Az éjszakára behúzó állomány többszöröse, mint amit napközben számolunk.

Állománydinamika: Szinte csak a késő őszi, téli időszakban jellemző komolyabb mennyisége a Dunán. Az észlelt mennyiség sok esetben csak attól függ, hogy a téli vízivadvadászat mikor zavarja ki pihenő csapatait a zátonyokról, ezért a nyári lúd dunai megjelenése és mennyisége esetleges. A faj területen való észlelése tapasztalatunk szerint jelentősen összefügg a kiskunsági szikes tavakon tartózkodók állományváltozásaival. A szinkronok alkalmával eddig 26-szor került elő összesen 4148 példány.



14. ábra: A nyári lúd (*Anser anser*) állománydinamikája
Figure 14: Population dynamics of Greylag Goose (*Anser anser*)

Diszperzió: A leggyakoribb a Harta–Ordas szakaszon (1546–1537 fkm) volt, összesen 2525 példánnyal. Az egy folyamkilométeren észlelt legmagasabb száma is Hartán volt (500 pld.).

Saját – nem a szinkronnapokon tett – megfigyelésem szerint az ordasi zátonyokon éjszakázók száma elérheti az 1500 példányt is (2005. január 28.).

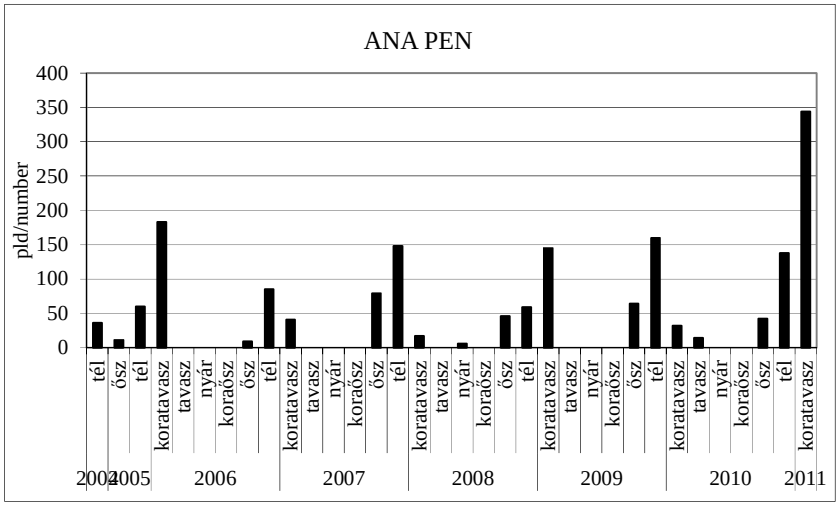
Hazai és nemzetközi jelentőség: Európai jelentőségű állománya él nálunk, legfontosabb telelő- és vonulóhelye a Kiskunság, a Hortobágy és a Fertő (FARAGÓ, 2010). A nemzetközi jelentőség eléréséhez szükséges 200 pld. (DELANY & SCOTT, 2006), az általam vizsgált Duna-szakaszon jelenleg csak alkalmanként elképzelhető.

6.1.4. Fütyülő réce (*Anas penelope*)

Hazai státusz: Főként az állóvizek gyakori átvonuló és telelő faja (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusza: Főleg télen vegyül a nagyobb úszórécecsapatokba, de esetenként jelentős számú homogén csapataival is találkozhatunk.

Állománydinamika: Tél végén, kora tavasszal nő meg állománya, elsősorban a gemenci szakasz reprezentálja ezt a legjobban. Legjelentősebb mennyiségei a kora tavaszi és a téli aspektusban mérhetők. Eddigi hajózásaink alatt 38 alkalommal összesen 1719 példánya került távcső elé. A szinkronnapok közül 2011 februárjában volt legmagasabb a száma, ekkor 314 példányát vettük számba.



15. ábra: A fütyülő réce (*Anas penelope*) állománydinamikája
Figure 15. Population dynamics of Eurasian Wigeon (*Anas penelope*)

Diszperzió: A legnagyobb számban eddig a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1487 fkm) fordult elő összesen 1100 példánnyal, és az egy alkalommal előfordult maximuma is itt volt (134 pld.) 2006. március 3-án. Egy folyamkilométeren számolt maximuma 140 példány volt 2009 februárjában. Az itt található zátony- és öböl-„komplexum” sekély vizű gazos partjaival remek táplálkozóterület többek között a fütyülő réce számára is. A többi szakaszon csak mint színező elem fordul elő vegyes úszóréce csapatokban.

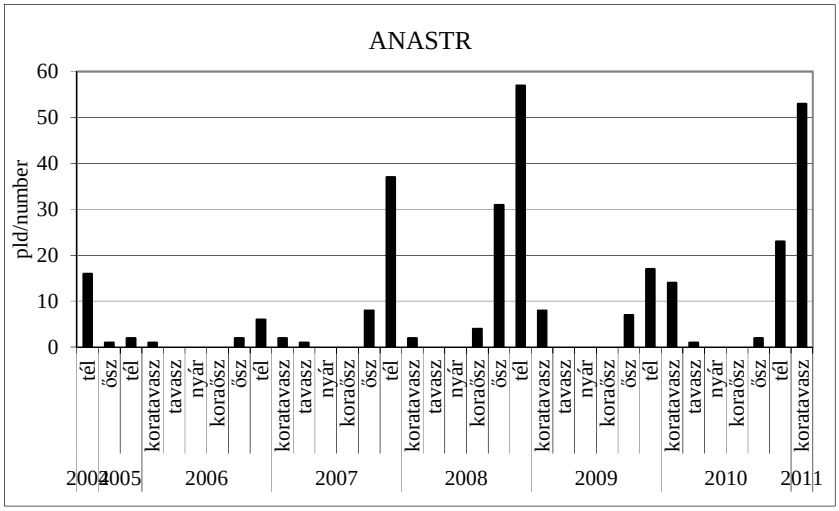
Hazai és nemzetközi jelentőség: Nagy számban leginkább az alföldi tavakon vonul át. A szakaszunkon a többi dunai vizsgálati területhez képest jelentős számban fordul elő. Nemzetközi jelentőséget 3000 példány előfordulása esetén kap egy terület (DELANY & SCOTT, 2006), de ettől nagyságrendekkel kisebb tömegben fordul elő a Dunaföldvár–Baja közti szakaszon (1560–1479 fkm).

6.1.5. Kendermagos réce (*Anas strepera*)

Hazai státusz: Elszórtan költ növényzettel borított állóvizeinken, de nagyobb számban csak a Kis-Balatonon és a Fertőn fészkel. Állománya 100-200 pár. Vonuláson is inkább a tavakhoz kötődik (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Színező elemként bukkan fel nagyobb récetömegekben, alacsony számban, de rendszeresen megfigyelt faj.

Állománydinamika: A nagyobb récetömegekkel ez a faj is megérkezik a folyóra. Elsősorban ősszel és télen látható néhány példányban. Eddig 32 alkalommal került távcső elé összesen 295 példánya.



16. ábra: A kendermagos réce (*Anas strepera*) állománydinamikája
Figure 16: Population dynamics of Gadwall (*Anas strepera*)

Diszperzió: A legnagyobb számban a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1486 fkm) fordult meg (172 pld.). Az egy alkalommal megfigyelt legnagyobb mennyisége (40 pld.) is itt fordult elő 2008 decemberében, amiből 35 egyed volt egy csapatban az 1491-es folyamkilométernél.

Hazai és nemzetközi jelentőség: A nálunk előforduló mennyiség mind hazai, mind nemzetközi viszonylatban is elhanyagolható, de dunai szinten kiemelkedőnek bizonyul. Nemzetközi jelentőségéhez 1100 telelő példány szükséges (DELANY & SCOTT, 2006), amely nálunk nem elérhető.

6.1.6. Csörgő réce (*Anas crecca*)

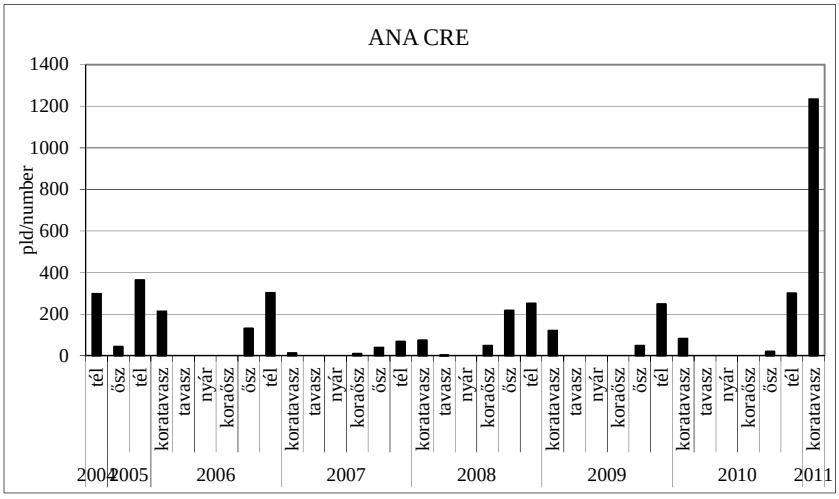
Hazai státusz: Tömeges átvonuló és gyakori áttelelő faj. Alkalmi költése elképzelhető, de hazánkban nem jellemző (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Vonuláskor és teleléskor a második leggyakoribb úszórécefaj.

Állománydinamika: Az ősz folyamán feljött állománya a téli hónapokban kulminál, majd kora tavasszal kezd csökkenni, aztán tavasszal hirtelen eltűnik. A szinkronok során 38 alkalommal összesen 4133 példányát regisztráltuk. Maximuma (1197 pld.) 2011 februárjában volt.

Diszperzió: Az összes szakaszon előfordult, de a faj szempontjából legjelentősebb az Ordas–Paks szakasz (1536–1527 fkm), ahol sokszor homogén csapatban mutatkozik az iszapos partok mentén. Itt eddig összesen 1008 példányt észleltünk. Az egy folyamkilométeren

észlelt legnépesebb csapatát (240 pld.) az 1537-es és az 1548-as fkm-nél figyeltük meg 2011 februárjában.

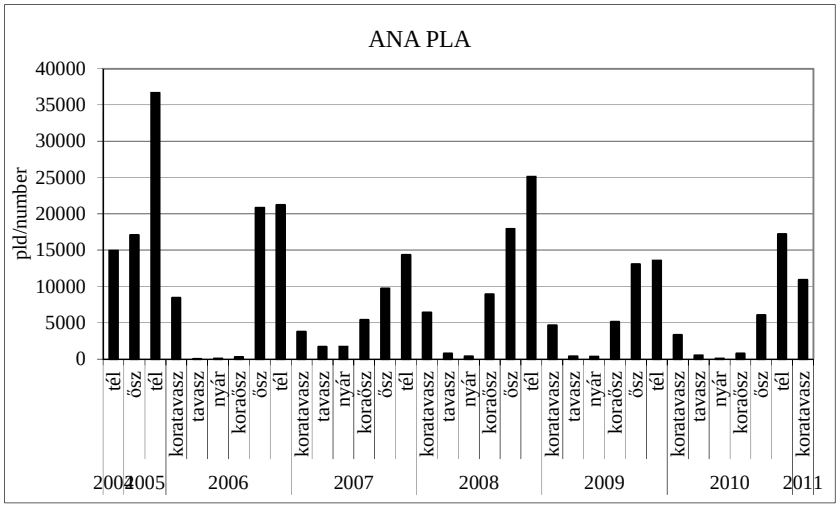


17. ábra: A csörgő réce (*Anas crecca*) állománydinamikája
Figure 17: Population dynamics of Eurasian Teal (*Anas crecca*)

Hazai és nemzetközi jelentőség: Országos viszonylatban a tömegek átvonulásában és telelésében az állóvizek játszanak fontos szerepet. Dunai viszonylatban az általunk megállapítottak átlagosnak tekinthetők (FARAGÓ, 1996a). Nemzetközi jelentőséget 10 600 példány estén nyerhet egy terület (DELANY & SCOTT, 2006), de ez a Duna egyik szakaszán sem adott.

6.1.7. Tőkés réce (*Anas platyrhynchos*)

Hazai státusz: Leggyakoribb úszórécénk, költőállománya 100-150 ezer pár körüli (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).



18. ábra: A tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) állománydinamikája
Figure 18: Population dynamics of Mallard (*Anas platyrhynchos*)

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Átvonuláskor és teleléskor a legnagyobb számban előforduló vízimadár. Fészkelőállományáról pontos adatunk nincsen, de néhány tucat pár

költése véleményünk szerint nem kérdéses. Gyakran találkozunk fiókás családokkal a tavaszi időszakban.

Állománydinamika: Domináns tömegfajként jelentkező vízimadár. A költési idő végeztével akár már augusztusban többezres tömegei verődhetnek össze, amelyeket leginkább alacsony vízálláskor lehet jól érzékelni. Számuk ősszel folyamatosan növekszik, majd december–januárban tetőzik. Eddigi maximumát a teljes szakaszon 2005 decemberében regisztráltuk (19 150 pld.). Ekkor a nagy hideg miatt minden tó és kisebb csatorna befagyott, így az azokon telelő állomány nagy része átváltott a Dunára. Mindez persze erősen vízállás- és hőmérsékletfüggő. Minden szinkron alkalmával láttuk, összesen 292 033 példányát.

Diszperzió: Legnagyobb tömegben a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1486 fkm) fordult elő, összesen 68 419 példánnyal. Jelentős még a Fajsz–Sükösd szakasz (1506–1496 fkm) is, itt eddig 55 762 példányt láttunk. Legnagyobb csapata (2000 pld..) 2006 januárjában verődött össze az 1484-es fkm-nél Gemencen.

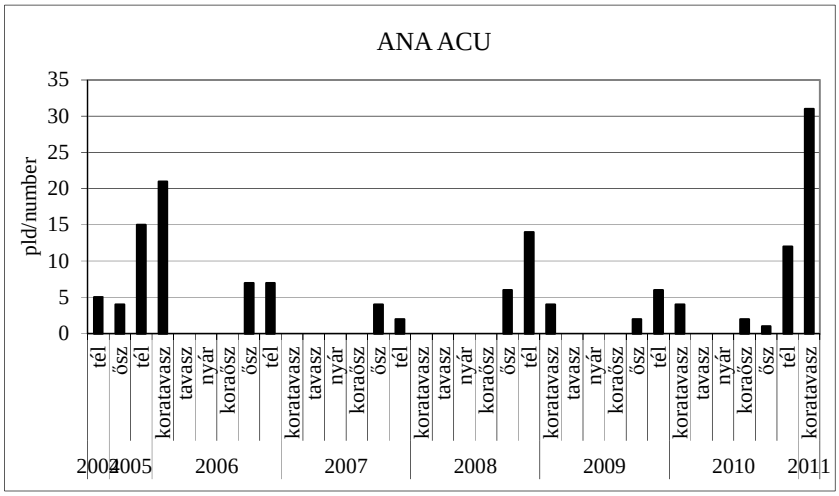
Hazai és nemzetközi jelentőség: Országos szinten a nagy kiterjedésű alföldi halastavak koncentrálják állományait, ahol akár 30-40 ezer példány is összegyűlik (FARAGÓ, 1998c). Gyakoriságának köszönhetően 10 ezer példány szükséges a nemzetközi jelentőség eléréséhez (DELANY & SCOTT, 2006), amely kritériumnak a fenti szakasz eddig minden évben megfelelt.

6.1.8. Nyílfarkú réce (*Anas acuta*)

Hazai státusz: Kisszámú fészkelőállománya (30-50 pár) mellett gyakori átvonuló és alkalmi telelő, elsősorban az Alföld vizein (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Egyéb úszórécék mellett átvonulás és telelés idején néhány példányos maximummal színező elemként előforduló faj.

Állománydinamika: Kora tavasszal tetőzik mennyisége, amikor az első vonuló példányok megérkeznek. Eddig 31 alkalommal 147 példányát regisztráltuk. Legszámosabb 2011 februárjában volt, ekkor 31 tavaszi vonuló példánya került elénk.



19. ábra: A nyílfarkú réce (*Anas acuta*) állománydinamikája
Figure 19: Population dynamics of Northern Pintail (*Anas acuta*)

Diszperzió: A faj által leginkább preferált szakasz Sükösd és Érsekcsanád között (1496–1486 fkm) található, ahol a nagy úszórécecsapatok közé vegyül. Itt 11 alkalommal, mintegy 36 példánya fordult elő. Minden szakaszról előkerült már.

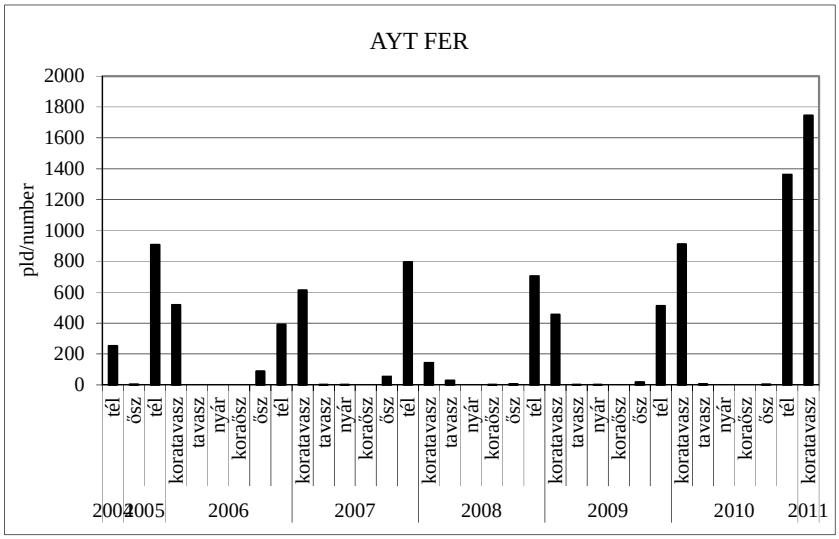
Hazai és nemzetközi jelentőség: Országos jelentőségű tömegei az alföldi sekély állóvizekre jellemzőek. A Duna egyéb szakaszain területünkhöz hasonlóan elenyésző mennyiségben fordul elő (FARAGÓ, 1996a, 1998c). A nemzetközi jelentőségő területeken legalább 7500 példánynak kell előfordulnia (DELANY & SCOTT, 2006), de ilyen szempontból egyetlen magyarországi vizes élőhely sem jön számításba.

6.1.9. Barátréce (*Aythya ferina*)

Hazai státusz: Leggyakoribb bukórécefajunk, fészkelőállománya 5-10 ezer pár körüli. Úgy álló-, mint folyóvizeinken gyakori átvonuló és telelő faj (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Viszonylag nagy számban vonul át és telel szakaszunkon, itteni fészkelőállományáról nincsenek biztos adataink.

Állománydinamika: Számuk novembertől kezd emelkedni, majd januárban, februárban tetőzni, míg végül áprilisban a faj teljesen eltűnik a Duna ezen szakaszáról. Egy alkalommal látott maximuma 2011 februárjában volt (1742 pld.). Eddig összesen 42 alkalommal 9526 példánya került távcsövünk elé. Legnagyobb csapata 2011 februárjában az 1488-as fkm-nél került elő (460 pld.).



20. ábra: A barátréce (*Aythya ferina*) állománydinamikája
Figure 20: Population dynamics of Common Pochard (*Aythya ferina*)

Diszperzió: Legnagyobb példányszámban az Érsekcsanád–Baja szakaszon (1486–1479 fkm) mutatkozott: 21 esetben összesen 2528 példánnyal. A legkevésbé a Gerjen-Fajsz szakaszt (1516–1507 fkm) preferálja, itt eddig 12 alkalommal fordult elő 123 példánya.

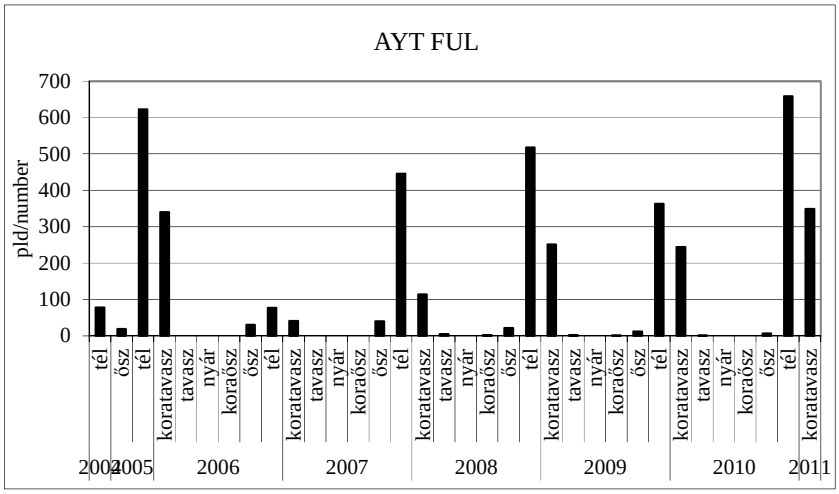
Hazai és nemzetközi jelentőség: Az ország nagyobb vizein számottevő mennyiségben fordul elő, de a Duna egyéb szakaszain területünkhöz hasonló állománya telel (FARAGÓ, 1996a; 1998c). Nemzetközi jelentősegű egy terület, ha minimum 10 ezer barátréce fordul elő rajta (DELANY & SCOTT, 2006). Eszerint a Dunaföldvár–Baja szakasz (1560–1479 fkm) nem minősíthető annak.

6.1.10. Kontyos réce (*Aythya fuligula*)

Hazai státusz: Kis számú költőállománya (30-70 pár) mellett gyakori átvonuló és téli vendég a nagyobb jégmentes vizeken, elsősorban a Dunán és a Balatonon (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Gyakori, rendszeres téli vendég, de a többi hazai Duna-szakaszhoz képest nem kiugróan nagy arányban telelő faj.

Állománydinamika: Az első madarak októberben érkeznek, majd december–januárban kulminál az állománya. Februártól hirtelen lecsökken a számuk. Eddig 42 alkalommal mintegy 4242 példányt vettünk számba. Az egy területen látott maximuma (252 pld.) a Harta–Ordas szakaszon (1546–1537 fkm) volt 2006 márciusában. Az egy folyamkilométeren észlelt legnagyobb csapata (190 pld.) 2010. január 19-én mutatkozott az 1488-as fkm-nél.



21. ábra: A kontyos réce (*Aythya fuligula*) állománydinamikája
Figure 21: Population dynamics of Tufted Duck (*Aythya fuligula*)

Diszperzió: Minden szakaszon előfordult, de leggyakoribb a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1487 fkm), ahol eddig 26 alkalommal, összesen 1576 egyedét észleltük. Emellett még jelentős a Harta–Ordas szakasz (1546–1537 fkm) is (23 alkalom, 794 pld.).

Hazai és nemzetközi jelentőség: Legnagyobb számban az elmúlt években a Balatonon és a Dunakanyarban fordult elő. Nemzetközi jelentőségűvé nyilvánítanak egy területet, ha ott legalább 7000 példány tartózkodik (DELANY & SCOTT, 2006). Ettől a szakaszunk messze elmarad.

6.1.11. Kerceréce (*Bucephala clangula*)

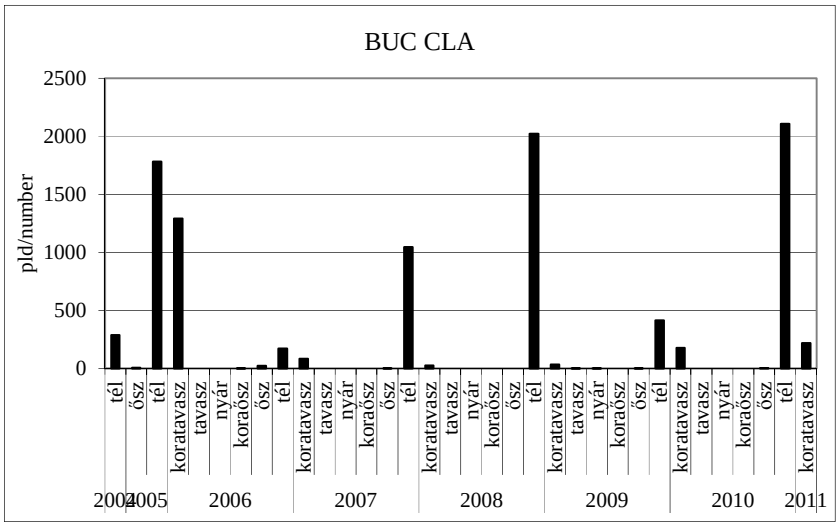
Hazai státusz: Gyakori téli vendég, főleg a Dunán és a Balatonon (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008)

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Téli időszakban a tőkés réce után a második leggyakoribb telelő récefaj.

Állománydinamika: Késő ősszel érkeznek első csapatai, majd januárban kulminál, és márciusban tűnnek el utolsó példányai. Maximuma 2006 januárján volt, ekkor 1522 példány került távcső elé. A 28 megfigyelési nap közül 18 napon észleltük a fajt összesen 4719 példánnyal. Érdekes adat a 2006 augusztusában észlelt pár előfordulása az 1491-es fkm-nél!

Diszperzió: Erősen változó számban minden szakaszról előkerült. A legnagyobb példányszámú előfordulása a Harta–Ordas szakaszról (1546–1537 fkm) ismeretes, itt ezidáig 1846

madarat számoltunk, így ez a szakasz bukórécék szempontjából kiemelt jelentőségű. A többi bukórécénél tapasztaltakhoz hasonlóan ennél a fajnál is az Ordas–Paks szakasz (1536–1527 fkm) a legjelentéktelenebb (hat alkalommal összesen 72 példány).



22. ábra: A kerceréce (*Bucephala clangula*) állománydinamikája
Figure 22: Population dynamics of Common Goldeneye (*Bucephala clangula*)

Hazai és nemzetközi jelentőség: Országos szinten a Duna az egyik fő telelőterülete a fajnak (FARAGÓ, 1998c). Nemzetközi jelentőségűvé 2000 példány egyidejű jelenléte esetén nyilvánítanak egy területet, ezt a teljes gemenci szakaszon (Fajsz–Mohács) eddig minden évben sikerült teljesíteni, így e faj jelölőfajként szerepelt a Nemzetközileg Fontos Madárélőhely (IBA) kategória elérésében (NAGY, 1998).

6.1.12. Kis bukó (*Mergus albellus*)

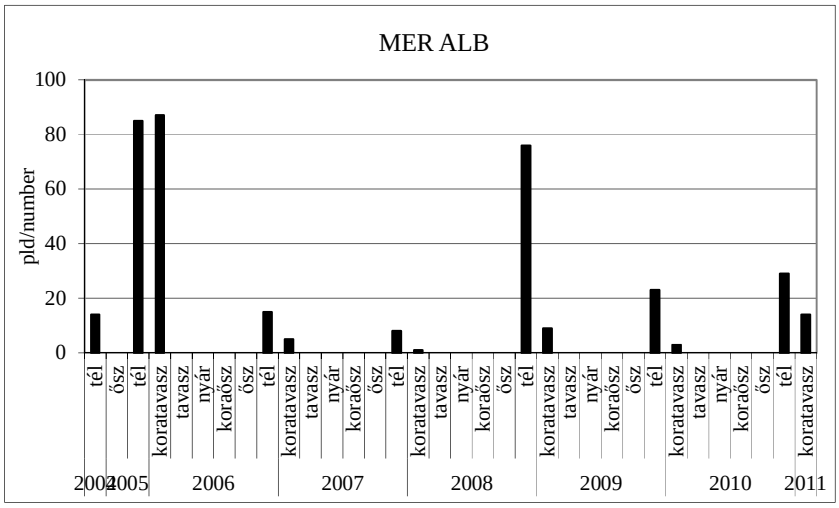
Hazai státusz: Rendszeres, leginkább a Dunán és nagyobb halastavainkon előforduló téli vendég. Vonuláskor nagyobb csapatai a mélyebb tavainkon is megjelennek (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Csak a kemény téli hónapokban van jelen szakaszunkon, de ekkor sem jelentős számban. Az északabbra lévő hazai Duna-szakaszokhoz képest nálunk nem nagy számú téli vendég. Télen és kora tavasszal a legjellemzőbb a vizsgált területen. Példányszáma szakaszunkon nem éri el a nagy bukó (*Mergus merganser*) egyedszámát.

Állománydinamika: Eddig húsz alkalommal sikerült megfigyelni összesen 369 példányát. Maximuma 2006 márciusában volt, ekkor 87 madarat számláltunk a 68 folyamkilométeren.

Diszperzió: A faj legtöbbször a Harta–Ordas (1546–1537 fkm) és a Sükösd–Érsekcsanád szakaszt (1496–1487 fkm) részesítette előnyben: 11, valamint 14 alkalommal, összesen 60, illetve 78 egyedét sikerült ezeken a szakaszokon feljegyeznünk. Elsősorban a kősarkantyúk védett öbleiben mutatkozott kis csapatokban. Az összes szakaszon jelen volt és az egyes szakaszok között csak kis különbségeket tapasztaltunk.

Hazai és nemzetközi jelentőség: A nemzetközi jelentőség eléréséhez 400 telelő madár egyidejű jelenléte lenne szükséges (DELANY & SCOTT, 2006), aminek a szakaszunkon sajnos nincs realitása.



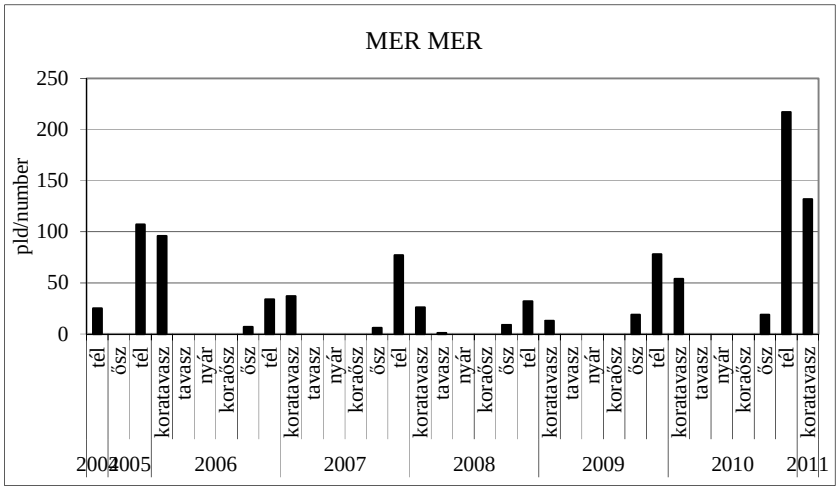
23. ábra: A kis bukó (*Mergus albellus*) állománydinamikája
Figure 23: Population dynamics of Smew (*Mergus albellus*)

6.1.13. Nagy bukó (*Mergus merganser*)

Hazai státusz: Hazánkban ritka fészkelő és rendszeres téli vendég, főként a Duna felső szakaszán (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Változó számú átvonuló és rendszeres téli vendég.

Állománydinamika: Első példányai októberben érkeznek. A vonulási csúcs január–februárban van, de jelentős lehet a márciusi mennyiség is. Maximumát a 81 folyamkilométeren 2011 januárjában érte el 117 példánnyal. Eddig 32 alkalommal összesen 989 példányát vettük számba. Az egy alkalommal észlelt maximuma 2010 decemberéhez köthető, ekkor 63 példányt észleltünk a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1486 fkm).



24. ábra: A nagy bukó (*Mergus merganser*) állománydinamikája
Figure 24: Population dynamics of Common Merganser (*Mergus merganser*)

Diszperzió: Minden szakaszon előfordult. Legbiztosabb a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1486 fkm), itt 24 alkalommal összesen 518 egyedét regisztráltuk. Az egy folyamkilométeren előfordult legnagyobb csapat is ezen belül volt (1496-os fkm 26 pld.) 2010 januárjában. A Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm) és a Harta–Ordas (1546–1537 fkm) szakaszt többnyire elkerüli (8 és 15 példány).

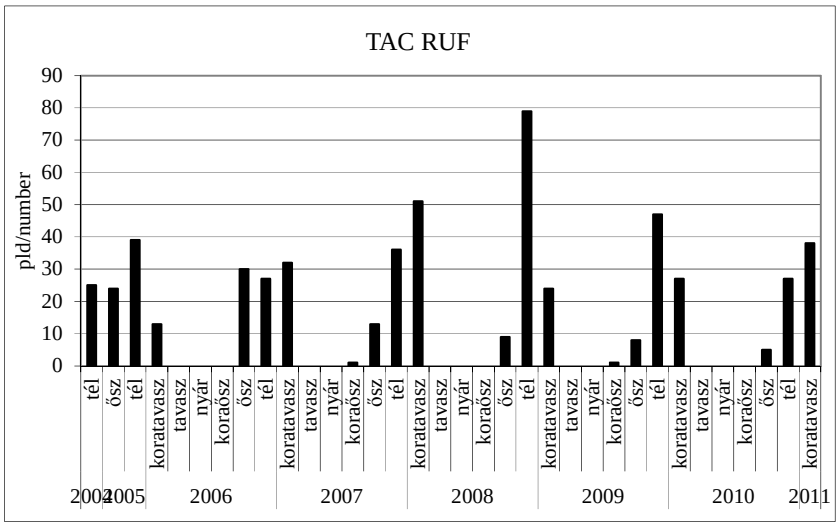
Hazai és nemzetközi jelentőség: Országos viszonylatban a tél közepén jelentős a Dunán előforduló mennyiség. Az enyhébb hónapokban és átvonuláskor a mélyebb, nagy kiterjedésű állóvizek kapnak szerepet (FARAGÓ, 1998c). Kisszámú közép-európai állománya révén már 30 példány előfordulása is nemzetközi jelentőséget ad (ROSE & SCOTT, 1997). Ezt a mennyiséget a gemenci adatok ismeretében, minden évben sikerült teljesíteni, mégsem szerepel a terület jelölőfajaként.

6.1.14. Kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*)

Hazai státusz: Leggyakoribb vöcsökfajunk, fészkelőállománya 10 ezer pár körüli (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Rendszeres átvonuló és telelő faj, amely eddig minden szakaszon előkerült. A Duna holtágaiban és kopolyáin, valamint a környék halastavain gyakori fészkelő, de pontos állománya nem ismert.

Állománydinamika: Már augusztus–szeptemberben megjelenhetnek egyedei, de számuk csak októbertől növekszik meg, majd január–februárban éri el maximális értékét, márciustól csökkenő tendenciát mutat, áprilisra szinte teljesen eltűnik a Dunáról. Az őszi, téli és kora tavaszi aspektusban minden alkalommal láttuk. A legnagyobb példányszámban a 2008-as év telén fordult elő (80 pld.). Eddigi számolásaink során 39 alkalommal összesen 556 példányban volt jelen.



25. ábra: A kis vöcsök (*Tachybaptus ruficollis*) állománydinamikája
Figure 25: Population dynamics of Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*)

Diszperzió: Minden szakaszon előkerült már. A legszámosabb az Ordas–Paks szakaszon (1536–1527 fkm) volt, itt 32 alkalommal 160 példányt számoltunk. Az egy folyam-kilométeren észlelt legnagyobb mennyiség 15 példánnyal az 1525-ös fkm-nél volt.

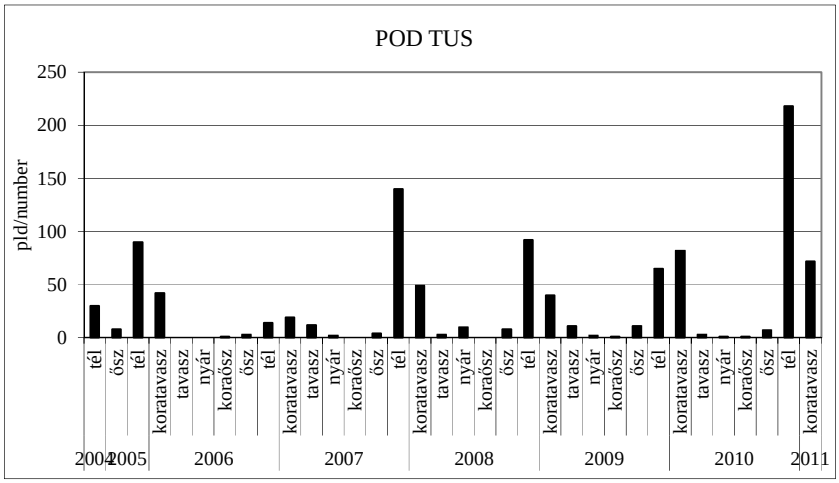
Hazai és nemzetközi jelentőség: Az őszi gyülekezéskor a tavakon tartózkodó madarak egy része átvált a Dunára (FARAGÓ, 1996a). Nemzetközi jelentőséget 4000 telelő példány elérése esetén tulajdonítanak egy területnek (DELANY & SCOTT, 2006), de ehhez képest szakaszunk messze elmarad.

6.1.15. Búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*)

Hazai státusz: A második leggyakoribb vöcsökfajunk, költőállománya 7-9 ezer pár között alakul (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: A Dunán gyakori átvonuló és téli vendég, amely ez idáig minden szakaszon megfordult. A környék állóvizein és mocsaraiban rendszeres fészkelő, de állománya pontosan nem ismert.

Állománydinamika: A ritkán átnyaraló példányoktól eltekintve csak a komolyabb hidegek beálltával (október–november) kezd növekedni az állomány egészen januárig, majd a kora tavaszi aspektusban esik vissza újra. A legmagasabb egyedszámot 2008 januárjában érte el, ekkor 130 madár került távcső elé. A 64 szinkronnap alatt 50 alkalommal összesen 1041 példányát vettük számba.



26. ábra: A búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) állománydinamikája
Figure 26: Population dynamics of Great Crested Grebe (*Podiceps cristatus*)

Diszperzió: Maximumát a Fajsz–Sükösd szakaszon (1506–1497 fkm) érte el 224 példánnyal (ezen belül is az 1492-es folyamkilométernél volt 29 példány). A kedvező adottságokból kifolyólag is legtöbbször a Fajsz–Sükösd szakaszon (1506–1497 fkm) láttuk (33 alkalom).

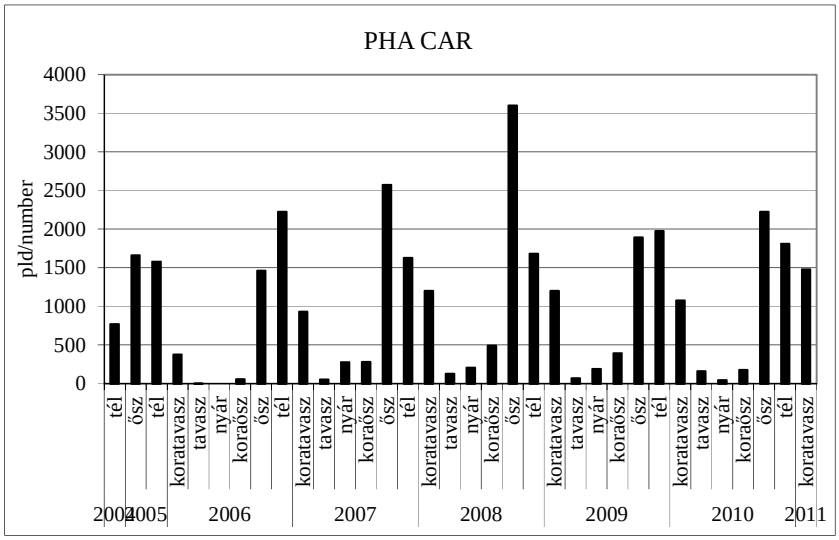
Hazai és nemzetközi jelentőség: A nagyobb tavakon jelentős számban vonul át. A zordabb téli időszakban itt maradók a folyókra − elsősorban a Dunára − húzódnak ki (FARAGÓ, 1998c). Nemzetközi jelentőségűnek 3600 példány megjelenése tekinthető (DELANY & SCOTT, 2006), amelyhez képest elhanyagolható az itt előforduló mennyiség.

6.1.16. Kárókatona (*Phalacrocorax carbo*)

Hazai státusz: Fészkelőállománya dinamikusan növekszik, 3-4000 párra tehető (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008) Nagy számban vonul át és telel a nagyobb vizeken (HARASZTHY, 1998).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Országos szinten is jelentős mennyiségben telel a Dunaföldvár–Baja szakaszon. Legközelebbi ismert fészkelése a horvátországi Kopácsi-réten található.

Állománydinamika: Kisszámú átnyaraló csapatai szeptembertől kezdenek erősödni, majd decemberben tetőzik a faj mennyisége, míg februártól csökken. Tavaszra szinte teljesen eltűnik a folyóról. Vízállástól függően nagy csapatokban tartózkodik a területen. A teljes szakaszon észlelt maximumát 2008 novemberében érte el (1966 pld.). A szinkronokon eddig 63 alkalommal összesen 33 901 példányát számoltuk.



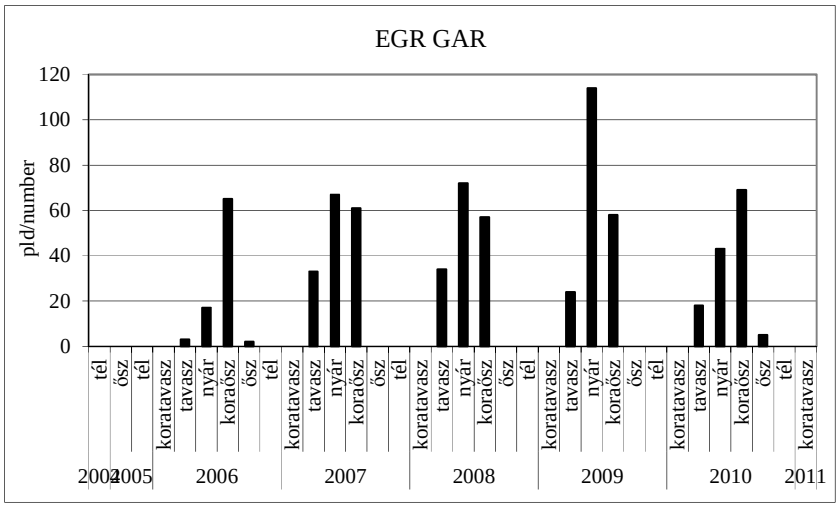
27. ábra: A kárókatona (***Phalacrocorax carbo***) **állománydinamikája**
Figure 27: Population dynamics of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*)

Diszperzió: Legnagyobb számban az Ordas–Paks (1536–1527 fkm) és a Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm) szakaszon mutatkozott összesen 5136, illetve 5045 példányban.

Hazai és nemzetközi jelentőség: A szakaszon telelő mennyiség országos szinten ugyan jelentős, de a nemzetközi jelentőség eléréséhez szükséges értéket (3900 pld.)egyelőre tartósan nem éri el (DELANY & SCOTT, 2006). A faj állományának növekedése a jövőben várható.

6.1.17. Kis kócsag (*Egretta garzetta*)

Hazai státusz: A Tisza és Duna ártéri ligeterdeinek, az Alföld mocsarainak, halastavainak telepesen költő faja. Költőpopulációja 600-1000 pár közé tehető (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008)



28. ábra: A kis kócsag (***Egretta garzetta***) **állománydinamikája**
Figure 28: Population dynamics of Little Egret (*Egretta garzetta*)

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Tavasztól őszig a szürke gém mellett a leggyakoribb gémfaj a területen. Egyetlen biztos költőtelepe ismert Bogyiszló határában, ahol más gémfajokkal költ vegyesen. A környék halastavain és mocsarakban is költ.

Állománydinamika: Április és október között minden hónapban előfordult. Eddig 28 napon összesen 742 példányát vettük számba. Nyáron és kora ősszel gyakoribb, de néha a tavaszi érkezők is nagy számban mutatkozhatnak meg.

Diszperzió: Leggyakrabban a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1487 fkm) fordult elő, itt 28 alkalommal összesen 299 példányát ellenőriztük. Érdekes, hogy dél felé haladva fokozatosan nő a számuk.

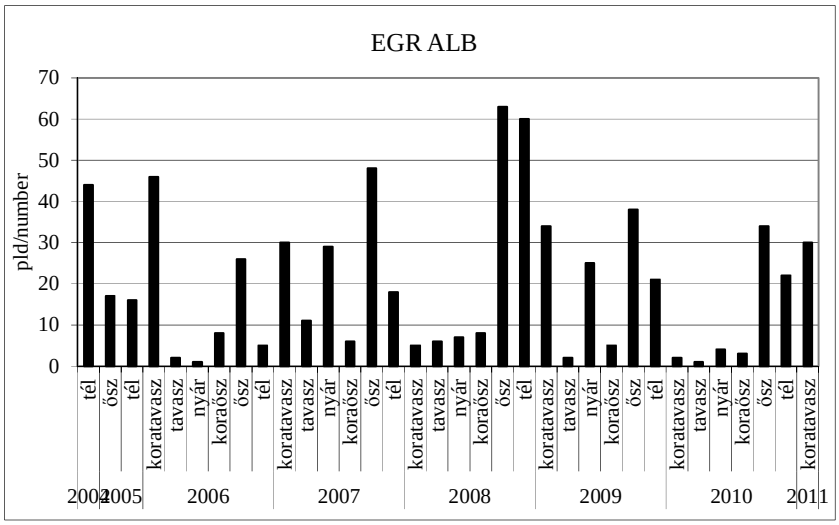
Hazai és nemzetközi jelentőség: Az itt költő és vonuló állománya elenyésző mind hazai, mind pedig nemzetközi viszonylatban is.

6.1.18. Nagy kócsag (*Egretta alba*)

Hazai státusz: Viszonylag gyakori fészkelő a nagyobb nádasokkal bíró állóvizeknél, a be nem fagyó folyó- és állóvizeknél, halastavaknál gyakran áttelel. Hazai állománya 1800-3000 párra tehető (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Változó példányszámmal ugyan, de egész évben jelen van a szakaszon. Fészkeléséről a Gemenc déli részei, Bogyiszló és a környező halastavak kivételével nincs tudomásunk. A hideg beálltával a telelő állomány az állóvizekről átjön a Dunára.

Állománydinamika: Összesen 57 szinkronnapon észleltük a fajt (677 pld.). Minden aspektusban előfordult már. Maximuma a 2009-es év januárjában volt, ekkor 52 madarat számoltunk. A faj mennyiségi változását nehéz aspektushoz kötni, mert az erősen vízállásfüggő, viszont azt mondhatjuk, hogy az őszi aspektusban van jelen nagyobb mennyiségben a szakaszunkon, de a kora tavaszi aspektusban is olykor jelentős lehet a visszaérkező madarak száma.



29. ábra: A nagy kócsag (*Egretta alba*) állománydinamikája
Figure 29: Population dynamics of Great Egret (*Egretta alba*)

Diszperzió: Mindenütt láttuk. A faj által legjobban preferált terület a Harta–Ordas szakasz (1546–1537 fkm), az eddig megfigyelt 677 példányból 261-et itt észleltünk. Az egy folyamkilométerre vetített legnagyobb csapata (27 pld.) is a Harta–Ordas szakasznál (1546–1537 fkm) lett megfigyelve.

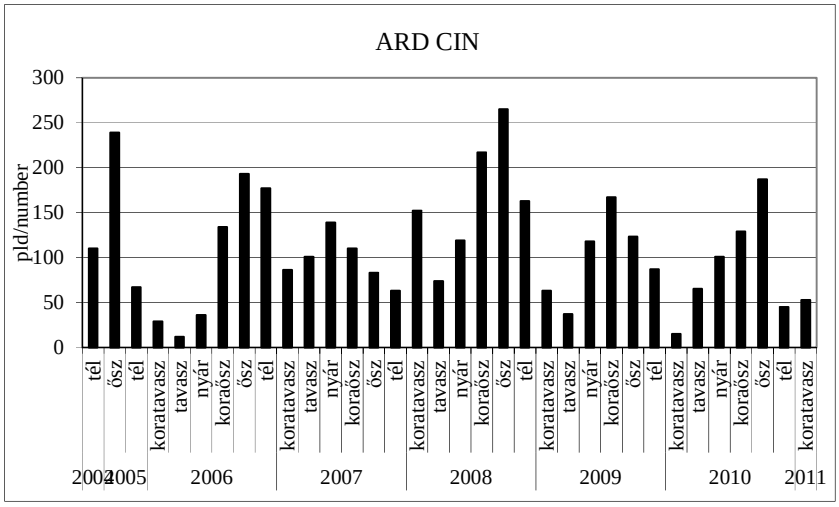
Hazai és nemzetközi jelentősége: A Dunán telelők mennyisége országos szinten elhanyagolható. A nemzetközi vadvíz elvárásaihoz 470 példány jelenléte szükséges (DELANY & SCOTT, 2006), melyet a területünk eddig még nem tudott felmutatni.

6.1.19. Szürke gém (*Ardea cinerea*)

Hazai státusz: Fészkelőállománya a legfrissebb adatok szerint 2500-3500 pár körül alakul (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). Vonuló faj, ennek ellenére gyakran nagy számban áttelel (HARASZTHY, 1998).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: A legjellemzőbb gémfaj, amely rendszeresen át is telel. A szakaszunkon két helyen költ: Bogyiszló mellett és a Dunaföldvári-szigeten, ahol közel 100 páros telepe ismert.

Állománydinamika: A faj egész évben fellelhető a vizsgálati területen, de ősszel a leggyakoribb. Minden aspektusban előfordult. Tipikus konstans faj, hiszen minden szinkronnapon szem elé került (3759 pld.). A faj mennyisége télen kulminál. A legnagyobb számban 2008 októberében észleltük (152 pld.). Általában az őszi aspektusban mutatkozik legnagyobb számban.



30. ábra: A szürke gém (*Ardea cinerea*) állománydinamikája
Figure 30: Population dynamics of Grey Heron (*Ardea cinerea*)

Diszperzió: A legnagyobb számban eddig a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1487 fkm) fordult elő (758 pld.). Az egy folyamkilométeren belüli maximumát 34 példánnyal az 1485-ös folyamkilométernél érte el 2008 februárjában. A legalacsonyabb mennyiséget a Paks–Gerjen szakasz (1526–1517 fkm) tudja felmutatni, itt az eddigi 57 megfigyelési napon 336 példányt regisztráltunk.

Hazai és nemzetközi jelentőség: Állományait elsősorban az állóvizek koncentrálják (FARAGÓ, 1998). A nálunk előforduló mennyiség, mivel nem éri el a 2200 példányt (DELANY & SCOTT, 2006), sem hazai, sem nemzetközi szinten nem számottevő.

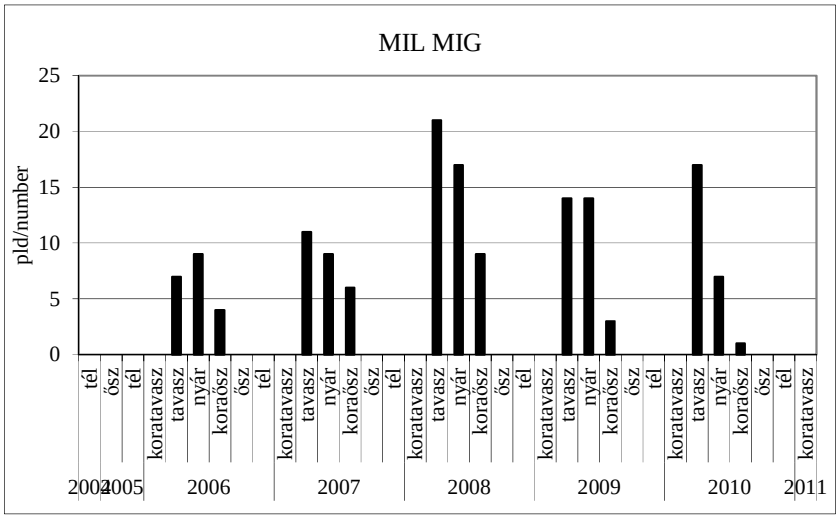
6.1.20. Barna kánya (*Milvus migrans*)

Hazai státusz: Hazai ligeterdeink ritka költőfaja. Állománya 90-120 páros (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). Magyarországon legnagyobb állománya Gemencen él.

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Áprilistól szeptemberig a leggyakoribb vízhez kötődő ragadozómadár-faj. Az ismert fészkek száma évente változik, de stabilan húsz pár körül költ

a vizsgált szakaszt szegélyező erdőkben. Fészkét gyakran parti fákra rakja. Eddig 23 alkalommal összesen 149 példánya került megfigyelésre.

Állománydinamika: Első példányai sokszor már márciusban megjelennek, de igazán csak áprilistól válik gyakoribbá. Leginkább ilyenkor van a faj maximuma is. Az egy napon észlelt maximuma 2008 áprilisában volt, ekkor 12 madarat láttunk.



31. ábra: A barna kánya (*Milvus migrans*) állománydinamikája
Figure 31: Population dynamics of Black Kite (*Milvus migrans*)

Diszperzió: Leggyakrabban és legnagyobb számban a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1487 fkm) találkoztunk példányaival: összesen 46 pld. 23 alkalommal. Legtöbb párunk Gemencen költ, így az esetek döntő többségében ott észleljük a legtöbb madarat.

Hazai és nemzetközi jelentőség: Magyarországon sajnos csökkenő számú faj. Európai kitekintésben a hazai állomány nem jelentős.

6.1.21. Vörös kánya (*Milvus milvus*)

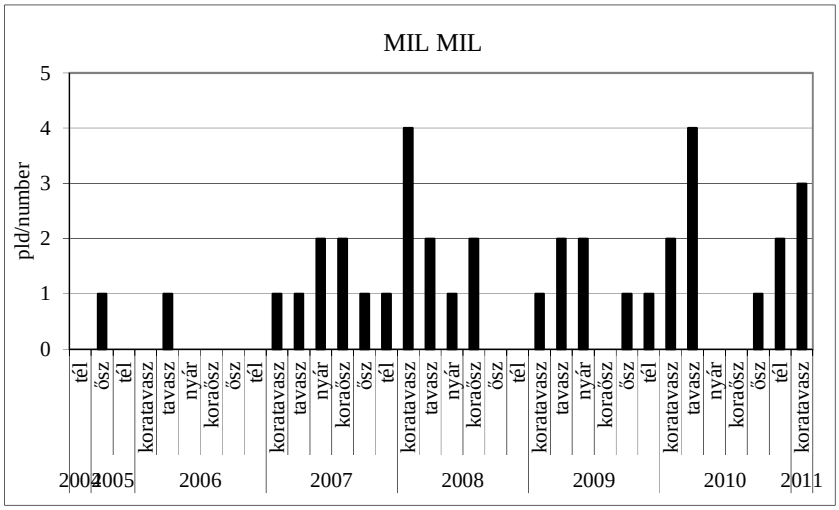
Hazai státusz: Többnyire ligeterdők fészkelője. Magyarországi állománya stabilan 4-10 pár (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Területünkön 1-2 pár költése valószínűsíthető, ez országos viszonylatban is jelentős. Egész évben észlelünk revírt tartó madarakat.

Állománydinamika: A 26 szinkronnapon összesen 38 példányát regisztráltuk. Többnyire magányosan vagy párban mozgó madarakkal találkozunk. A legnagyobb eséllyel márciusban találkozhatunk vele szakaszunkon, ugyanis ekkor került elő legtöbbször (összesen 7 pld.). Talán a kora tavaszi, tavaszi fészekfoglalás, fészeképítés miatt látjuk gyakrabban március–április hónapokban.

Diszperzió: Mivel ismerjük mindkét revírt, így nem meglepő, hogy leggyakrabban ott kerülnek elő a madarak. Az egyik a Paks–Gerjen szakaszon (1526–1517 fkm), a másik pedig a Gerjen–Fajsz szakaszon (1516–1507 fkm) volt.

Hazai és nemzetközi jelentőség: hazai állománya nemzetközi viszonylatban nem jelentős, de Nyugat-Európában az állománya csökken, így minden egyes hazai sikeres költése fontos a faj európai állományának fennmaradása szempontjából.



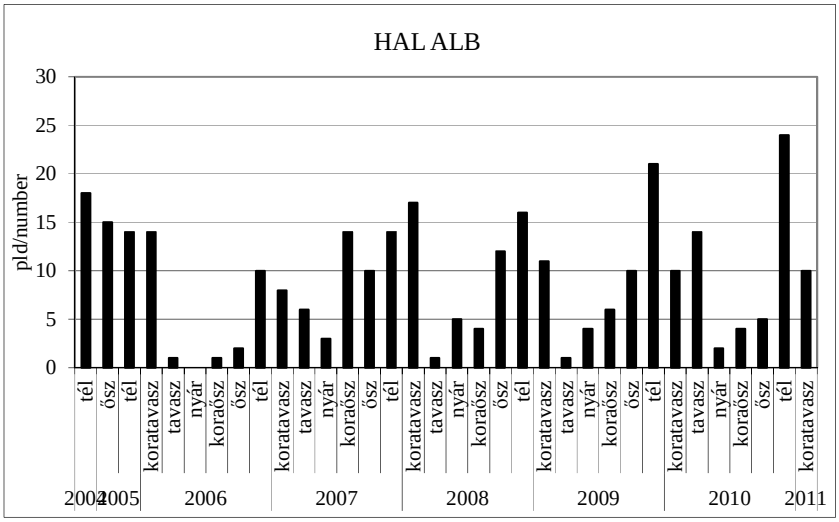
32. ábra: A vörös kánya (*Milvus milvus*) állománydinamikája
Figure 32: Population dynamics of Red Kite (*Milvus milvus*)

6.1.22. Rétisas (*Haliaeetus albicilla*)

Hazai státusz: Az ártéri erdők, és halastavak környékén fészkel, állománya 210 pár körül alakul (HORVÁTH, 2010). A Hortobágyon, a Duna mentén és a Dél-Alföld egyes pontjain jelentős számban áttelel (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Rendszeres költő és gyakori áttelelő faj. Állománya a szakaszt szegélyező ártéri erdőkben 25 pár körüli (MÓROCZ A. *pers comm.*).

Állománydinamika: Száma a tavak befagyásakor emelkedik meg, ami december-januárra tehető. Jól látszik, hogy a nagyobb récetömegek megjelenése vonzza be őket a Dunára. Az év minden szakában előfordult, 59 alkalommal összesen 307 példányát láttuk. Maximumát 2010 decemberében érte el 17 példánnyal.



33. ábra: A rétisas (*Haliaeetus albicilla*) állománydinamikája
Figure 33: Population dynamics of White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*)

Diszperzió: Eddig minden szakaszon előkerült. Legnagyobb „tömegben” a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon (1496–1487 fkm) fordult elő 83 példánnyal, de az Érsekcsanád–Baja szakaszon (1486–1479 fkm) történő előfordulása is kiemelkedő (összesen 70 pld.). Az egy

folyamkilométeren elért maximuma négy-négy példány volt az 1490-es fkm-nél (Gemenc) és az 1515-ös folyamkilométernél (Gerjen). Az adatokból egyértelműen látszik, hogy a faj telelése és fészkelése szempontjából is Gemenc térsége a meghatározó.

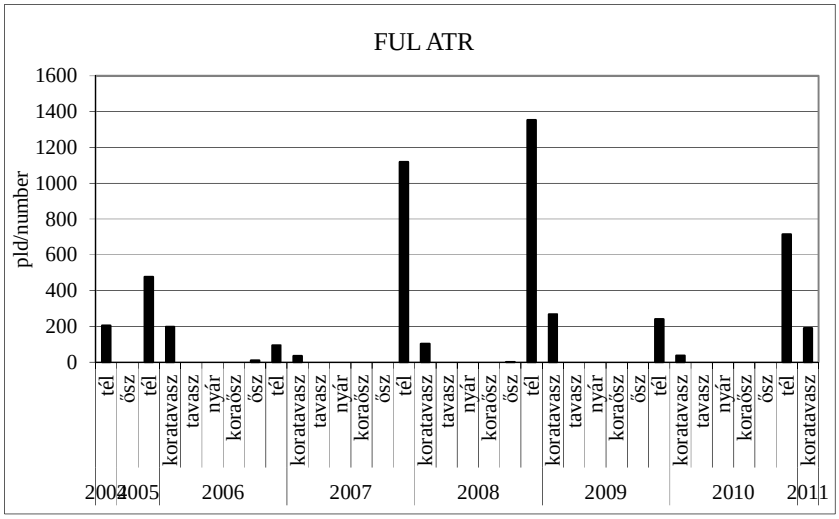
Hazai és nemzetközi jelentőség: A rétisas a nagy halastavakon áttelelő mennyiséghez – pl. Begécs, 1997. február 22. 52 pld. (HADARICS, 1997a) – képest is jelentős számban telel a Dunaföldvár–Baja szakaszon (1560–1479 fkm), ezért – és a nemzetközi szinten is kiemelkedő költőállományáért – kapta meg Gemenc a Nemzetközileg Fontos Madárélőhely (IBA) címet.

6.1.23. Szárcsa (*Fulica atra*)

Hazai státusz: A hazai állóvizek, mocsarak gyakori fészkelő faja, amely a növényzettel sűrűn benőtt területeket kedveli. Országos állománya 80-120 ezer pár körül alakul. Alapvetően vonuló, de rendszeresen és nagy számban telel át a be nem fagyó vizeknél, így a Dunán is (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: A közeli költőállománya pontosan nem ismert, de a környékünkön lévő mocsarakban, halastavakon és szikes tavaknál gyakori fészkelő faj. Az általam vizsgált Duna-szakaszra nagyobb számban csak a kemény telek kényszerítik le, egyébként a kisebb csatornák, kanálisok kedvező telelőhelyet biztosítanak enyhe időben a faj számára.

Állománydinamika: A Dunán késő ősszel és télen fordul elő leggyakrabban, így a vonulási csúcsa is ekkor van. Adatai szakaszunkról november és március között ismertek. A területünkön eddig 24 alkalommal észleltük összesen 5049 példányát.



34. ábra: A szárcsa (*Fulica atra*) állománydinamikája
Figure 34: Population dynamics of Eurasian Coot (*Fulica atra*)

Diszperzió: A legnagyobb tömege az Érsekcsanád–Baja szakaszon (1486–1479 fkm) fordult elő (23 alkalommal összesen 3455 példány). Rendszerint úszórécékhez vegyülve láttuk. Legmagasabb egyedszámban a 2009. januári számolásunk alkalmával mutatkozott, ekkor 1321 madarat regisztráltunk. Az egy folyamkilométeren észlelt maximuma (395 pld.) az 1479-es folyamkilométernél volt 2008 januárjában. Legkevésbé a Gerjen–Fajsz szakaszra (1516–1507 fkm) jellemző, ahol az eddigi terepnapok alatt csupán 27 példánnyal találkoztunk.

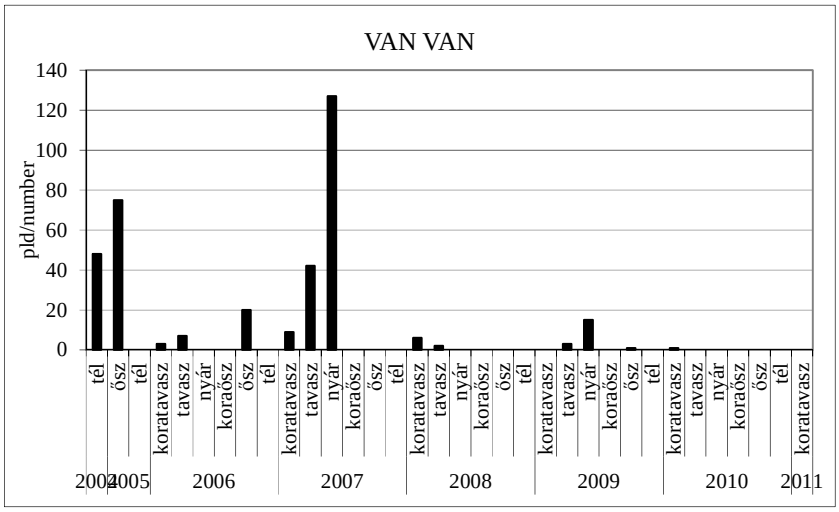
Hazai és nemzetközi jelentőség: A nagy kiterjedésű állóvizeken (Hortobágyi-halastó, Balaton, Biharugrai- és Begécsi-halastavak stb.) előforduló tömegek mellett, a Duna e szakaszán megjelenő telelőállomány nem jelentős, és dunai szinten átlagosnak mondható. A nemzetközi jelentőséget adó 20 000 példány jelenlétét (DELANY & SCOTT, 2006) eddig egyetlen hazai vízterület sem érte el (FARAGÓ, 1998c, 1999b).

6.1.24. Bíbic (*Vanellus vanellus*)

Hazai státusz: Gyakori költőfaj, bár az elmúlt években kissé csökkent a fészkelőállománya (20-50 ezer pár). Tavasszal és ősszel nagy csapatokban vonul át Magyarországon (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Az egyik leggyakoribb partimadárfaj a szakaszunkon, amelynek vonuló és pihenő csapatai gyakran megfordulnak az alkalmas dunai élőhelyeken.

Állománydinamika: Ősszel és tavasszal jelenik meg, de figyelemre méltó a 2004 decemberében megfigyelt 48 példányos csapata is! Eddig 18 alkalommal került távcső elé összesen 359 példányban. Legnagyobb csapatát (75 pld.) az 1501-es fkm-nél láttuk 2007 júniusában. Az egy napon észlelt maximuma is ekkor volt (113 pld.).



35. ábra: A bíbic (*Vanellus vanellus*) állománydinamikája
Figure 35: Population dynamics of Norhern Lapwing (*Vanellu vanellus*)

Diszperzió: A leggyakoribb a Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm) és a Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm) szakaszokon volt, itt négy, illetve tíz alkalommal összesen 139, illetve 108 példányát észleltük.

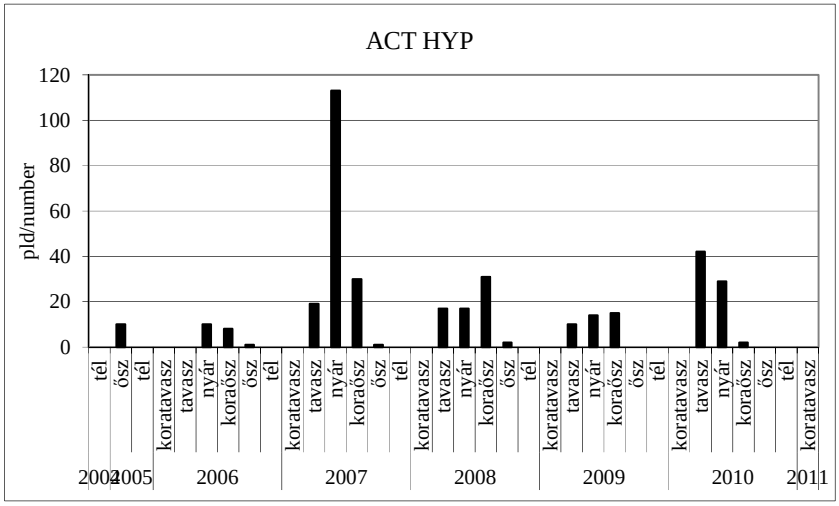
Hazai és nemzetközi jelentőség: Az itt előfordult mennyiség sem hazai, sem nemzetközi viszonylatban nem számottevő. Nemzetközi jelentőséget egy terület 70 000 példány jelenléte esetén kap (ROSE & SCOTT, 1997), de ezt a mennyiséget egyetlen hazai folyó sem tudja felmutatni.

6.1.25. Billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*)

Hazai státusz: Nagyobb folyóink zátonyainak és partjainak kisszámú fészkelő és gyakori átvonuló faja (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Gyakori tavaszi és őszi átvonuló. Fészkelésére utaló jelet eddig még nem tapasztaltunk, amely elsősorban a Duna szeszélyes vízjárásának köszönhető.

Állománydinamika: Általában nyáron (július) tetőzik mennyisége, de a tavaszi aspektusban is magas lehet a száma, ha a vízállás kedvezően alakul. Ilyen volt 2007 nyara, amikor 113 példányban észleltük a teljes szakaszon. Kora őszig gyakori, enyhe időben nagyon ritkán még novemberben is látható egy-egy megkésett példánya a parti köveken.



36. ábra: A billegetőcankó (*Actitis hypoleucos*) állománydinamikája
Figure 36: Population dynamics of Common Sandpiper (*Actitis hypoleucos*)

Diszperzió: Legnagyobb mennyiségben a Harta–Ordas szakaszon (1546–1537 fkm) fordult elő, ahol eddig összesen 131 példányt láttunk. Az egy folyamkilométeren észlelt maximuma 15 példány volt 2007 augusztusában az 1527-es fkm-nél (Paks).

Hazai és nemzetközi jelentőség: Hazai fészkelőállománya elenyésző, de az átvonulók mennyisége jelentős.

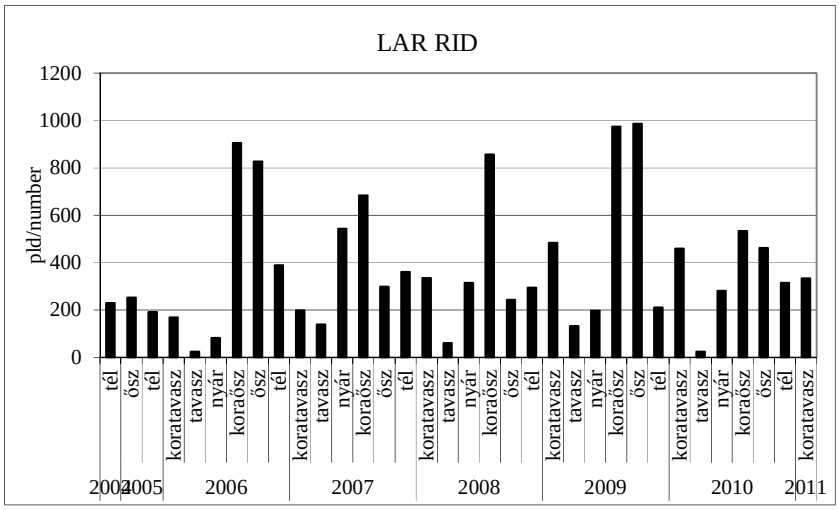
6.1.26. Dankasirály (*Larus ridibundus*)

Hazai státusz: 7-15 ezer pár körüli fészkelőállománya vonuló, de télen az északi populációk egyedei jelentős számban tartózkodnak a nagyobb álló- és folyóvizeknél (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: A leggyakoribb, minden hónapban észlelhető sirályfaj. Nyáron más sirályfajokkal együtt gyakran nagy tömegben pihen meg zátonyokon.

Állománydinamika: Augusztus–szeptemberben jelenik meg a legnagyobb számban, utána csökkenő tendenciát mutat. Az észlelt mennyiség erősen vízállásfüggő, hiszen magas vízállásnál, zátony hiányában nem állnak rendelkezésére pihenőhelyek. A legmagasabb egyedszámot 2006 augusztusában érte el (906 pld.). Konstans faj, amely eddig a 64 megfigyelőnapon összesen 12 798 példányban mutatkozott. Az egy folyamkilométeren észlelt maximuma 2009 októberében volt Baján, ahol 225 példány tartózkodott.

Diszperzió: Eddig minden szakaszon előfordult, legtöbbször az Ordas–Paks szakaszon (1536–1527 fkm) (59 alkalommal összesen 2902 pld.). Emellett jelentős számban (összesen 2628 pld.) lelhető fel az Érsekcsanád–Baja szakaszon (1486–1479 fkm) is. A fenti két szakasz meghatározó szerepéből jól látszik, hogy a faj kedveli az urbánus környezetet (táplálékbőség). A legkisebb számban a Fajsz–Sükösd szakaszon (1506–1497 fkm) mutatkozott (873 pld.). Állományának alakulása feltehetően összefüggésben van a kiskunsági szikes tavakon tartózkodók állományával. A sirályok reggeli húzása – amely mindig a szikes tavak irányából érkezik – legerősebben a hartai kikötőnél érzékelhető. Ilyen jellegű vizsgálat azonban még nem történt.

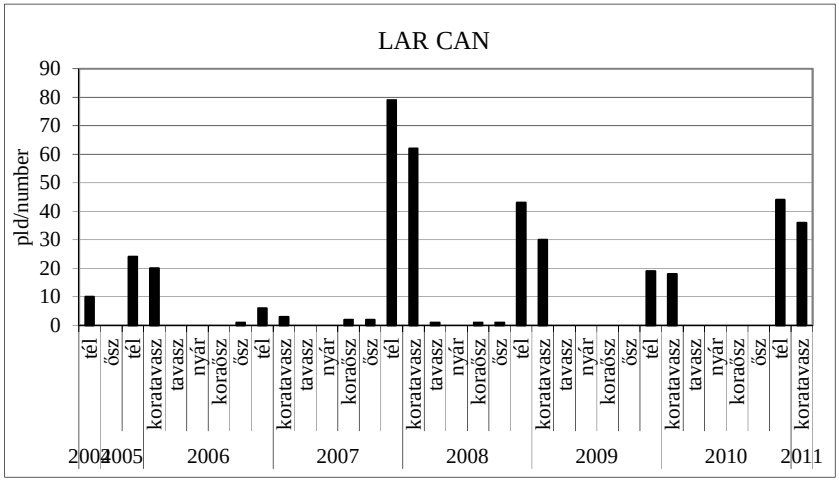


37. ábra: A dankasirály (*Larus ridibundus*) állománydinamikája
Figure 37: Population dynamics of Common Black-headed Gull (*Larus ridibundus*)

Hazai és nemzetközi jelentőség: Országos szintű állományszámlálások nem folynak, így a Dunaföldvár–Baja közti mennyiség nem értékelhető. Az alföldi tavakon sokszor óriási tömegekben − pl. Kardoskút, 1997. szeptember 1. 35 ezer pld. (HADARICS, 1997b) − jelenik meg. Nemzetközi jelentőséget 5000 példány előfordulása jelentene (ROSE & SCOTT, 1997), de ekkora mennyisége mostanában nem várható.

6.1.27. Viharsirály (*Larus canus*)

Hazai státusz: Kisszámú fészkelőállománya (0-1 pár) mellett gyakori őszi és tavaszi átvonuló, illetve téli vendég a nagyobb folyó- és állóvizeken (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).
A vizsgált szakaszon elfoglalt státusz: Télen gyakori, de csekély egyedszámú faj.



38. ábra: A viharsirály (*Larus canus*) állománydinamikája
Figure 38: Population dynamics of Common Gull (*Larus canus*)

Állománydinamika: Főként októbertől lehet látni egy-egy madarat, majd a hidegebb évszak beálltával nő a számuk. Január–februárban tetőzik állománya, míg márciusban az utolsók is eltűnnek a Dunáról. Eddig 22 szinkronnapon összesen 402 példányával találkoztunk. Maximumát 2008 januárjában érte el 77 példánnyal.

Diszperzió: Minden szakaszon előfordult. A legtöbb madarat (95 pld.) a Harta–Ordas szakaszon (1546–1536 fkm) figyeltük meg (17 alkalom). Az egy folyamkilométeren belül megfigyelt maximuma 2008 februárjában volt (30 pld.) az 1528-as fkm-nél (Paks). Néhányszor csak a Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm) és a Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm) szakaszokon láttuk, ott összesen mindössze tíz, illetve kilenc példánya fordult elő.

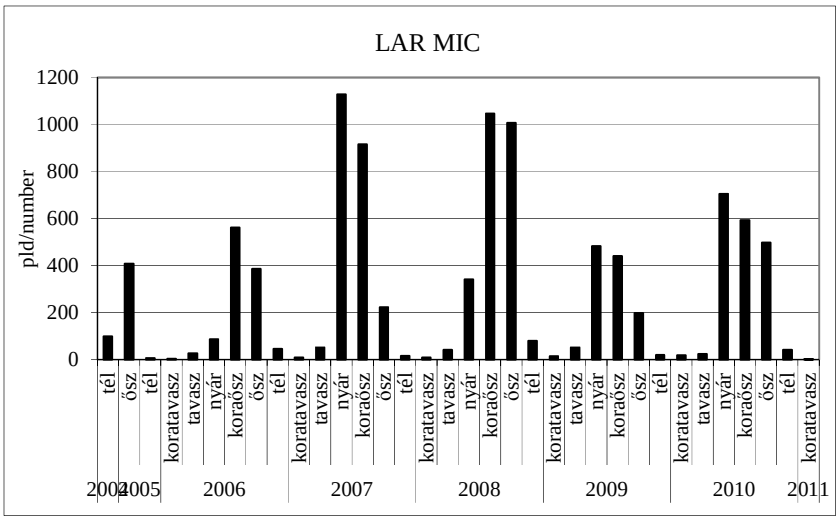
Hazai és nemzetközi jelentőség: Mivel országos szintű állományszámlálások nem történtek, így a szakaszon előfordult mennyiség nem értékelhető, de a Duna északi szakaszaihoz képest jelentéktelen (SELMECZI KOVÁCS, 2003). Nemzetközi jelentőségűnek 16 ezer példány előfordulása esetén minősül egy terület (ROSE & SCOTT, 1997), ez a mennyiség a magyar Duna szakaszt illetően elérhetetlennek tűnik.

6.1.28. Sárgalábú sirály (*Larus michahellis*)

Hazai státusz: Szórványosan fészkel 3-9 párban (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). Vonuláskor az Alföld területén lehet tömeges, de rendszeres a nagyobb folyóknál is. Kisebb számban át is telel (MAGYAR *et al.*, 1998).

A vizsgált szakaszon elfoglalt státusza: Változó számban, de minden hónapban előforduló konstans faj.

Állománydinamika: Állományát jelentősen befolyásolja a zátonyok megléte vagy hiánya. Legnagyobb példányszámú csapatát (300 pld.) 2007 júliusában észleltük az 1515-ös fkm-nél. Állománya július–augusztusban kulminál, majd erősen lecsökken, télen és kora tavasszal szinte el is tűnik a folyóról. 64 szinkronnapon összesen 9580 példányát számoltuk. Legmagasabb számban (987 pld.) 2007 júliusában volt jelen. Az egy szakaszon észlelt maximuma (362 pld.) is ekkor volt a Gerjen–Fajsz szakaszon (1516–1507 fkm).



39. ábra: A sárgalábú sirály (*Larus michahellis*) állománydinamikája
Figure 39: Population dynamics of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*)

Diszperzió: Minden szakaszon előfordult, legtöbbször a Harta–Ordas (1546–1537 fkm) és az Ordas–Paks (1536–1527 fkm) szakaszokon került szem elé, 52, illetve 51 alkalommal. A Fajsz–Sükösd szakaszt (1506–1497 fkm) kerüli leginkább, itt eddig összesen 585 példányát észleltük (36 alkalommal).

Hazai és nemzetközi jelentőség: Mivel országos állományszámlálások nem folynak, így nincs értékelhető adat. Nemzetközi jelentőséget legkevesebb 3500 pld. előfordulása ad (ROSE & SCOTT, 1997), mely nálunk nem jellemző.

Megjegyzés: A legfrissebb hazai névjegyzék a sárgalábú sirályt (*Larus michahellis*) és a sztyeppi sirályt (*Larus cachinnans*) két külön fajként kezeli, ezért fontosnak tartom megemlíteni, hogy a hajós számolásokkor e két fajt 'sárgalábú sirály'-ként jegyzem fel és a feldolgozásban is így tárgyalom. (A terepi elkülönítése több időt igényel, mint amennyi egy-egy átrepülő madárnál rendelkezésünkre áll).

6.2. Jellemző, de kevésbé rendszeres és/vagy kis számban előforduló fajok

6.2.1. Vetési lúd (*Anser fabalis*)

A három gyakori lúdfaj közül szakaszunkon a legritkább. Az őszi–téli hónapokban elsősorban átrepülő csapatait észleljük. Eddig 13 alkalommal összesen 234 példányát számláltuk. A 2006 januárjában látott 50 példánya az egyedszám tekintetében itt a maximális.

6.2.2. Pézsmaréce (*Cairina moschata*)

Vad eredetű példányok előfordulása – dél-amerikai faj lévén – kizárható. Eddig két helyen fordult elő. Paksnál évekig ugyanaz a madár járt vissza, és az elmúlt télen Baján mutatkozott egy példánya. Mindkét esetben városi szakaszról lévén szó, a madarak szökevény mivolta biztosnak mondható. Többnyire tőkés récékhez társul. 13 alkalommal összesen 14 példánya került távcsöveink elé.

6.2.3. Kanalas réce (*Anas clypeata*)

Ritkán áttelelhet. Ezidáig 36 példánya került elénk, többnyire kora tavasszal, vonuláskor. 2011-ben meglepő módon kiemelkedő volt a februári madarak száma. Tíz hajózásról van adatunk a fajról. Legtöbbször (négy-négy alkalom) a Harta–Ordas és az Érsekcsanád–Baja szakaszokon fordult elő úszórécecsapatokban. Legnagyobb csapata 2008 januárjában került elő Foktőnél az 1519-es fkm-nél (6 pld.).

6.2.4. Cigányréce (*Aythya nyroca*)

14 szinkronnapon került megfigyelésre összesen 28 egyede. Legnagyobb, hatpédányos csapata márciusi volt, amely az 1515-ös fkm-nél, Gerjennél bukkant fel. Az elmúlt télen a szokásosnál nagyobb számban telelt át bukórécecsapatokban. Az egy alkalommal számolt maximuma is idén februárban volt (8 pld.). A faj leginkább a gemenci szakaszokat preferálja. öt alkalommal fordult elő a Sükösd–Érsekcsanád szakaszon, és négyszer az Érsekcsanád–Baja egységben.

6.2.5. Hegyi réce (*Aythya marila*)

Az eddig megfigyelt 82 példánya 14 szinkronnapon került elő. 11 alkalommal láttuk a Fajsz–Sükösd szakaszon. Csapatai kevés egyedből állnak. Eddig két alkalommal láttunk kilenc példányt együtt, ez volt a csapat maximuma. Zömmel bukórécékhez társul. 2008 januárjában 16 példányát észleltük Gemencen. Érdekes, hogy többnyire a szekszárdi Szent László-híd egy-két kilométeres körzetében bukkan fel leggyakrabban.

6.2.6. Füstös réce (*Melanitta fusca*)

FARAGÓ (1990) tizenöt adatát említi erről a Duna-szakaszról. 2007 óta 31 egyedét azonosítottuk a vizsgálati területen. Azóta minden évben előfordult novembertől márciusig. Kedveli a gemenci Duna-szakaszt. Egyaránt négy-négy alkalommal észleltük a Sükösd–Érsekcsanád és az Érsekcsanád–Baja szakaszon. Legnagyobb csapata 2008 februárjában bukkant fel (7 pld.) az 1499-es fkm-nél Sükösdnél. Eddig a 64 megfigyelési napból 14 alkalommal észleltük.

6.2.7. Örvös bukó (*Mergus serrator*)

A három bukófaj közül nálunk a legritkább, amely általánosságban is kijelenthető fajról. Téli és kora tavaszi faj. Gyakran nagy bukókhoz társul. Eddig 16-szor láttuk összesen 28 példányát. Kiemelkedő a 2007 áprilisában megfigyelt csapat (5 pld.) az 1529-es fkm-nél (Uszód). Legjellemzőbb téli előfordulási helye Gemenc: 19 észleléséből 14 a Gemenc területén történt (19 pld.). Érdekes, hogy többnyire gácsérokkal találkoztunk.

6.2.8. Kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*)

A faj hazai állományának felfutása erőteljes. Talán ennek is köszönhetően vált a téli időszakban tömeges fajjá az általunk vizsgált Duna-szakaszon is. 2007-ben észleltük először a fajt. 2011 márciusában 194 példánnyal kulminált mennyisége, amely hazai dunai viszonylatban kiemelkedő! Legnagyobb példányszámú csapatát is ekkor sikerült megfigyelnünk. Egy 44 egyedet számláló csapata pihent egy kősarkantyún Foktőnél az 1520-as fkm-nél. 11 szinkronnapon, összesen 492 pld. került elénk. Mind a nyolc egységen előfordult már, de dél felé haladva egy darabig nő a számuk. A szakaszos megoszlás eddig a következőképpen alakult: Dunaföldvár–Harta 3 alkalom (összesen 10 pld.), Harta–Ordas 5 alkalom (összesen 15 pld.), Ordas–Paks 5 alkalom (összesen 70 pld.), Paks–Gerjen 6 alkalom (összesen 182 pld.), Gerjen–Fajsz 7 alkalom (összesen 30 pld.), Fajsz–Sükösd 9 alkalom (összesen 47 pld.), Sükösd–Érsekcsanád 11 alkalom (összesen 83 pld.), Érsekcsanád–Baja 9 alkalom (összesen 55 pld.).

Szépen látszik, hogy Gemencen fordul elő a legtöbbször, de a legnagyobb számban a Paks alatti szakaszon jelent meg.

6.2.9. Bakcsó (*Nycticorax nycticorax*)

13 szinkronnapon észleltük összesen 28 példányát. Költőtelepről a hullámtérben nincs tudomásunk, viszont egy vegyes telepe ismert a bogyiszlói ártérből, ahol nagy kócsagokkal és szürke gémekkel együtt fészkel. Valószínűleg ezért fordult elő leggyakrabban (nyolc alkalommal) a szekszárdi híd körzetében. Legnépesebb csapatai ö-öt példányból álltak, amelyeket az 1521-es fkm-nél és az 1500-as fkm-nél észleltünk. Legtöbbször májusban jellemző.

6.2.10. Fehér gólya (*Ciconia ciconia*)

Március és augusztus közötti időszakból vannak adatai. Legnagyobb számban 2007 júliusában mutatkozott (4 pld.). Eddig 16 alkalommal, összesen 27 példánya került elő. A Duna menti települések tipikus költőfaja, ártéri költéséről azonban sajnos nincs tudomásunk. Legtöbbször átrepülő és a parton szedegető bizalmas egyedeket figyeltünk meg. Nyolc alkalommal került elő az Ordas–Paks szakaszról.

6.2.11. Fekete gólya (*Ciconia nigra*)

Rendszeresen fészkelő faj, a szakaszunkon legalább húsz pár költéséről tudunk. Leggyakoribb a gemenci részen. Március és október között eddig 21 alkalommal, összesen 60 példánya került regisztrálásra. Párban vagy egyesével mutatkozott, kivétel nélkül röptében figyeltük meg egyedeit. Áprilistól augusztusig észleltük. Legmagasabb számban 2009 júliusában mutatkozott (11 pld.). Eddig csak az első, Dunaföldvár–Harta szakaszon (1560–1547 fkm) nem láttuk egyszer sem. Összesen 14-14 példánya fordult elő a Paks–Gerjen, a Fajsz–Sükösd és az Érsekcsanád–Baja szakaszokon egyaránt. A többi szakasz jelentősége elhanyagolható. Legkésőbbi adata 2009. október 16., a legkorábbi 2009. március 13.

6.2.12. Barna rétihéja (*Circus aeruginosus*)

Hazánk nádasaiban gyakori fészkelő. Halastavakon és kisebb nádfoltokban is megtelepszik. A környéken is az egyik leggyakoribb ragadozó madár. Többnyire átrepülő egyedeit szoktuk látni. Eddig 17 alkalommal összesen 31 példánya került távcső elé. Vonuló faj, így érdemes megemlíteni a 2006. januári adatát. Leggyakrabban a Gerjen–Fajsz szakaszon (1516–1507 fkm) mutatkozott, nyolc alkalommal összesen nyolc példányt láttunk itt. Az Érsekcsanád–Baja szakaszon (1486–1479 fkm) még sosem került szem elé.

6.2.13. Kis lile (*Charadrius dubius*)

Alacsony vízálláskor költéssel is próbálkozik a kavicszátonyokon, de a költés sikeressége a folyó ingadozó vízállása miatt erősen kétséges. Rendszeresen látjuk a tavaszi és a nyári hajózások alkalmával. Eddig 11 alkalommal összesen 78 példányát észleltük. Az egy folyamkilométeren észlelt legnépesebb csapata tíz madarat számlált (1540 fkm). A legtöbb egyedet (26 pld.) 2007 áprilisában láttuk. Előfordulásainak 80%-a a 2007-es évből való, nyilván ennek az évnek az alacsony vízállásai miatt került ekkor gyakran szem elé. Eredményeink szerint a faj legszívesebben a Harta–Ordas szakaszon (1546–1537 fkm) tartózkodott (nyolc alkalommal összesen 50 pld.).

6.2.14. Szerecsensirály (*Larus melanocephalus*)

A Duna általunk vizsgált szakaszához legközelebb a fülöpszállási Kelemen-széken költ. Vonuláskor a 2007. évtől mutatkozik, ami valószínűleg az enyhe állománynövekedéssel van összefüggésben. Tavaszi és őszi vonuláson egyaránt kerülhetnek elő egyedei. Eddig nyolc alkalommal összesen húsz példányát vettük számba. A zöm természetesen a fiatal madarak közül került ki. Legnagyobb csapatát (5 pld.) 2007 októberében találtuk egy bajai zátonyon (1480-as fkm) dankasirályok közé vegyülve.

6.2.15. Küszvágó csér (*Sterna hirundo*)

A Dunán tavasszal és nyáron lehet találkozni vonuló példányaival, kisebb csapataival. Eddig 13 alkalommal, összesen 63 példányát észleltük. A legtöbbet (kilenc alkalommal összesen 34 pld.) a Harta–Ordas szakaszon (1546–1537 fkm) láttuk. Az egy folyamkilométeren észlelt legnagyobb csapata (9 pld.) 2006 augusztusában került megfigyelésre az 1539-es fkm-nél.

6.2.16. Kormos szerkő (*Chlidonias niger*)

Leginkább nyáron jellemző a Duna Harta–Baja közti szakaszán. Ilyenkor víz felett vadászó, zátonyon vagy úszó fatörzsön pihenő csapatai kerülnek távcső elé. Az eddigi szinkron-

napokon 16 alkalommal, összesen 142 példánya került elő. A legnagyobb mennyiségben, 2007 júliusában láttuk (58 pld.). Az egy területen észlelt legnagyobb tömege (45 pld.) a Gerjen–Fajsz szakaszon (1516–1507 fkm) mutatkozott. Az egy folyamkilométeren megfigyelt legszámosabb csapatát is itt, az 1515-ös fkm-nél észleltük (39 pld.). Adataink április és október között minden hónapból vannak.

6.3. Ritka fajok

Bizonyos fajok előfordulásai, valószínűleg összefüggésben vannak a közeli szikes tavak vízimadár-mozgalmaival. Ugyan ilyen irányú vizsgálatok eddig még nem történtek, de a tipikus szikes tavi költők, mint a gulipán (*Recurvirostra avosetta*) vagy a gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) előfordulásaiból következtethetünk valamiféle kapcsolatra a két élőhely között. Ugyanilyen – terepen is jól érzékelhető – iránymozgás figyelhető meg a sirályoknak és a vadludaknak a kiskunsági szikes tavak és a Duna közötti átmozgásainál is. Egy konkrét példa is alátámasztja a fenti összefüggést.

2005. október 24-én az 1533-as fkm-nél, Paksnál egy erősen észak felé tartó nagy halfarkast (*Stercorarius skua*) figyeltünk meg. Másnap, azaz október 25-én bizonyosan ugyanezt a madarat a fülöpszállási Kelemen-széken észlelték. A madárról akkor már bizonyító felvételek is készültek.

A Duna folyam élőhelyi határ szerepet is betölt, hiszen a dunántúli oldalon a balparti sík Kiskunságtól vagy Kalocsai-Sárköztől erősen különböző, teljesen más típusú habitatokkal találkozunk.

6.3.1. Bütykös ásólúd (*Tadorna tadorna*)

Kora tavaszi, őszi adatai vannak. Figyelemre méltó az országos viszonylatban is kiemelkedő 19 példányos csapata, amely 2009 szeptemberében került elő Gerjennél az 1513-as fkm-nél egy kavicszátonyon.

Előfordulásai:	2009. február	1 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
	2009. március	1 pld.	Dunaföldvár–Solt (1560–1547 fkm)
	2009. szeptember	19 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)

6.3.2. Böjti réce (*Anas querquedula*)

Tavaszi vonuláskor rendszeres, de nem jellemző faj. Őszről mindössze egy adatunk van.

Előfordulásai:	2007. március	4 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. augusztus	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2009. március	9 pld.	Harta–Ordas (1546–537 fkm)
		2 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
		1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2009. április	1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)
	2010. március	8 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
	2010. április	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2011. március	16 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)

6.3.3. Üstökösréce (*Netta rufina*)

A Dunán nem jellemző faj, de mivel hazánkban többfelé terjeszkedik, így egyre gyakoribb előfordulására számítunk.

Előfordulásai:	2005. november	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2010. december	2 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)
		1 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)

	2011. január	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2011. február	2 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)

6.3.4. Jegesréce (*Clangula hyemalis*)

Téli, kora tavaszi vendég a területünkön. A paksi városi szakaszt érdekes módon nagyon kedvelik. Ritkán vegyülnek más bukórécékhez.

Előfordulásai:	2006. március	2 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. november	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517fkm)
	2007. december	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2008. január	3 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2008. február	6 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2008. március	7 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2009. január	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2009. november	4 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2010. február	1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)

6.3.5. Fekete réce (*Melanitta nigra*)

Ritka téli vendég. Dunapataji és gemenci előfordulásáról már FARAGÓ (1990) is beszámolt. Szokatlan nyári előfordulása külön figyelmet érdemel.

Előfordulásai:	2004. december	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2007. augusztus	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2009. január	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2009. december	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2011. január	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)

6.3.6. Mandarinréce (*Aix galericulata*)

Feltételezhetően szökevény példányait láttuk. Előfordulása nem jellemző.

Előfordulásai:	2005. december	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2008. március	1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)
	2008. december	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)

6.3.7. Kisasszonyréce (*Aix sponsa*)

Nagy valószínűséggel egy tenyésztőtől, gyűjteményből szökött példánya bukkant fel Baján.

Előfordulása:	2009. február	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)

6.3.8. Halcsontfarkú réce (*Oxyura jamaicensis*)

Hazánkban ritka faj, így dunai előfordulása kuriózumnak számít. Egy tojó/imm. példányát észleltük Hartán.

Előfordulása:	2010. március	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)

6.3.9. Északi búvár (*Gavia stellata*)

Őszi-téli vendég, amely eddig hat alkalommal került elő szakaszunkról.

Előfordulásai:	2005. december	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2006. november	2 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2007. december	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2008. november	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
	2009. november	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2009. december	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
		1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1496 fkm)

6.3.10. Sarki búvár (*Gavia arctica*)

Téli vendég, amely eddig kilenc alkalommal került elő az őszi–téli aspektusban.

Előfordulásai:	2004. december	2 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1506 fkm)
	2005. december	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2006. január	1 pld.	Fajsz-Sükösd (1506–1496 fkm)
	2007. november	3 pld.	Harta-Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. december	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2008. október	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
	2008. november	2 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
		1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		1 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
	2009. december	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2010. október	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)

6.3.11. Füles vöcsök (*Podiceps auritus*)

Ritka téli vendég, eddig egyetlen januári adatunk van.

Előfordulása:	2011. január	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)

6.3.12. Feketenyakú vöcsök (*Podiceps nigricollis*)

Vonulás idején előforduló ritka faj, öt alkalommal került szem elé.

Előfordulásai:	2006 december	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2007 március	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
		1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2007 április	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2007 augusztus	5 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2008 szeptember	1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1496 fkm)

6.3.13. Vörösnyakú vöcsök (*Podiceps grisegena*)

Ritka faj a Dunán. Eddig kettő téli adatunk van az általunk vizsgált szakaszról.

Előfordulásai:	2008. december	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2009. január	1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)

6.3.14. Kanalasgém (*Platalea leucorodia*)

Rendkívül ritka faj a Dunán, mivel speciális élőhelyi igényei vannak.

Előfordulása:	2008. június	2 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)

6.3.15. Halászsas (*Pandion haliaeetus*)

Rendszeres, de kisszámú tavaszi, kora őszi átvonuló.

Előfordulásai:	2007. augusztus	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. szeptember	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2008. április	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2008. szeptember	1 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
	2009. szeptember	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2011. március	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)

6.3.16. Vízityúk (*Gallinula chloropus*)

Csak alkalmi megjelenése ismert, mert a nyílt vízterekre nem jellemző.

Előfordulásai:	2008. január	1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)
	2010. december	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.17. Csigaforgató (*Haematopus ostralegus*)

Nyáron és tavasszal ritka átvonuló faj.

Előfordulásai:	2006. augusztus	2 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2007. április	5 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2008. augusztus	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
	2008. szeptember	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)

6.3.18. Gólyatöcs (*Himantopus himantopus*)

Ritka tavaszi–nyári átvonuló faj.

Előfordulásai:	2007. július	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2009. április	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2009. július	6 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
	2010. május	3 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)

6.3.19. Gulipán (*Recurvirostra avosetta*)

Ritka tavaszi és kora őszi átvonuló.

Előfordulásai:	2006. augusztus	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. április	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2009. június	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.20. Fenyérfutó (*Calidris alba*)

Országosan is ritka faj, amely eddig egy alkalommal fordult elő.

Előfordulása:	2007. augusztus	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)

6.3.21. Apró partfutó (*Calidris minuta*)

Országosan gyakori tavaszi és őszi átvonuló, ám a Dunán nem jellemző.

Előfordulása:	2007. augusztus	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)

6.3.22. Sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*)

Hazánkban gyakori tavaszi és kora őszi átvonuló, de a Dunán rendkívül ritka.

Előfordulása:	2007. július	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)

6.3.23. Havasi partfutó (*Calidris alpina*)

A leggyakoribb partfutófaj a Dunán. Tavaszi és őszi vonuló csapatait láttuk.

Előfordulásai:	2006. október	5 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. április	2 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2007. május	10 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. augusztus	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.24. Sárszalonka (*Gallinago gallinago*)

Elsősorban állóvizeket kedvelő faj, ezért rendkívül ritka a Dunán.

Előfordulása:	2009. szeptember	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)

6.3.25. Pajzsoscankó (*Philomachus pugnax*)

A Dunán nem jellemző, de tavasszal és nyáron előfordult már.

Előfordulásai:	2007. március	18 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)

	2007. április	5 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
		35 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. június	3 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2007. július	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)

6.3.26. Nagy póling (*Numenius arquata*)

Kevésbé kötődik a folyókhoz, ezért rendkívül ritka a Dunán.

Előfordulásai:	2007. július	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2009. április	1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1496 fkm)

6.3.27. Füstös cankó (*Tringa erythropus*)

Ritkának mondható tavaszi–nyári átvonuló.

Előfordulása:	2007. július	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)

6.3.28. Piroslábú cankó (*Tringa totanus*)

Rendszeres, de kisszámú kora tavaszi és nyári átvonuló.

Előfordulásai:	2007. március	1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2007. június	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		1 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
	2007. július	2 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. augusztus	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.29. Szürke cankó (*Tringa nebularia*)

Kisebb csapatokban figyelhető meg az iszapos partokon, zátonyokon. Nyáron gyakoribb.

Előfordulásai:	2007. április	12 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		2 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
		10 pld.	Paks–Gerjen (1526–1517 fkm)
		4 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
		5 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
		1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2007. július	1 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
		2 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)
		1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
		4 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. augusztus	1 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
	2008. április	1 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
	2009. június	2 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2009. szeptember	2 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.30. Erdei cankó (*Tringa ochropus*)

Rendszeres, de kisszámú tavaszi és nyári átvonuló.

Előfordulásai:	2007. április	4 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	2007. június	19 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. július	2 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		2 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 km)
	2008. március	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2008. június	2 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2009. április	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
		1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2010. március	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)

	2010. szeptember	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)

6.3.31. Réti cankó (*Tringa glareola*)

Alkalmilag megjelenő tavaszi és nyári átvonuló.

Előfordulásai:	2007. április	2 pld.	Paks–Gerjen (1525–1517 fkm)
	2007. július	4 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		2 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)

6.3.32. Nagy halfarkas (*Strecorarius skua*)

Megjelenése országos faunisztikai jelentőséggel bír.

Előfordulása:	2005. október	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.33. Szélesfarkú halfarkas (*Stercorarius pomarinus*)

Országosan is ritka őszi átvonulónak számít. Dunai megjelenése faunisztikai érdekesség.

Előfordulása:	2007. november	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.34. Heringsirály (*Larus fuscus*)

Ritka faj a déli Duna-szakaszokon. Két nyári adatunk van 2008-ból.

Előfordulásai:	2008. július	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2008. augusztus	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)

6.3.35. Kis sirály (*Larus minutus*)

Rendszeres, de kisszámú tavaszi és őszi átvonuló.

Előfordulásai:	2005. november	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2007. május	3 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2007. július	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
	2007. augusztus	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2008. május	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2009. május	2 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
		1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)

6.3.36. Kacagócsér (*Gelochelidon nilotica*)

Hazánkban ritka, a Dunán rendkívül ritka faj! Egy júniusi adata van Bajáról.

Előfordulása:	2009. június	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)

6.3.37. Lócsér (*Hydroprogne caspia*)

Ritka őszi átvonuló a Dunán.

Előfordulása:	2007. szeptember	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)

6.3.38. Fattyúszerkő (*Chlidonias hybrida*)

Rendszeres, de kisszámú, főként tavaszi és nyári átvonuló.

Előfordulásai:	2006. augusztus	1 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
	2007. május	9 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
		30 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
		1 pld.	Paks–Gerjen (1525–1517 fkm)
		1 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)
	2008. május	5 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	2009. május	3 pld.	Fajsz–Sükösd (1506–1497 fkm)

2010. június	1 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
	2 pld.	Sükösd–Érsekcsanád (1496–1487 fkm)
	10 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)
2010. július	4 pld.	Dunaföldvár–Harta (1560–1547 fkm)
	4 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
	4 pld.	Ordas–Paks (1536–1527 fkm)
2010. augusztus	1 pld.	Harta–Ordas (1546–1537 fkm)
2010. szeptember	1 pld.	Gerjen–Fajsz (1516–1507 fkm)
	1 pld.	Érsekcsanád–Baja (1486–1479 fkm)

7. A VÍZIMADARAK ÁLLOMÁNYDINAMIKÁJA ÉS A KÖRNYEZETI TÉNYEZŐK ALAKULÁSÁNAK ÖSSZEVETÉSE

Az egyes ökológiai tényezők és a vízimadár-közösségek kapcsolatát a 4.3. fejezetnek megfelelően végeztük el. Tehát az elemzés során lineárisra visszavezethető regressziót és korrelációanalízist alkalmaztunk.

A dunakanyari tapasztalatokat (HORVÁTH, 2000) elfogadva és követve a számolási napokon mért bajai vízállásértéket hasonlítottuk össze az adott napon kapott példányszámmal és fajszámmal. A korreláció helyességét F-próbával ellenőriztük le.

Elöljáróban ki lehet jelenteni, hogy a regressziós egyenes sokszor nem tükrözi hűen, a valós összefüggéseket, amelynek legfőbb oka az, hogy a minta nem elégséges ahhoz, hogy komoly korrelációt mutassunk ki. Az elkövetkező évek további folyamatos felmérései már elegendő alapot adhatnak egy értékelhetőbb kapcsolat kimutatására, ám a jelenlegi hatéves adatsor sok esetben még nem adja ki a várt eredményt, és a nagy szórás miatt a torzító hatás érvényesül. Ennek ellenére mégis tájékoztató jelleggel bemutatjuk az egyes regressziós grafikonokat, még ha azok sok esetben nem szignifikáns értéket is ábrázolnak. Néhány esetben bemutatjuk az összefüggést olyan esetben is, amikor a kiugró értéket kivettük, így a kora őszi és őszi aspektusban jelentős korrelációt tudtunk kimutatni.

A hat aspektusból még így is csak a kora ősz és az ősz vonatkozásában tudtuk valamelyest értékelhetőbb grafikonokon szemléltetni az összefüggést. A kora tavaszi, a tavaszi, a nyári és a téli aspektus kihagyása mellett a fent említett okok miatt döntöttünk.

Szakirodalmi adatok szerint a regresszió/korreláció esetében az esetszám minimuma a független változó hatszorosa kell hogy legyen (CSANÁDY *et al.*, 1995).

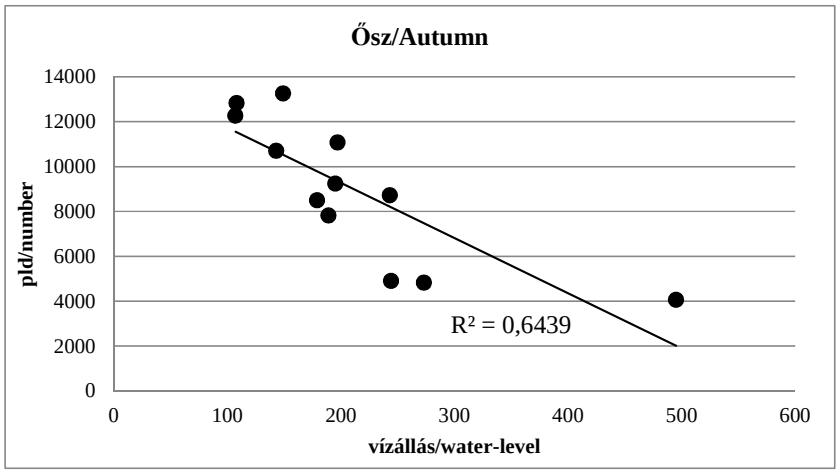
A hőmérséklet/vízállás és az összegyedszám között az összefüggés 95%-os konfidenciaszinten szignifikáns, F-próbával ellenőrizve.

Szignifikanciaszintek:
p < 0,001***
p < 0,01**
p < 0,05*

7.1. Vízállás és a fajszám, valamint összegyedszám összevetése

Őszi aspektus:

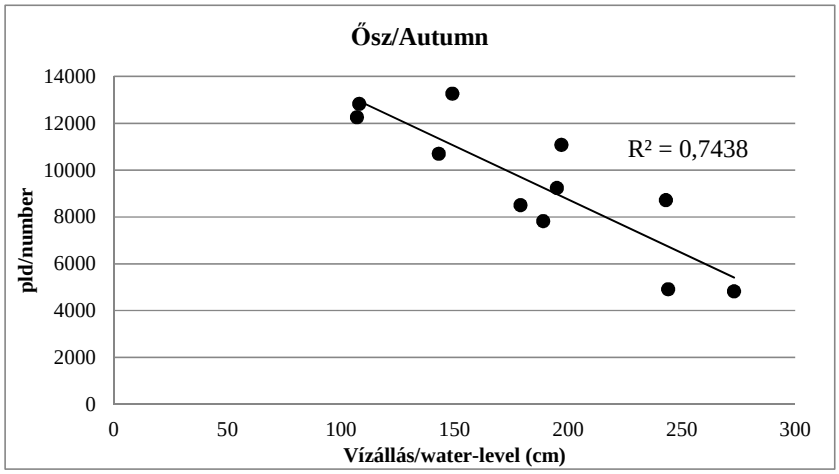
Az őszi aspektusban a vízállás és az összegyedszám között kapcsolatot állapítottunk meg, ami terepen is egyértelműen érezhető volt. A fajszám és a vízállás viszont már nem mutatott olyan szoros kapcsolatot.



40. ábra: A vízállás és az összegyedszám közötti korreláció az őszi aspektusban I.
Figure 40: Correlation between water-level and number of observed individuals in autumn season I.

F-próbával ellenőrizve:
p = 2,15496E-14 – szignifikáns***

Ebben az aspektusban egy kiugró értéket kivettük, mivel elütött az átlagtól. Úgy gondoljuk, hogy ezt az estet is érdemes megnézni, mivel így a determinációs koefficiens értéke 64%-ról 74%-ra ugrik. A kiugró érték figyelmen kívül hagyása jelentősen módosította a trendet.

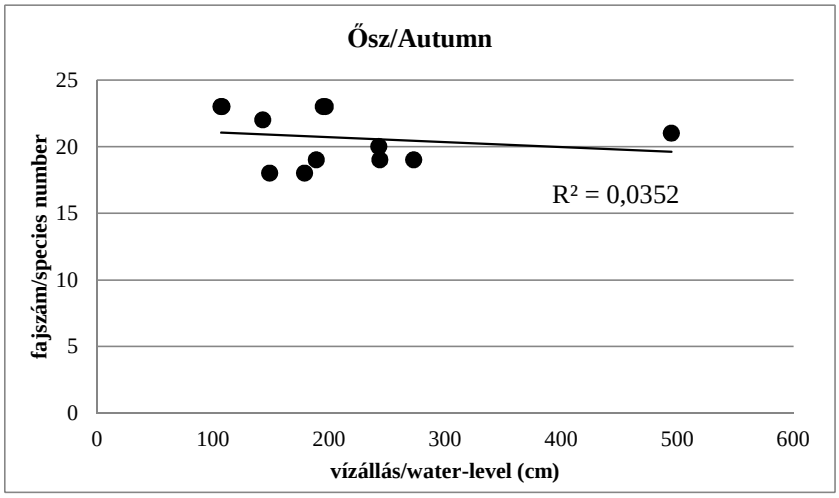


41. ábra: A vízállás és az összegyedszám közötti korreláció az őszi aspektusban II.
Figure 41: Correlation between water-level and number of observed individuals in autumn season II.

F-próbával ellenőrizve:
p = 1,43068E-15 – szignifikáns***

Jól látható, hogy a vízállás és az összegyedszám összefüggése ősszel erős. Ezt alátámasztja a terepi tapasztalat is, mivel jól érzékeltük, hogy az esetleges magas vízállásoknál lényegesen kevesebb madarat láttunk, mint alacsony víznél. Nem nehéz belátni, hogy az alacsony vízállás nagyobb élőhelyi diverzitással jár. Zátonyok, mellékágak,

kövezések kerülnek szárazra, amik remek pihenőhelyül szolgálnak egyes fajcsoportoknak. A fajszám és a vízállás kapcsolata terepen nem volt érzékelhető.

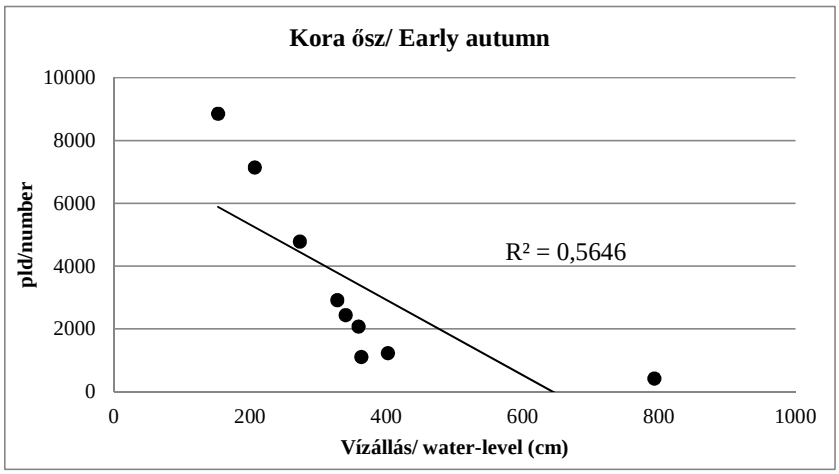


42. ábra: A fajszám és a vízállás közötti korreláció az őszi aspektusban
Figure 42: Correlation between number of species and water-level in autumn season

F-próbával ellenőrizve:
p = 9,03784E-17 – szignifikáns***

Kora őszi aspektus:

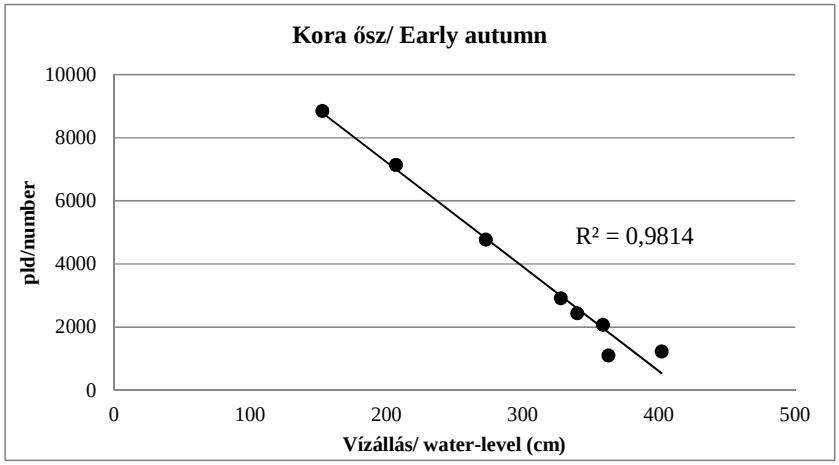
Az kora őszi aspektus az egyedszám és a vízállás összefüggésében is nem várt eredményt, kapcsolatot hozott. Sikerült kimutatni, hogy ebben az időszakban a legerősebb a kapcsolat a két tényező között.



43. ábra: Az egyedszám és a vízállás közötti korreláció a kora őszi aspektusban I.
Figure 43: Correlation between number of species and water-level in early-autumn season I.

F-próbával ellenőrizve:
p = 1,61635E-08 – szignifikáns***

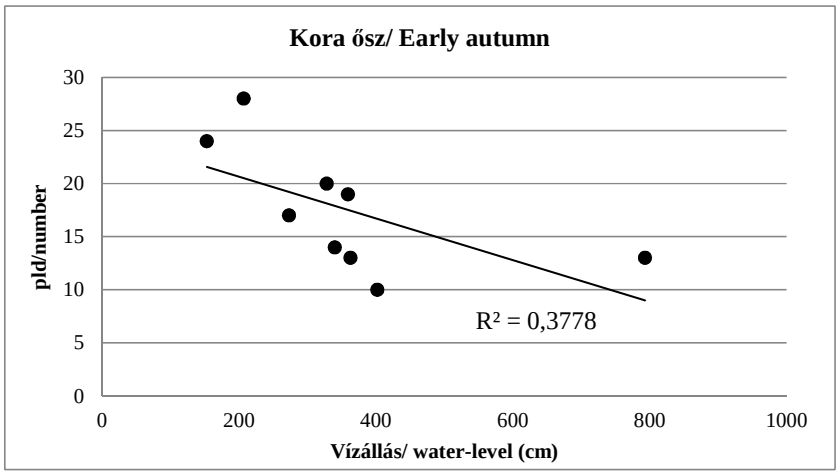
Az egy kiugró értéket ebben az esetben is kivettük, így egy 98%-os összefüggést tudtunk kimutatni, ami nagyon erős kapcsolatot jelent.



44. ábra: Az egyedszám és a vízállás közötti korreláció a kora őszi aspektusban II.
Figure 44: Correlation between number of observed individuals and water-level in early-autumn season II.

F-próbával ellenőrizve:
p = 7,94208E-10 – szignifikáns***

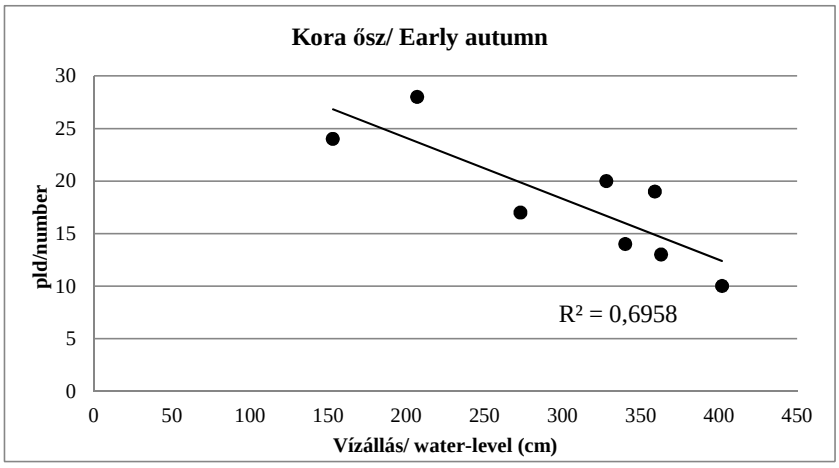
Az augusztus–szeptemberi vonulás során a madarak szívesen használják a Duna zátonyait, sekély partjait, ha azok rendelkezésükre állnak alacsony víz esetén.



45. ábra: A fajszám és a vízállás közötti korreláció a kora őszi aspektusban I.
Figure 45: Correlation between number of species and water-level in early-autumn season I.

F-próbával ellenőrizve:
p = 7,58058E-11 – szignifikáns***

A fajszám és a vízállás összefüggésének vizsgálatakor is célszerűnek láttuk kivenni a kiugró értéket. Így lényegesen erősebb korrelációt tudtunk kimutatni.



46. ábra: A fajszám és vízállás közötti korreláció a kora őszi aspektusban II.
Figure 46: Correlation between number of species and water.level in early autumn season II.

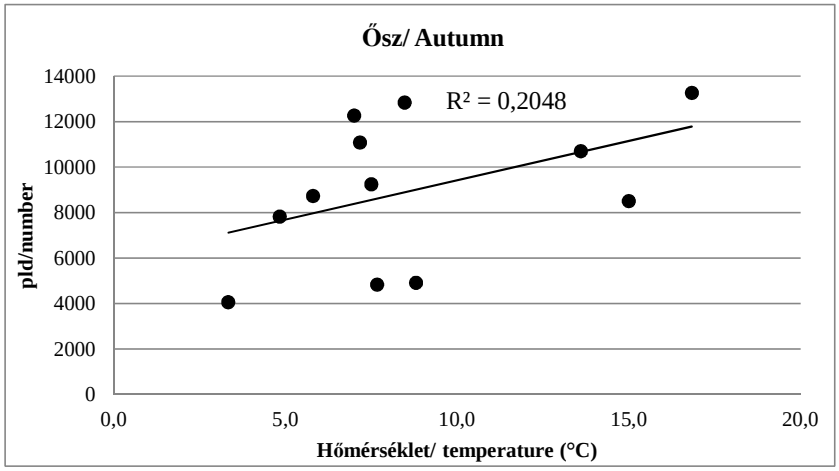
F-próbával ellenőrizve:
p = 2,8506E-07 – szignifikáns***

Fontos megemlíteni, hogy a Duna sokszor rövid időintervallumon belül is képes nagyon nagy vízszintingadozásokat produkálni. Erre a madarak néha nem tudnak elég gyorsan reagálni, így előfordul, hogy kiugró értéket kapunk, vagy látszólag kedvező vízállásnál is kevesebb példánnyal találkozunk.

7.2. A hőmérséklet és a fajszám, valamint összegyedszám összevetése

Őszi aspektus:

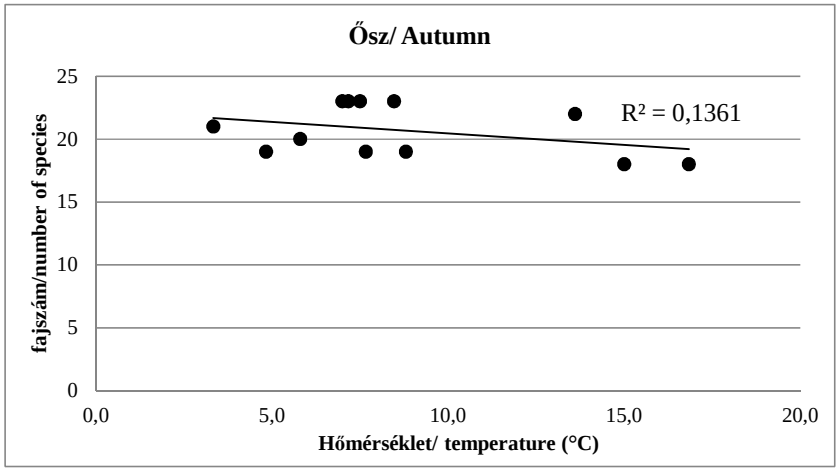
Csak próbaképpen vizsgáltuk a hőmérséklet kapcsolatát az egyes paraméterekkel, de szignifikáns kapcsolatot nem sikerült kimutatni. Talán nagyobb mintaszámmal jobban kirajzolódna a valós kapcsolat.



47. ábra: A hőmérséklet és az egyedszám közötti korreláció az őszi aspektusban
Figure 47: Correlation between air temperature and number of individuals in autumn season.

F-próbával ellenőrizve:
p = 9,15005E-30 – szignifikáns***

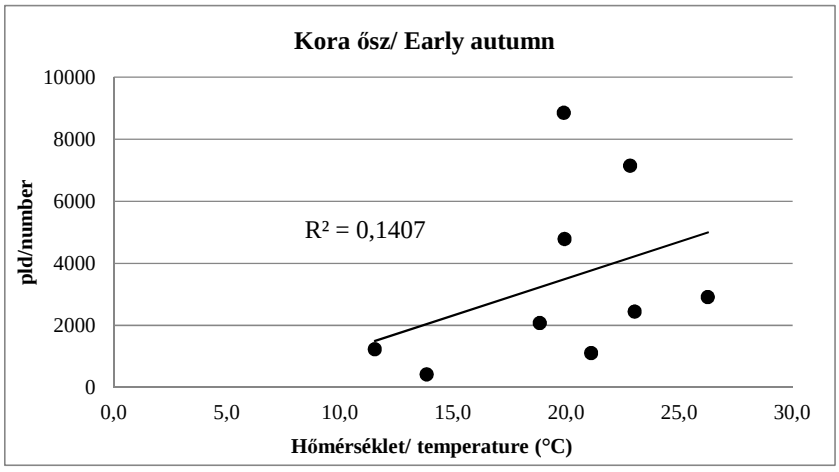
Látható, hogy a kapcsolat létezik, de a vízállással összehasonlítva erőssége nem jelentős.



48. ábra: A hőmérséklet és a fajszám közötti korreláció az őszi aspektusban
Figure 48: Correlation between air temperature and number of species in autumn season.

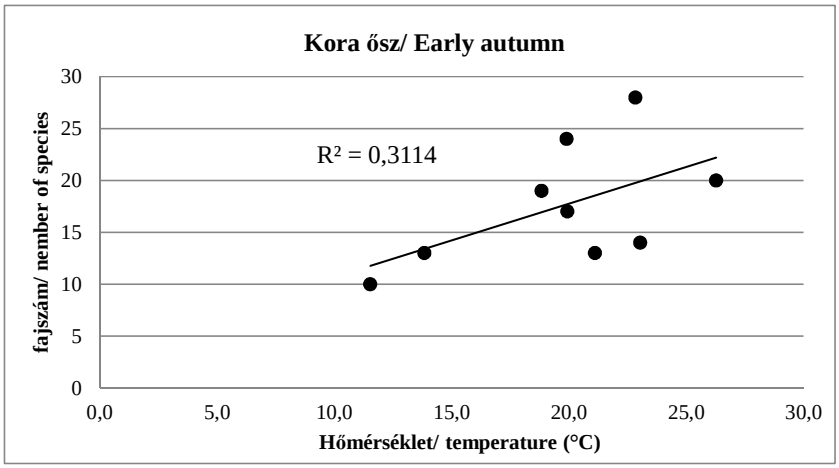
F-próbával ellenőrizve:
p = 0,028474926 – szignifikáns*

Kora őszi aspektus



49. ábra: A hőmérséklet és az egyedszám közötti korreláció a kora őszi aspektusban
Figure 49: Correlation between air temperature and number of individuals in early autumn season.

F-próbával ellenőrizve:
p = 2,69693E-21 – szignifikáns***



50. ábra: A hőmérséklet és a fajszám közötti korreláció a kora őszi aspektusban
Figure 50: Correlation between air temperature and number of species in early autumn season

F-próbával ellenőrizve:
p = 0,516433353 – nem szignifikáns

Várakozásaink szerint a téli aspektusnak kellett volna komoly korrelációt mutatnia a hőmérséklettel, de ebben az időszakban a hőmérséklet és az egyedszám vonatkozásában nagyon gyenge, a hőmérséklet és a fajszám tekintetében pedig semmilyen kapcsolatot sem mutattunk ki. A terepi tapasztalat azt mutatja, hogy egy hirtelen felmelegedés, amely néhány holtágat, csatornát kiolvaszt, szinte azonnal elszívja a Dunáról a tömeget adó fajokat. Ebből látszik, hogy a Duna valójában csak „kényszermegoldás" számukra. 2011 telén egy remek példáját láthattuk ennek, amikor egy a Dunától 5 km-re lévő belvízfolton gyűlt össze több ezer vízimadár. Egészen a végsőkig kitartottak a jégmentes folton, és csak utána hagyták el a léket és mozdultak el onnan. Volt köztük 80 bütykös hattyú is, amelyekkel a teljes lefagyás után a közeli Duna-szakaszon nem találkoztunk. Valószínűsíthetjük, hogy délre vonultak el, a látszólag logikusnak tűnő közeli Duna helyett.

A Duna a nagy tömeget adó úszórécéknek sem nyújt táplálkozó területet, csupán pihenőhelyül szolgál. A bukórécék, legalábbis nálunk, mindig ingadozó számúak, nagyon nagy szórással mutatkoznak. Megfigyeléseink szerint a kárókatonák is előnyben részesítik a sekélyebb vizeket, ahol könnyebben tudnak halhoz jutni, így ha valamelyest enyhül az idő, akkor kimennek a Dunáról a kisebb vizekre halászni.

8. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A vízimadár-monitoring hat évének eredményei alapján elmondható, hogy az általunk vizsgált Dunaföldvár–Baja közötti Duna-szakasz madártani szempontból nagyon jelentős terület. Az itt kimutatott 83 vízimadárfaj az élőhelyek sokféleségét jelzi, de ez az állapot csak kellő odafigyeléssel és védelemmel tartható fenn. A terület aktív védelmével feltételezhetően még jobban nőne a vonuló és telelő madarak állománya, és ezáltal a terület nemzetközi figyelemre és oltalomra tarthatna számot.

Fontos kiemelni a területen folytatott vízivadvadászat hatását a telelő madár-állományra. A vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól szóló *79/2004. (V. 4.) FVM rendelet* (URL1) kimondja, hogy a Duna Rácalmástól az országhatárig terjedő szakaszán valamennyi Duna-

zátony területe – mint a vízivad fészkelési is vonulási szempontból hazai kiemelt jelentőségű vízi élőhely – vadászati kíméleti területnek minősül, így azokon mindennemű vadászati tevékenységet végezni a törvény erejénél fogva tilos. (Kivételes esetekben a vadászati és természetvédelmi hatóság engedélyezheti azt vadkárelhárítás címen.) Ez a szabályozás sajnos sokszor nem tud hatást gyakorolni a vadászati tevékenységet végző gazdálkodókra, mivel gyakran a zátonyokon éjszakázó vadludak és récék jelentős zavarásával végzik a vadászatokat. A zátonyok közelében leskunyhókból és csónakból lövik a madarakat, és ezzel sokszor kedvezőtlen pihenőhelyre kényszerítik őket, ahol kevésbé biztonságos éjszakázóhelyet találnak. Egyfajta „bölcs hasznosítással" a kíméleti területek védelme érdekében célszerű lenne a gátakon kívülre helyezni a vadlúd- és récevadászatot ugyanúgy, mint a gemenci területeken. Ezzel a dunai vízivadvadászat sikere, így az abból származó bevétel is növelhető lenne, és elkerülhetnék az állandó konfliktust a nemzeti parkokkal, civilekkel.

A horgászat és a halászat sok helyen zavaró tényezőként hat, főleg a kisebb öblökben és kősarkantyúknál. Ennek szabályozása nem egyszerű feladat, de mindenképpen sürgető lenne, a vízimadarak védelmében. Ugyanakkor tudomásul kell vennünk, hogy a Duna mint hazánk legnagyobb folyója számos funkcióval bír, ezek közül csak egy a madártani jelentőség.

Az Európai Unióba történő csatlakozással hazánkra mint nemzetközi hajózóúttal rendelkező tagállamra nagy felelősség hárult azzal, hogy biztosítani kell a dunai kereskedelmi útvonal biztonságát és kivitelezését. Ez a folyó medermélyítésével járna, mégpedig oly mértékig, hogy a jelenlegi szűkületeknél és gázlóknál a 270 centiméteres merülési mélységű teherhajók is tudjanak közlekedni. Ez a beavatkozás véleményem szerint több természetvédelmi szempont szerint is kedvezőtlenül hatna a Duna természetes élőhelyeire, ebből adódóan a vízimadaraira. A tárgyalások még nem zárultak le, így egyelőre csak bizakodhatunk, hogy a természetvédelem és a vízimadarak szempontjából pozitív eredménnyel végződnek.

Fentieken kívül a területhasználat ésszerű határait is meg kellene állapítani. Főként a nyári félévben jelent komoly zavarást a zátonyokon és mellékágakban fürdőző és vízi sportokat űző emberek jelenléte. E zavarás enyhítése egy ésszerű kompromisszumos megoldással elképzelhető lenne. A hajózást mint zavaró tényezőt a madarak feltehetően sokkal jobban tolerálnák egy kedvezőbb és ésszerűbb parthasználatú területen.

A Kalocsa és Gerjen közötti Duna-híd megépítése évek óta napirenden van a környék önkormányzatainál. Reménykedhetünk, hogy ez a beavatkozás nem fog megvalósulni, mert úgy gondoljuk, hogy az elmúlt hét évben megépült két Duna-híd bőven kiszolgálja a közlekedést, és semmilyen gazdasági érdek nem tudja érvényre juttatni ezt az ügyet.

Célszerű lenne a Duna e szakaszának Gemencen kívüli részét, ha nem is nemzetközi védelemre, de hazai védelemre javasolni. Számos fokozottan védett madárfaj fordul meg vonulása során, vagy költ rendszeresen, s ezek teljesebb védelme csak az élőhelyek védelme által lenne hosszú távon biztosítható. Érdemes lenne a Duna teljes magyarországi szakaszát, még ha nem is egész évben, de a Balatonhoz hasonlóan időkorlátozással a Ramsari Egyezmény területei közé javasolni.

A kutatásokat mindenképpen szeretnénk tovább folytatni, mert úgy gondoljuk, hogy hazánk legnagyobb folyója madártani szempontból is több figyelmet érdemel, és az élőhelyeken bekövetkezett változások csak egy hosszú távú és részletes vizsgálat eredményeként értelmezhetők és elemezhetők.

9. ÖSSZEGZÉS

Jelen dolgozatban a Duna Dunaföldvár és Baja közötti 81 folyamkilométeres szakaszán végzett vízimadár-monitoring hatéves eredményeit közöljuk. A felmérés kezdete óta összesen 83 vízimadárfaj 401 321 példánya került távcső elé. A madarak többsége az úszó- és bukórécék közül került ki, ezen belül is a kerceréce (*Bucephala clangula*), a barátréce (*Aythya ferina*) és a kontyos réce (*Aythya fuligula*) száma volt meghatározó. Domináns fajnak bizonyult még a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) is, amely minden aspektusban előfordult. A leggyakoribb fajnak a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) bizonyult, amely az összes megfigyelt madár 77%-át tette ki. Az eredményeket több szempont szerint értékeltük és elemeztük.

Az egyes szakaszok és az élőhelyi viszonyok jellemzésére kiemelt hangsúlyt fektettünk, mivel a fajok sokszor csak egyes élőhelyekhez köthetők.

Összehasonlítottuk a tíz folyamkilométeresre felosztott egységeket madárközösségek szintjén. A szezonokat hat aspektusra osztottuk, és e szerint végeztük a területek közösségének értékelését. A fajokat gyakoriságuk szerint három kategóriába soroltuk, gyakori, szórványos vagy ritka státuszú. Az aspektusonként kapott fajszámot és összpéldányszámot a hőmérséklettel és a vízállással vetettük össze korreláció és regresszió-analízis alkalmazásával. Az adatok mennyisége nem minden aspektusban érte el azt a szintet, aminél már érdemes lett volna grafikonon is ábrázolni a kapcsolat erősségét, ezért csak a kora őszi és az őszi aspektusra terjedően végeztünk összevetést. A kapott eredmények bizonyos esetekben igen jelentős összefüggésről árulkodnak. A dolgozatunk eredményeivel egy kezdeti kutatás magját szerettük volna bemutatni, amely a jövőre nézve egy hosszú távú kutatás alapjaként szolgálhat.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet fejezem ki konzulenseimnek, PROF. DR. FARAGÓ SÁNDORnak és SELMECZI KOVÁCS ÁDÁMnak, akik példaértékű szakmai kutatásaikkal mindvégig iránymutatást adtak a dolgozatom elkészítéséhez. Külön köszönet illeti családomat, hogy nagy türelemmel és támogatással segítették munkámat. Továbbá köszönettel tartozom a KITŰZŐ IV. HAJÓ DOLGOZÓInak, hogy lehetőséget biztosítottak a terepi felmérésekhez és a következő személyeknek, akik a felmérésekben vagy az adatfeldolgozásban részt vettek, illetve ötleteikkel, szakmai tanácsaikkal segítségemre voltak: BERDÓ JÓZSEF, GOSZTONYI LÍVIA, DR. HADARICS TIBOR, HANGYA KATALIN, KALOCSA BÉLA, KIRTYÁN TAMÁS, KISS TAMÁS, KOVÁCS GYULA, IFJ. KOVÁCS SÁNDOR, OROSZI ZOLTÁN, SÁPI TAMÁS, TAMÁS ENIKŐ ANNA, DR.WINKLER DÁNIEL

IRODALOMJEGYZÉK

BOROS E. (1992): *Telelő vízivadállomány és az időjárási valamint táplálkozásökológiai tényezők közös vizsgálata.* TDK dolgozat. GATE, Állattani és Ökológiai Tanszék, Gödöllő.

BREHM A. E. (1890): Forscherfahrten auf der Donau. *In:* BREHM, A. E.: *Vom Nordpol zum Aequator.* Union Deutsche Verlagsgesellschaft, Stuttgart–Berlin–Leipzig: 449–471.

CSANÁDY V., HORVÁTH R. & SZALAY L. (1995): *Matematikai statisztika.* Egyetemi jegyzet. Sopron: 114–122.

DELANY, S. & SCOTT, D. (2006): *Waterbird population estimates.* Fourth edition. *Wetlands International,Wageningen.*

FARAGÓ S. (1985): Javaslat a vízivad- (vízimadár-) biotópok tipológiájának és osztályozásának kialakításához és továbbfejlesztéséhez Magyarországon. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* 1984(1–2): 91–112.

FARAGÓ S. (1990): A kormos réce (*Melanitta* BOIE) nem fajainak előfordulása Magyarországon. *Aquila* **96–97**: 37–64.

FARAGÓ, S. (1995): *Geese in Hungary 1986–1991. Numbers, migration and hunting bags.* IWRB, Slimbridge.

FARAGÓ S. (1996a): A Duna Gönyű–Szob közti szakasza (1791–1708 fkm) vízimadár állományának 10 éves (1982–1992) vizsgálata. *Magyar Vízivad Közlemények* **1**: i–v, 1–461

FARAGÓ S. (1996b): A Magyar Vadlúd Adatbázis 1984–1995: Egy tartamos monitoring. *Magyar Vízivad Közlemények* **2**: 3–168.

FARAGÓ S. (1997a): A Magyar Vízivad Információs Rendszer. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 3–16.

FARAGÓ S. (1998b): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 61–263.

FARAGÓ S. (1998c): A vadlúd monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 17–60.

FARAGÓ S. (1999a): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **5**: 63–327.

FARAGÓ S. (1999b): A vadlúd monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **5**: 3–62.

FARAGÓ S. (2001a): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **7**: 41–212.

FARAGÓ S. (2001b): A vadlúd monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **7**: 3–40.

FARAGÓ S. (2002a): A magyar vízivad monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **8**: 45–256.

FARAGÓ S. (2002b): A vadlúd monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **8**: 3–43.

FARAGÓ S. (2002c): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **9**: 47–249.

FARAGÓ S. (2002d): A vadlúd monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **9**: 3–45.

FARAGÓ S. & GOSZTONYI L. (2003a): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **11**: 51–252.

FARAGÓ S. & GOSZTONYI L. (2003b): A vadlúd monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **11**: 3–50.

FARAGÓ S. (2005a): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2002/2003-as idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **12**: 43–224.

FARAGÓ S. (2005b): A vadlúd monitoring eredményei a 2002/2003-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **12**: 3–42.

FARAGÓ S. (2006a): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **13**: 41–214.

FARAGÓ S. (2006b): A vadlúd monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **13**: 3–39.

FARAGÓ S. (2007a): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2004/2005-ös idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **14**: 41–209.
FARAGÓ S. (2007b): A vadlúd monitoring eredményei a 2004/2005-ös idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **14**: 3–40.
FARAGÓ S. (2007c): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2005/2006-os idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **15**: 47–220.
FARAGÓ S. (2007d): A vadlúd monitoring eredményei a 2005/2006-os idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **15**: 3–45.
FARAGÓ S. (2008a): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2006/2007-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **17**: 43–214.
FARAGÓ S. (2008b): A vadlúd monitoring eredményei a 2006/2007-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **17**: 3–42.
FARAGÓ S. (2008c): A vonuló vízivadfajok állományainak tér-idő mintázata Magyarországon. Az 1996–2004 közötti időszak elemzése. *Magyar Vízivad Közlemények* **16**: 49–200.
FARAGÓ S. (2010a): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2007/2008-as idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 43–203.
FARAGÓ S. (2010b): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2008/2009-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 259–420.
FARAGÓ S. (2010c): A vadlúd monitoring eredményei a 2007/2008-as idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 3–41.
FARAGÓ S. (2010d): A vadlúd monitoring eredményei a 2008/2009-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **18–19**: 221–258.
FARAGÓ, S. (2010e): Numbers and distributions of geese in Hungary 1984–2009. *Ornis Svecica* **20**: 144–154.
FARAGÓ S. (2011a): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2009/2010-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 43–200.
FARAGÓ S. (2011b): A magyar vízivad monitoring eredményei a 2010/2011-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 251–486.
FARAGÓ S. (2011c): A vadlúd monitoring eredményei a 2009/2010-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 3–41.
FARAGÓ S. (2011d): A vadlúd monitoring eredményei a 2010/2011-es idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **20–21**: 201–249.
FARAGÓ S. & HANGYA K. (2009): Befolyásolja-e a vízállás a Duna vízimadár állományának faj- és egyedszámát? *In:* LAKATOS F. & KUI B. (szerk.): Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kari Tudományos Konferencia. Konferencia kiadvány. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron: 282–285.
FARAGÓ S. & JÁNOSKA F. (1996): A vadlúd monitoring eredményei az 1995/1996-os idényben Magyarországon. *Magyar Vízivad Közlemények* **2**: 169–212.
FARAGÓ S. & NÁHLIK A. (1997): *A vadállomány szabályozása.* Mezőgazda Kiadó, Budapest: 110–114.
FARAGÓ S. & RITTER D. (1997): A vízivad teríték Magyarországon 1996-ban. *Magyar Vízivad Közlemények* **4**: 265–365.
FARAGÓ S. & RITTER D. (1999): A vízivad teríték Magyarországon 1997-ben. *Magyar Vízivad Közlemények* **5**: 329–418.
FARAGÓ S., CSÁNYI S. & LEHOCZKI R. (2001): A vízivad teríték Magyarországon az 1998/1999-es vadászidényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **7**: 213–293.
FARAGÓ S., CSÁNYI S. & LEHOCZKI R. (2002a): A vízivad teríték Magyarországon az 1999/2000-es vadászidényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **8**: 257–325.

FARAGÓ S., CSÁNYI S. & LEHOCZKI R. (2002b): A vízivad teríték Magyarországon a 2000/2001-es vadászidényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **9**: 251–322.

FARAGÓ S., CSÁNYI S. & LEHOCZKI R. (2003): A vízivad teríték Magyarországon a 2001/2002-es vadászidényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **11**: 253–342.

FARAGÓ S., CSÁNYI S. & LEHOCZKI R. (2005): A vízivad teríték Magyarországon a 2002/2003-es vadászidényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **12**: 225–245.

FARAGÓ S., CSÁNYI S. & LEHOCZKI R. (2006): A vízivad teríték Magyarországon a 2003/2004-es vadászidényben. *Magyar Vízivad Közlemények* **13**: 215–234.

HADARICS T. (1997a): Érdekes madármegfigyelések, 1997. február–április. *Túzok* **2**(2):71–82.

HADARICS T. (1997b): Érdekes madármegfigyelések, 1997. augusztus–október. *Túzok* **2**(4):146–160.

HAMMER, Ř., HARPER, D. A. T., & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 9.

HANGYA K. (2005): *A Duna Gönyű és Szob közti szakaszán 1982–2004 között végzett madárállomány felmérések faji szintű átfogó elemzése.* Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.

HARASZTHY L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest.

HEATH, M. F. & EVANS, M. I. (eds.) (2000): *Important Bird Areas in Europe. Priority sites for conservation.* Volume 2. *Southern Europe.* BirdLife International, Cambridge: 345.

HORVÁTH G. (2000): A Duna vízimadarai és a vízállás. *Füzike* **38**: 3–7.

HORVÁTH Z. (2010): A magyarországi rétisas-védelmi program tevékenysége 2009-ben. *Heliaca* **7**:55–58.

KALOCSA B. & TAMÁS E. (2003): Rétisas (*Haliaeetus albicilla*) fészkelési adatok az Alsó Duna-völgyben 1987–2002. *Magyar Vízivad Közlemények* **10**: 301–307.

KEVE, A. (1969): *Das Vogelleben der mittleren Donau.* Akadémiai Kiadó, Budapest.

KEVE A., BERETZK P. & SCHMIDT E. (1959): Az egyidejű (synchron) vízimadártani kutatás feladatai és néhány eredménye. *Állattani Közlemények* **47**(1–2): 119–124.

KEVE A. & SCHMIDT E. (1964): A vízimadarak vonulásának egyidejű (synchron) kutatása. *Aquila* **69–70**: 145–157.

KLEINER, E. (1940): Mitteilungen über die Ornis der mittleren Donau. *Folia Zoologica et Hydrobiologica* **10**: 450–479.

MAGYAR G., HADARICS T., WALICZKY Z., SCHMIDT A., NAGY T. & BANKOVICS A. (1998): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Madártani Intézet – MME – Winter Fair, Budapest–Szeged.

MARSIGLI, A. F. (1726): *Danubius Pannonico-mysicus, observationibus geographicis, astronomicis, hydrographycis, historicis, physicis perlustratus et in sex tomos digestus.* Tomus V. *De avibus circa aquas Danubii vagantibus, et ipsarum nidis.* P. Gosse, R. Chr. Alberts, P. de Hondt – Herm. Uytwerf & Franç. Changuion, Haga–Amstelodam.

MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

MUSICZ L. (1990): Vadlúdmozgalmak vizsgálata a tatai Öreg-tavon az 1984–1989 közötti időszakban. *Aquila* **96–97**: 19–35.

NAGY SZ. (1998): *Fontos madárélőhelyek Magyarországon.* Magyar Madártani és Természet-védelmi Egyesület, Budapest.

ROSE, P. M. & SCOTT, D. A. (1997): *Waterfowl population estimates.* Wetlands International, Slimbridge.

[RUDOLF VON ÖSTERREICH, KRONPRINZ] (1878): *Fünfzehn Tage auf der Donau.* Kaiserlich-königliche Hof- und Staatsdruckerei, Wien.

RUDOLF TRÓNÖRÖKÖS FŐHERCZEG (1890): *Tizenöt nap a Dunán*. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest: 26–28.

RUDOLF VON OESTERREICH, KRONPRINZ, HOMEYER, E. F. V. & BREHM, [A. E.] (1879): Zwölf Frühlingstage an der mittleren Donau. *Journal für Ornithologie* **27**(1): 1–83.

SCHMIDT E. (1959): Az 1958 évi synchron vizimadárvonulás megfigyelés eredményei. *Vertebrata Hungarica* **1**(2): 171–186.

SCHMIDT E. (1961): Az 1960 évi synchron vízimadárvonulási megfigyelések eredményei. *Vertebrata Hungarica* **3**(1–2): 83–104.

SCHMIDT E. (1975): A novemberi és januári réceszámlálások néhány eredménye Magyarországon. I. *Anas platyrhynchos*. *Aquila* **80–81**: 149–168.

SCHMIDT E. (1977): A novemberi és januári réceszámlálások néhány eredménye Magyarországon. I. *Anas crecca*. *Aquila* **83**: 137–141.

SELMECZI KOVÁCS Á. (2003): A Dunakanyar vízimadárállományának változásai az ökológiai viszonyok függvényében az elmúlt évtizedben. *Magyar Vízivad Közlemények* **10**: 1–140.

TAMÁS Á. (2007): *A Duna Harta – Baja (1546 – 1479 fkm) közötti szakaszán végzett vízimadár monitoring eredményei.* Kari Tudományos Diákköri Konferencia dolgozat. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron.

TAMÁS Á. (2008): *A Duna Harta és Baja (1546–1479 fkm) közti szakaszán végzett madárállomány felmérések faji szintű elemzése.* Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.

TAMÁS Á. (2011): *A Duna Dunaföldvár és Baja közti szakasza (1560 – 1479 fkm) vízimadár állományának vizsgálata.* Diploma tervezet. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Sopron.

Internethivatkozások:

URL1: http://www.njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=94376.132288

URL2: http://www.hydroinfo.hu/Html/hidinfo/duna.html

URL3: http://ogimet.com/cgi-bin/gsodres?ind=129600-99999&ord=DIR&ano=2011&mes=03&day=14&ndays=31

STUDY OF WATERBIRD POPULATIONS ON THE DANUBE BETWEEN DUNAFÖLDVÁR AND BAJA (1560–1479 RKM)

Tamás, Á. & Agócs, P.

SUMMARY

In the present study the faunistic results of the waterfowl monitoring, which has been going on since 2005, and stock dynamics of the more common species observed within our study area are represented. When setting up our research the main motivating factor was to obtain a more complete view about the ornithological importance of this reach of the Danube. So far no publications about the reach between Dunaföldvár and Baja were available in this subject.

This 81 riverkilometre long reach of the Danube is exceptionally diverse in terms of habitats and bird species as well. During our study we have registered altogether 401 321 individuals of 83 waterfowl species on 64 occasions. Only the data of synchronized countings (censuses) performed from a ship were taken as a basis during the elaboration. Although exact conclusions can not yet be drawn from the results, an insight about the tendency of breeding and migratory population of the waterfowl species occurring on and around this reach of the river have been obtained. Regarding faunistic curiosities, several rare breeding species were found along the studied river reach in the breeding season of which would have probably not turned out, however. Bird communities within each aspect were evaluated based on community structure parameterson (density-dominance-invariance values) and habitat use on the level of 10 km-long reaches. Correlation analyses of air temperature and the number of species present, water-level and the number of species present, furthermore air temperature and the quantity of birds and water-level and the quantity of birds have been carried out. In some cases very strong correlations were detected.

Our further plans include a continuous monitoring of this reach of the Danube river and a comparison with other reaches in terms of species, quantity analysis and habitats.

MAGYAR VÍZIVAD KÖZLEMÉNYEK
HUNGARIAN WATERFOWL PUBLICATIONS

A Magyar Vízivad Közleményeket kiadja és terjeszti:

MAGYAR VÍZIVAD KUTATÓ CSOPORT
9400 Sopron Ady Endre u. 5., Nyugat-Magyarországi Egyetem,
Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet

The Publications is published and distributed by the:

HUNGARIAN WATERFOWL RESEARCH GROUP
H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5.
University of West-Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Wildlife Management, Hungary

No. 1. (1996)

Faragó, S.: A Duna Gönyű-Szob közti szakasza (1791-1708 fkm) vízimadár állományának 10 éves (1982-1992) vizsgálata - Water bird Populations at the Danube Reach Gönyű-Szob (river km 1791-1708) Investigations conducted in a 10-year Period (1982-1992). pp. 461. 1996

No. 2. (1996)

Faragó, S.: A Magyar Vadlúd Adatbázis 1984-1995: Egy tartamos monitoring - Data Base of Geese in Hungary 1984-1995: A long-term monitoring: 3-168

Faragó S. & Jánoska F.: A vadlúd monitoring eredményei az 1995/1996-os idényben Magyarországon. Results of Geese Monitoring in Hungary in the Season 1995/1996: 169-212

Faragó S. & Jánoska F.: A Szeptemberi Nemzetközi Nyári Lúd *(Anser anser)* Számlálás magyarországi eredményei 1989-1996. Results of September International Greylag Goose Counts in Hungary 1989-1996: 213-222

No.3. (1997)

Faragó, S. & Kerekes, J.J. (Eds.): Limnology and Waterfowl. Monitoring, Modelling and Management. Proceedings of a Symposium on Limnology and Waterfowl held in Sopron/Sarród, Hungary November 21-23, 1994. **Wetlands International Publication 43.**

No.4. (1998)

Faragó, S.: A Magyar Vízivad Információs Rendszer. - The Hungarian Waterfowl Information System.: 3-16

Faragó, S.: A vadlúd monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben Magyarországon. - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 1996/1997.: 17-60.

Faragó, S.: A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1996/1997-es idényben. - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 1996/1997.: 61-263.

Faragó, S. & Ritter D.: A vízivad teríték Magyarországon 1996-ban. - The waterfowl hunting bags in Hungary in 1996.:265-365

No.5. (1999)

Faragó, S.: A vadlúd monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben Magyarországon. - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 1997/1998: 3-62.

Faragó, S.: A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1997/1998-as idényben. - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 1997/1998: 63-328.

Faragó, S. & Ritter D.: A vízivad teríték Magyarországon 1997-ben. - The waterfowl hunting bags in Hungary in 1997: 329-418

No.6. (2000)

Honour of the 75 years anniversary **Dr. István Sterbetz** – former director of the Hungarian Institute of Ornithology – , waterfowl specialist, honorary member of the Hungarian Waterfowl Research Group. A selected study on wartefowl in Hungary.

No.7. (2001)

Faragó, S.: A vadlúd monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 1998/1999: 3-40.

Faragó, S.: A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1998/1999-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 1998/1999: 41-212.

Faragó, S., Csányi, S. & Lehoczki, R.: A vízivad teríték Magyarországon az 1998/1999-es vadászidényben -The waterfowl hunting bags in Hungary in the hunting season 1998/1999: 213-293.

No.8. (2002)

Faragó, S.: A vadlúd monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 1999/2000: 3-43.

Faragó, S. & Gosztonyi, L.: A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 1999/2000-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 1999/2000: 45-256.

Faragó, S., Csányi, S. & Lehoczki, R.: A vízivad teríték Magyarországon az 1999/2000-es vadászidényben –The waterfowl hunting bags in Hungary in the hunting season 1999/2000: 257-328.

No.9. (2002)

Faragó, S.: A vadlúd monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2000/2001: 3-46.

Faragó, S.: A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2000/2001-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2000/2001: 47-250.

Faragó, S., Csányi, S. & Lehoczki, R.: A vízivad teríték Magyarországon az 2000/2001-es vadászidényben –The waterfowl hunting bags in Hungary in the hunting season 2000/2001: 251-322.

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2000-ben Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2000: 323-340

No.10. (2003)

Selected studies on waterfowl in Hungary

No.11. (2003)

Faragó, S. & Gosztonyi, L.: A vadlúd monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2001/2002: 3-50.

Faragó, S. & Gosztonyi, L.: A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2001/2002-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2001/2002: 51-252.

Faragó, S., Csányi, S. & Lehoczki, R.: A vízivad teríték Magyarországon az 2001/2002-es vadászidényben –The waterfowl hunting bags in Hungary in the hunting season 2001/2002: 253-342.

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2001-ben Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2001: 343-360

No.12. (2005)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei a 2002/2003-as idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2002/2003: 3-42.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei az 2002/2003-as idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2002/2003: 48-224

Faragó, S., Csányi, S. & Lehoczki, R.: A vízivad teríték Magyarországon a 2002/2003-as vadászidényben –The waterfowl hunting bags in Hungary in the hunting season 2002/2003: 225-246.

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2002-ben Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2002: 247-260.

No.13. (2006)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2003/2004-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2003/2004: 3-40.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2003/2004-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2003/2004: 41-214

Faragó, S., Csányi, S. & Lehoczki, R.: A vízivad teríték Magyarországon a 2003/2004-es vadászidényben –The waterfowl hunting bags in Hungary in the hunting season 2003/2004: 215-234.

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2003-ban Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2003: 235-250.

No.14. (2007)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2004/2005-ös idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2004/2005: 3-40.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2004/2005-ös idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2004/2005: 41-210

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2004-ben Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2004: 211-226.

No.15. (2007)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2005/2006-os idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2005/2006: 3-46.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2005/2006-os idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2005/2006: 47-220

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2005-ben Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2005: 221-236.

No.16. (2008)

Honour of the 75 years anniversary **Dr. Joseph Kerekes** – Emeritus Research Scientist ofCanadian Wildlife Service, Environment Canada, member of the editing committee of the Hungarian Waterfowl Publications.

No.17. (2008)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2006/2007-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2006/2007: 3-42.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2006/2007-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2006/2007: 43-214

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2006-ban Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2006: 215-229.

No.18-19. (2008)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2007/2008-as idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2007/2008: 3-42.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2007/2008-as idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2007/2008: 43-204

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2007-ben Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2007: 255-220.

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2008/2009-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2008/2009: 221-258.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2008/2009-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2008/2009: 259-420

Faragó, S. & László, R. : Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) Teríték Monitoring eredményei 2008-ban Magyarországon – Results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2008: 421-436.

No.20-21. (2011)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2009/2010-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2009/20010: 3-42.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2009/2010-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2009/2010: 43-200

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2010/2011-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2010/2011: 201-250.

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2010/2011-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2010/2011: 251-486

No.22. (2012)

Faragó, S..: A vadlúd monitoring eredményei az 2011/2012-es idényben Magyarországon - Results of Geese Monitoring in Hungary in the season 2011/2012: 1-50

Faragó, S. A Magyar Vízivad Monitoring eredményei a 2011/2012-es idényben - Results of Hungarian Waterfowl Monitoring in the season 2011/2012: 51-284

Faragó, S., László, R. & Bende, A.: Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2010-ben Magyarországon - Results of the Hungarian Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2010: 285-296

Faragó, S., László, R. & Bende, A.: Az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) teríték monitoring eredményei 2011-ben Magyarországon - Results of the Hungarian Woodcock (*Scolopax rusticola*) Bag Monitoring in 2011: 297-310

No.23. (2013)

Selected studies on waterfowl in Hungary



Aki ért a fához...

Az új STIHL MSA 160 C-BQ akkumulátoros fűrész nemcsak hosszan tartó folyamatos munkát tesz lehetővé, de kifejezetten hosszú élettartammal rendelkezik. A kapacitás észrevehető csökkenése nélkül feltölthető újra és újra és újra... Több száz alkalommal! Ráadásul az akkumulátor ereje még a lemerülési szakaszban is változatlan marad. Tehát semmit nem gyengül a teljesítménye, így állandó és egyenletes munkavégzésre képes a végső lemerülés pillanatáig.



www.stihl.hu
Látogasson el honlapunkra!

ANDREAS STIHL KFT. 2051 Biatorbágy-Budapark, Paul Hartmann u. 4.
Telefon: (06-23) 418-054 · Fax: (06-23) 418-106
www.stihl.hu · E-mail: info@stihl.hu

STIHL®