

## VÁLTOZÁSOK MAGYARORSZÁG NEMZETKÖZI JELENTŐSÉGŰ VIZES ÉLŐHELYEINEK ÖKOLÓGIAI HELYZETÉBEN

### CHANGES IN ECOLOGICAL STATE OF WETLANDS OF INTERNATIONAL IMPORTANCE IN HUNGARY

**Bóhm 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 vizes élőhely-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 jegyzékre** 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 tájleptékű 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 vízmadár-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 vízmadár számlálási adatokkal az 1965-2001 közötti időszakból (MARTÍ & MORALES, 2002). A vízmadár 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 Daimiel* jelölték (RAMSAR INFORMATION SHEET, 2006). **Szlovákia** és **Szlovénia** nemzeti jelentései szerint nem történt Ramsari területeiken ökológiai jellegváltozás (NATIONAL REPORTS, 2009). Az egyezmény európai regionális találkozásán 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 építése 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 veszített 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-Balaton vizsgálgják (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 megkezdtek 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 elsőként 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-Karapanca
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 vízes élőhelyre terjednek ki Magyarországon (FARAGÓ *et al.* 1991), amelyekből **valamennyi ramsari terület esetében** a vízimadár-fajok állománydinamikai vizsgálatát elvégeztük, akár a monitoring azok bizonyos részére, akár a vízes 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 alapévnak 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 bázisúra 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 tekintetem szignifikánsnak, ha a faj populációs indexének változása a bázisúra 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 rétisásra (*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., FENYÖSI 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., TÖGYE 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, Nyíró-lapos, Nyári-járás, Álomzúg, 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 időnytől 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 értékelhető, 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 kezeljék, 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 puffterületek, 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-konceptió). 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 hidrobiológiai 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 mérhetőek. 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 függenek 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 földrajzilag 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 árterek 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) erdőszőlő 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 alaposág 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-fajsám 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 tényezőjénél.

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 specialistájától 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 környezetszennyezést), 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 vízmadár-állományainak változásai térben és időben

A vízmadár-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 fajsza és a jelzőfajok számának változását, valamint a teljes vízmadár-állomány idősoros változását. A vízmadarak összmennyiségéből való %-os részesedés alapján következtetéseket vontam le az egyes fajok dominanciájának változására, amelyek alapján a vízmadár-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 nincs.

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 védelem 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-pusztá	Egyek-Pusztakócsi mocsarak	Mártély	Tatai-tavak
Baradla-barlangrendszer	Felső-Kiskunsági szikes puszták	Montág-pusztá	
Béda-Karapanca	Felső-Kiskunsági szikes tavak	Nyirkai-Hany	
Biharugrai-halastavak	Fertő	Ócsai turjánvidék	
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	
<b>A ramsari terület csak egy része védett /only part (in %)of Ramsar site is protected</b>			<b>Natura 2000 hálózat</b>
Felső-Tisza (16%), Rába-völgy (11%), Balaton (<1%)			/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 pusztá (Egyek-Pusztakócsi mocsarak, izsáki Kolon-tó, Kunkápolnási-mocsár, hortobágyi szikes puszták, Felső-Kiskunsági szikes puszták), 3 folyómenti ártér (Gemenc, Béda-Karapanca és Szigetköz), természetes tavak és mocsarak (Kis-Balaton) és a Baradla ramsari terület található.

A legkevesebb pontot kapott 10 vizes élőhely között 5 szikes pusztá és mocsár (Fertő, Dinnyési Fertő és Velencei-madárrezervátum, Borsodi Mezőség, Csongrád-bokrosi Sós-tó), 3 mesterséges halastó (Rétszilás, Pacsmag, Tatai-tavak), természetes tavak és mocsarak (Baláta-tó) és folyómenti ártéri területek (Labodár, Sasér) található. A nem ramsari kontrolterületként vizsgált 4 vizes élőhely a 10. (Szigetköz), a 29. (Kesznyéten), a 30. (Baláta-tó), 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-Karapanca	48	20	25	93
8.	Egyek-Pusztakőci 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 szikések	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 Mórchelyi halastavak	20	10	20	50
39.	Labodár, Sasér	25	10	10	45

A folyómenti árterek élőhelytípusban Gemenc, Béda-Karapanca 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
<i>Szigetköz</i>	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
<i>Átlag</i>				<b>79,7</b>
<i>SD</i>				<b>17,4</b>

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 izzasági 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
<i>Dél-Bihari szikesek</i>	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
<i>Átlag</i>				<b>77,4</b>
<i>SD</i>				<b>16,7</b>

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 vízes 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 háttérben a bizonytalan tulajdonviszonyokból eredő kockázat és az aktív természetvédelmi kezelés hiánya (VÁTI, 2009) állnak. A vízes 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
<i>Miklósfai Mórchelyi- halastavak</i>	20	10	20	50
<i>Átlag</i>				<b>62,8</b>
<i>SD</i>				<b>9,35</b>

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 folgorsuló 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
<i>Baláta-tó</i>	29	15	20	64
<i>Átlag</i>				<b>83</b>
<i>SD</i>				<b>12,3</b>

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.

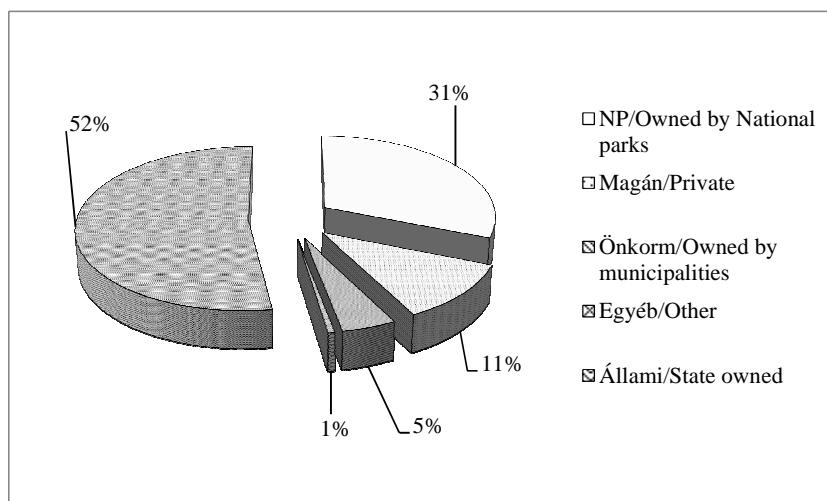
Valamennyi taxoncsoportot figyelembe véve az átlagos jelölőfaj szám Ramsari és kontroll területeken 27,54 faj, a legtöbb fajjal a Felső-Kiskunsági szikes tavak (51 faj) rendelkezik, a legkevesebbel Labodár, Sasér (3 faj). A vízes élőhelyen keresztül vezető út, nyomvonalas létesítményt tekintve 0 és 10 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 vízes élőhelyek izolációját, az élőhelyfoltok koherenciájának csökkenését. Átlagosan 1,33 db út, nyomvonalas létesítmény található Ramsari és a kontroll vízes 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 vízes élőhely közelében lévőnek, ha az a terület 1000 méteres közelségében található. A vízes 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 vízes 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 vízes élőhely részeként kijelölt Ramsari terület veszélyeztetettebb helyzetben van, mint az önálló, teljes egészében Ramsari területnek jelölt vízes 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 szempontonál 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

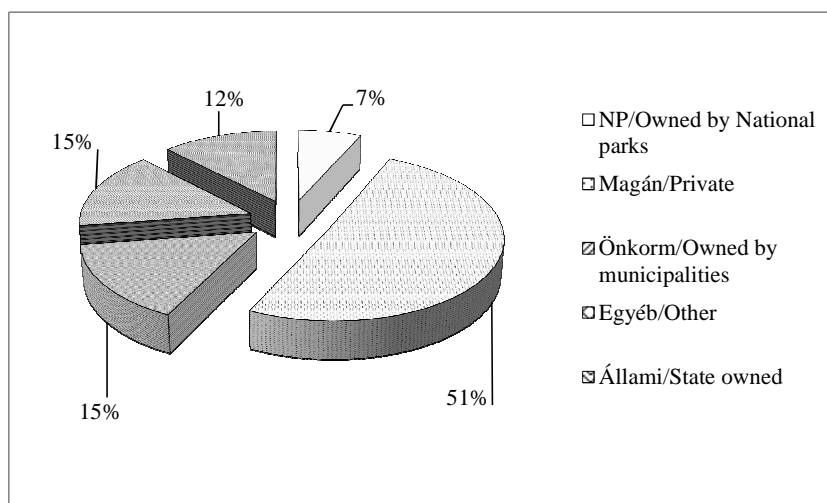
A hazai ramsari területeink tulajdoni megoszlását állami, nemzeti parki, magán, önkormányzati és egyéb csoportokra lehet osztani. A ramsari területek közvetlen közelében (<1000 m) jellemző tulajdonszerkezet %-os (jórészt becslésen alapuló) arányait ugyanazokba a típusokba sorolhatjuk. Ramsari területeink 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

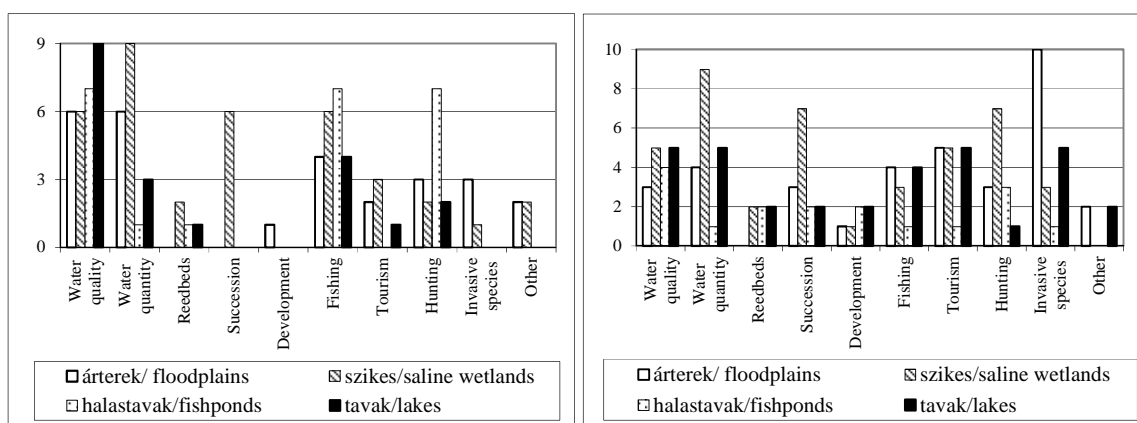
A jelentős állami (de nem természetvédelmi) tulajdon elsősorban vízügyi és erdészeti vagyonkezelést jelent. A vizes élőhelyek ökológiai állapota nagyban függ a területet övező régió területhasználatától, tulajdonviszonyától. A ramsari területekkel közvetlen határos régió becsült tulajdoni arányánál nem 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

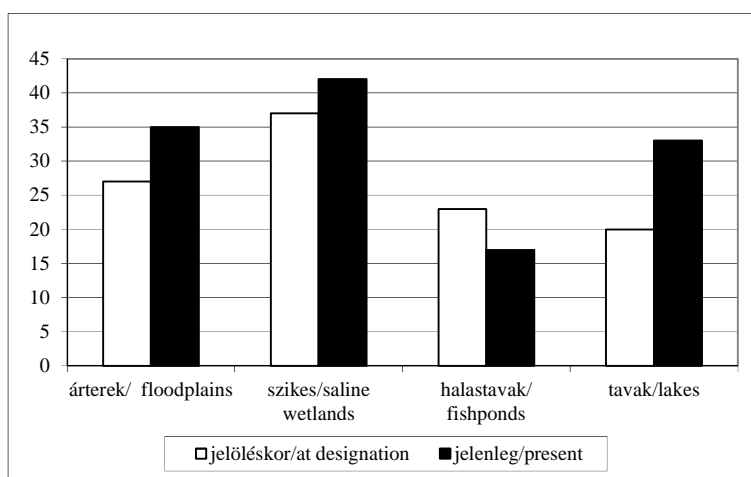
A Ramsari vizes élőhelyek veszélyeztető tényezőinek összesített jelentőségében jelentős változások történtek a Ramsari jegyzékre való jelöléskori és jelenlegi helyzet között (3. ábra).



**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 legkevésbé 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.

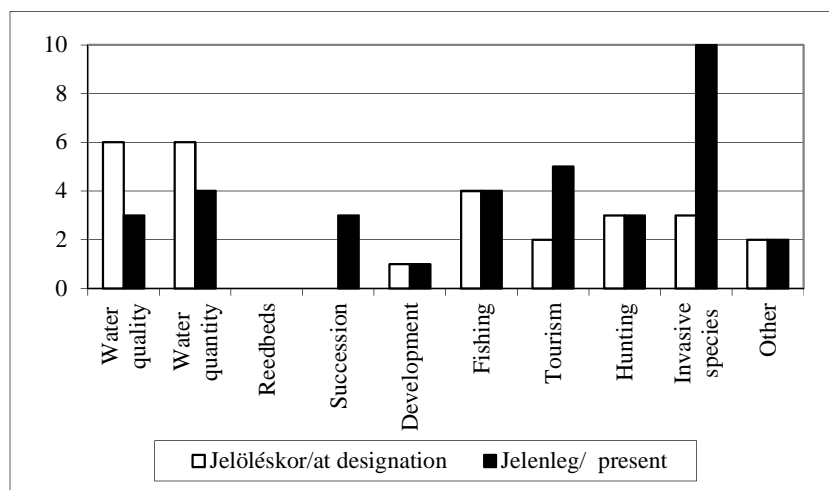
### 3.2.1. Folyómenti árterek

A vízminőségi és a vízellátási problémák javultak, amelynek az oka minden bizonnyal a vízgyűjtő területeken végrehajtott szennyvíztisztítási projektek (BÓHM, 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-Karapanca, Ipoly-völgy, Mártély.

**Nem változott** a veszélyeztető tényezők jelentősége: Szaporcai Ó-Dráva-meder.

**Nőtték 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

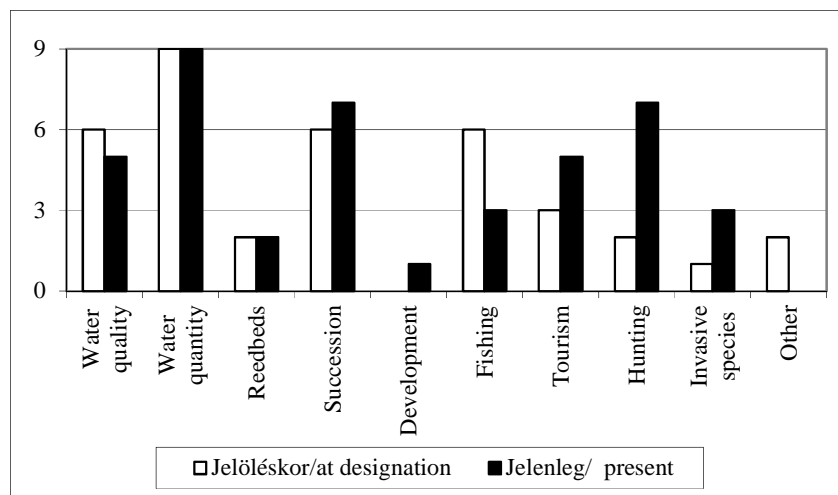
### 3.2.2. Szikes tavak, mocsarak

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 veszélyezteteti 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.

**Nőtték a veszélyeztető tényezők** az alábbi területeken: Velencei Madárrezervátum és Dinnyési-Fertő, Pusztaszer.

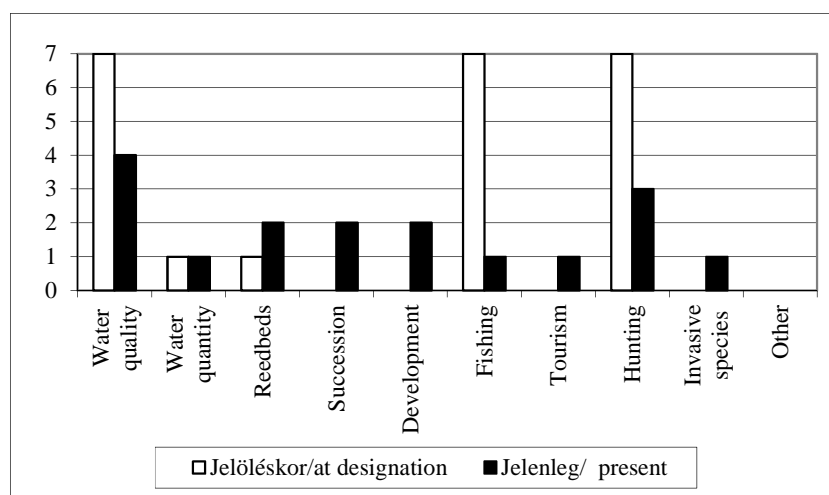


**6. ábra: A szikes élőhelyekre ható veszélyeztető tényezők a jelöléskor és jelenleg**

Figure 6: Threats influencing saline pool and grassland Ramsar sites at time of designation and at present

### 3.2.3. Mesterséges vízes 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 vízes 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

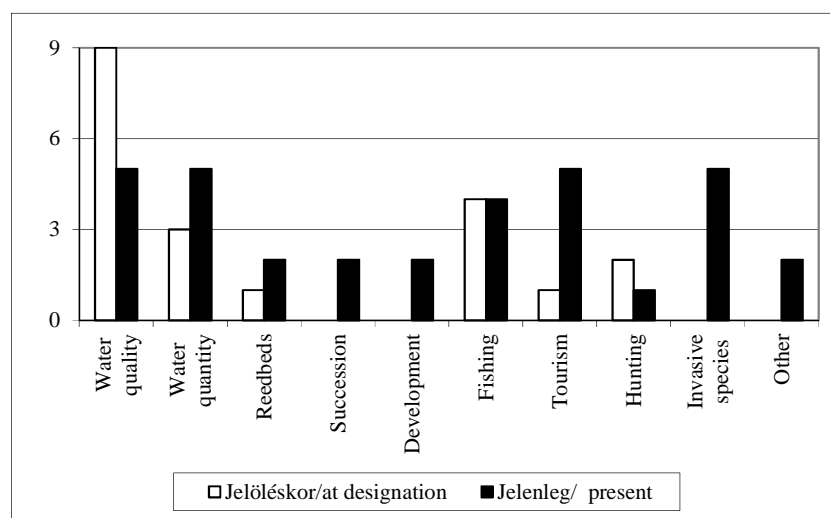
vagyonkezelésbe került a halászati jog (pl. hortobágyi halastavak), vagy a gazdálkodó változtatta meg korábbi (veszélyeztető) tevékenységét (pl. Rétszilasi-halastavak).

**Csökkentek a veszélyeztető tényezők** az alábbi területeken: Tatai-tavak, Pacsmagi-tavak.

**Nőtték 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 jelentkező, 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.

**Nőtték 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 vízimadár faj 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 ( - = declining 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-Karapanca				-	-	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 vízes élőhelyen csökkenő, míg 3 vízes 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<sup>3</sup> 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).

<sup>3</sup> 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.

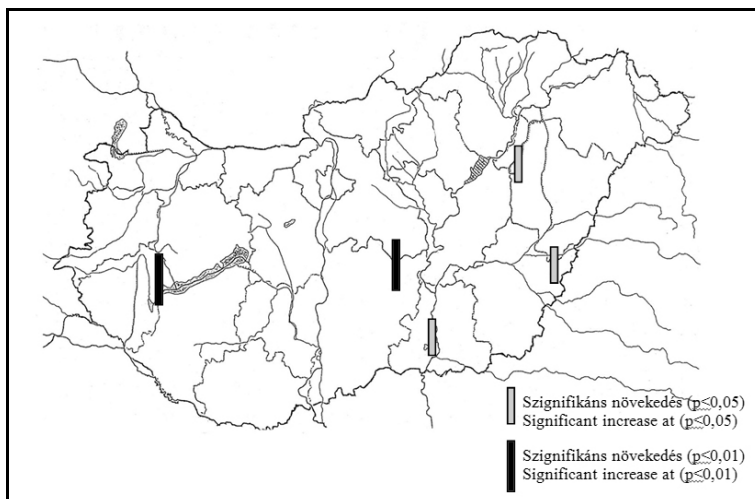
A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) a vizsgálatba vont területek közül 4 esetben növekvő állományban van jelen, a dunántúli tavakon. A Balatonon volt szignifikáns egyedüli állománynövekedése. A megfigyelt növekedés egybevág az európai tendenciákkal (FARAGÓ, 2009), amely nemcsak komoly természetvédelmi, 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 (- = declining 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	Csökkt./növt Total increas./decline	Összmenyiség Total number	Fajszám /Species
Dunántúli	Balaton			-					-		-		+			-	8/3	-	+
	Béda-Karapanca	+		+			0		-		-		-	-	0	+	2/1	-	+
	Dinnyési Fertő/Velencei-tó	-	-	-	-	-		+	-	+		+					9/6	-	+
	Fertő	-		0		-	-		+								4/4	-	+
	Gemenc																1/2		
	Kis-Balaton	-	-	-	-	-	-		-				+				8/4	-	+
	Rétszilasi-tavak	-		0		-	+	+	+	+	-	+				+	4/1 2	+	+
	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	-	+
Tiszántúli	Biharugrai-, Begécsi-tavak	+	+	-	+		+	+	-	-	-		-	-		+	7/1 0	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).



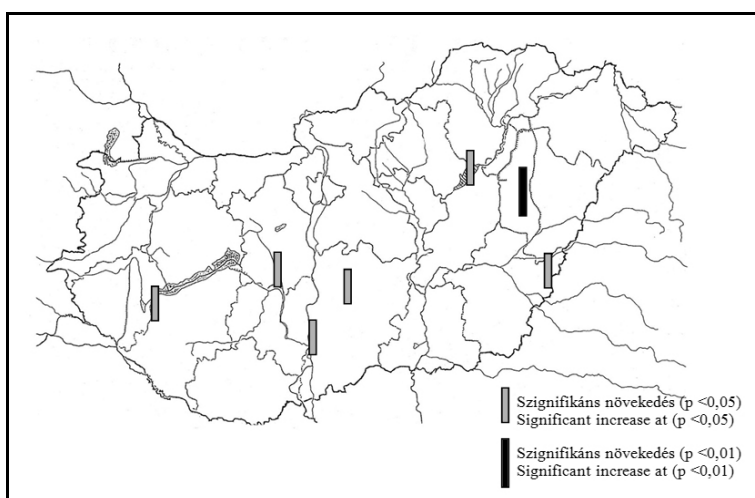
**9: ábra. A kis kárókatona állományváltozása a vizsgált időszakban**

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.

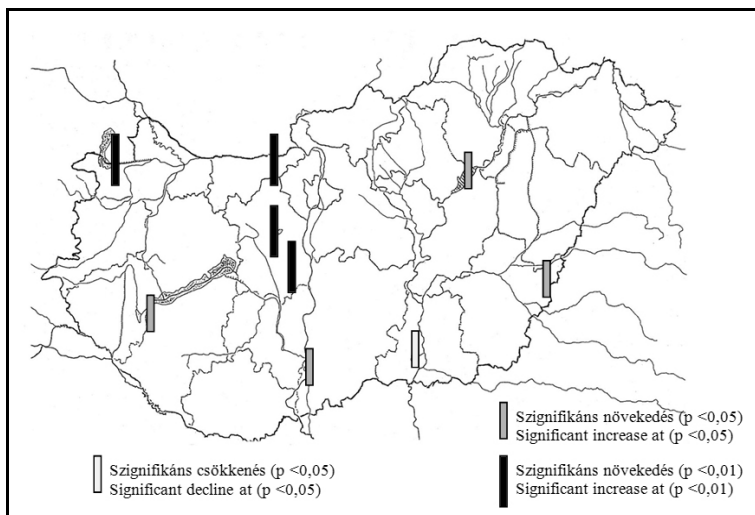
A vadlúdfajok közül a nyári lúd (*Anser anser*) a Balaton kivételével mindenütt növekedik, nem számítva a csaj-tavai és a kardoskúti stagnáló állományt (**10. ábra**). Ez összhangban van a faj közép-európai állományának megerősödésével (DICK *et al.*, 1990), amely miatt a vadászati hasznosítás lehetőségét 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**

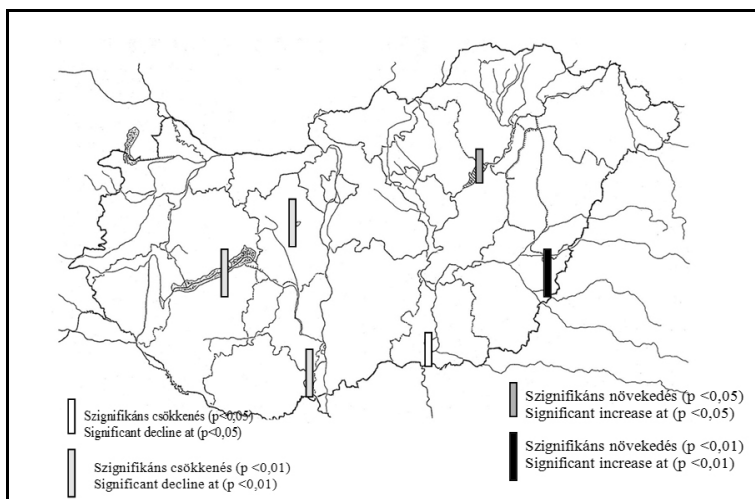
Figure 10. Population changes of Greylag Goose



**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 között 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

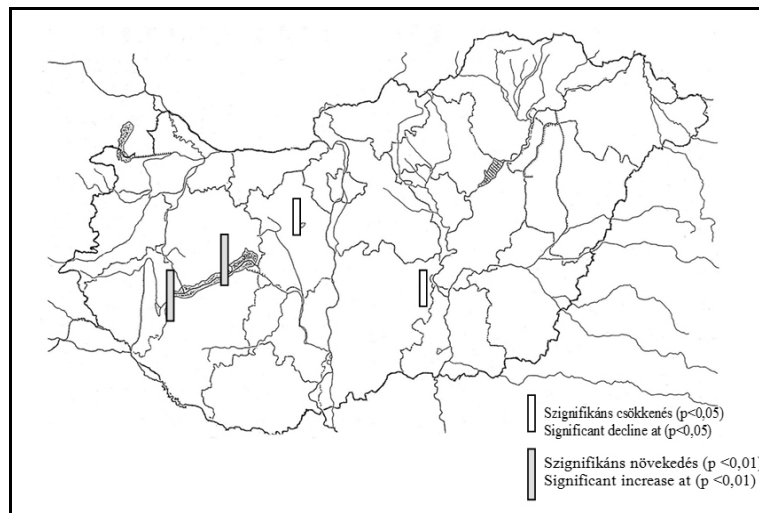
A kis lilik (*Anser erythropus*) nagy ingadozásokkal, de ezres létszámban vonult át a Tiszántúlon a 20. század első felében, de az 1940-es évektől bekövetkező drasztikus állománycsökkenése miatt alig 40-50 példányra olvadt az átvonuló példányok mennyisége. A Hortobágyon a vizsgálati időszak kezdeti évében 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).

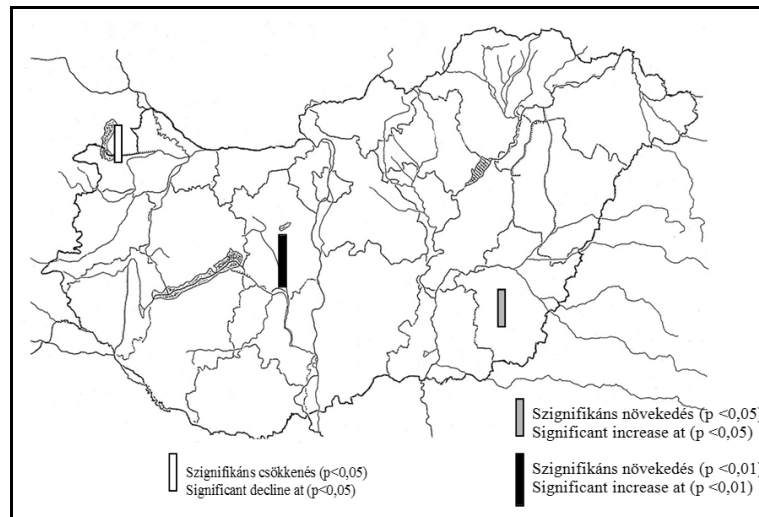
Ugyanez mondható el a tőkés récéről, amelynek állománya főként a Dunántúlon esett vissza (**13. ábra**). Míg a faj észak-amerikai állománya mintegy 40%-kal növekedett, európai állománya 1980-tól stagnál (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2011), pannon populációja azonban csökkenő tendenciájú (FARAGÓ, 2009).



**13. ábra: A tőkés réce állományváltozása a vizgált időszakban**

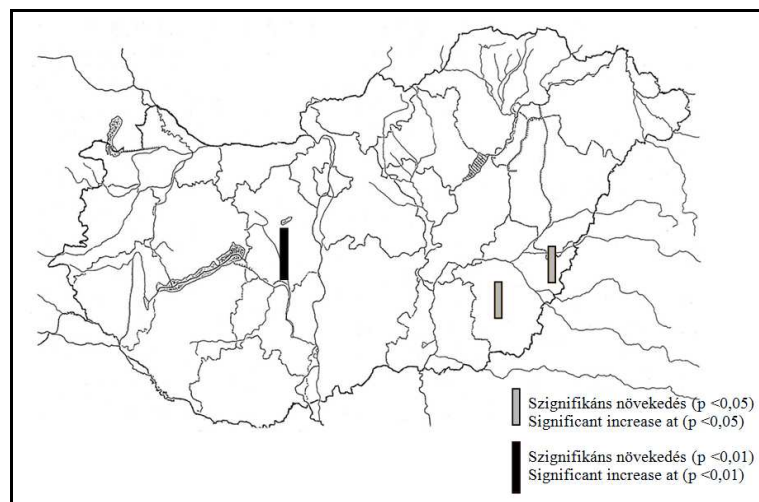
Figure 13. Population changes of Mallard

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 vízes élőhelyek miatt a védelem alatt álló ramsari területeken koncentrálnak egyes vízimadár-állományok (BOROS, 2007). Ugyanez az ok lehet a bőjtői réce (*Anas querquedula*) kiskunsági, a csörgő réce kardoskúti és rétszilasi (**14. ábra**) és a kanalas réce kardoskúti, rétszilasi és biharugrai állomány-növekedésének hátterében (**15. ábra**).



**14. ábra: A csörgő réce állományváltozása a vizsgált időszakban**

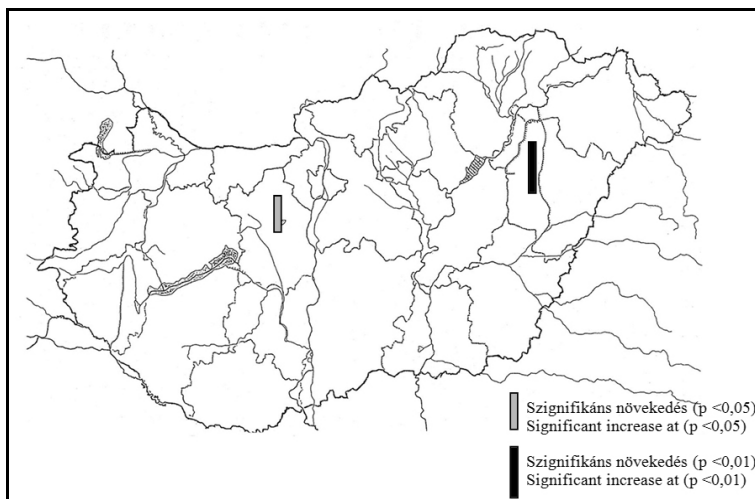
Figure 14: Population changes of Teal



**15. ábra: A kanalas réce állományváltozása a vizsgált időszakban**

Figure 15: Population changes of Shoveler

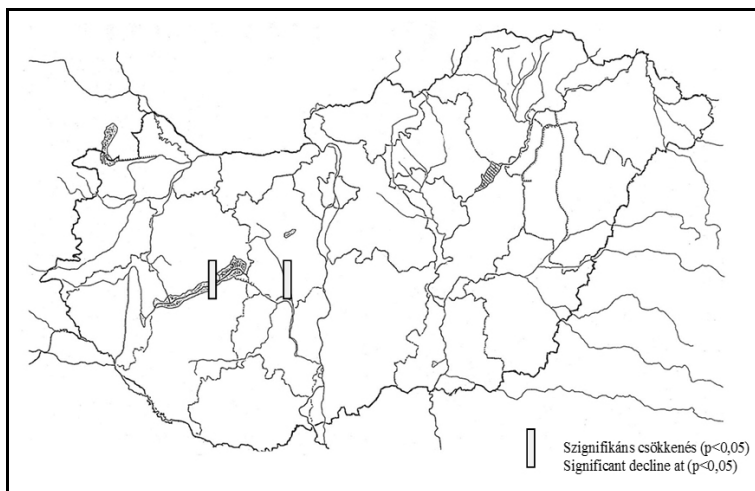
A bukóréce fajoknál nem ennyire egységes a fajok populációváltozása. A barátréce (*Aythya ferina*) állománya 6 esetben csökkent (a Kis-Balatonon szignifikánsan), míg 4 területen növekedett, amely változás megegyezik az európai csökkenő populációs trenddel (FARAGÓ, 2009). A globálisan veszélyeztetett 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

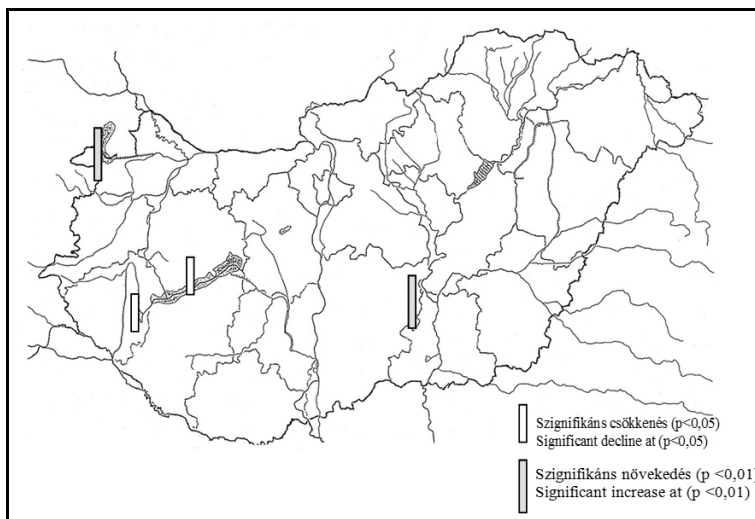
A kontyos réce (*Aythya fuligula*) állománya szignifikáns csökkenést mutat egyik jelentős telelőhelyén, a Balatonon (**17. ábra**), a bukók (*Mergus albellus* és *M. merganser*) pedig csökkenő populációs trendet mutatnak a szegedi Fehér-tavon és Fertőn. A szárcsa (*Fulica atra*) – bár szignifikáns állományváltozást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



**17. ábra: A kontyos réce állományváltozása a vizsgált időszakban**

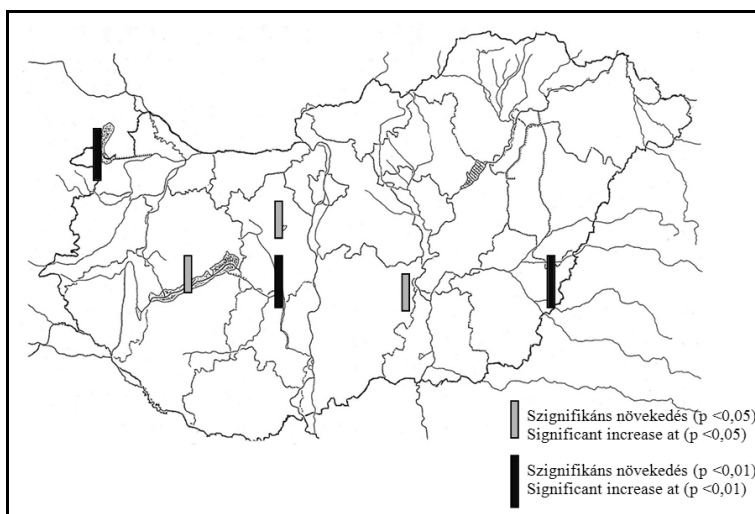
Figure 17: Population changes of Tufted Duck

A vízimadarak összmenyisége 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 vízmadarak összmennyiségének változása a vizsgált időszakban**

Figure 18: Changes of total number of waterbirds



**19. ábra: A megfigyelt vízmadarak fajszámának változása a vizsgált időszakban**

Figure 19: Changes of number of waterbirds species

## 4.2. Ramsari területek szerinti értékelés

A szignifikáns vízmadár 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 vízmadár-monitoring csak a tó két, a vízmadarak számára fontos öblére terjed ki, a vízmadárfajok közül 3 faj szignifikáns csökkenést mutatott, az egyedüli növekvő állományú faj a kárókatona. A vízmadarak 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 oka fogyottá vált. A vízes 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 eredményeztek volna. A tó vízminősége javult, a vízháztartása helyreállt, nőtt a megfigyelt vízimadarak száma. Intő jel viszont a veszélyeztető tényezők jelentőségének növekedése, a vízes élőhely adottságainak döntően gazdasági célú fokozódó hasznosítási-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 vagyongazdálkodás, ami a védelem, a természeti értékek megőrzése terén kockázatot jelent. Gemencsel együtt nemzetközi projekt támogatásával tájleptéktű rekonstrukciós tevékenység kezdődött. Összességében a vízes 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 vízes élőhelyen a vízimadár-állományt vizsgálva csak növekedést tapasztaltunk, összesen 6 faj esetében, továbbá az össz fajszám 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 háttérében. Összességében a halastavak ökológiai jellege **javult**. Kezelési javaslatok: a tavak, a halgazdálkodási funkciót fenntartó

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

#### 4.2.4. Dinnyés-Fertő és Velencei Madárrezervátum

A vízimadár trendanalízis alapján 3 állománynövekedés mellett 2 állománycsökkenés volt megfigyelhető, és az össz fajszám pedig emelkedett. A vízimadarak össz mennyisége 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 vízimadár fajok össz mennyiségének 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 vagy kezeléssel. 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 vizes élőhely-rekonstrukciónak 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 vízimadár fajok állományai, bár ennek oka inkább arra vezethető vissza, hogy a térség eltűnő vizeiről a megmaradt refúgiumokba koncentrálnak a vonuló vízimadarak. A 20 éves 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 vagyongazdálkodóval 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 örövendetesek, azonban a főmeder bevágódása olyan mértékű, hogy lényeges hatást nagyobb, tájleptékű 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 vagyongazdálkodásában. A természetvédelmi vagyongazdálkodás előterbe 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 közti szikes vizes élőhelyeken végzett hasonló vizsgálatokkal (BOROS, 2003), továbbá a kelet-közép-európai állománytrendekkel. Egyes vízimadár-fajok 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 partimadár-faj állománya szintén növekedett (nagy póling, gulipán, piroslábú cankó). A 30 éve ramsari terület jelenleg döntően nemzetiparki vagyongazdálkodásban 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 vízimadár-fajok 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 vízínövényzet 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 puszták rész 25. lett (élőhelycsoporton belül a 8.), míg az ártéri terület egység mind a teljes rangsorban (39.), mind az élőhelycsoportban (10.) az utolsó helyet kapta. A terület vízmadár-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 kialakítani 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 vízmadár-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 vízmadár faj állományának a növekedést tapasztaltuk. A helyileg védett, országos védelem alatt nem álló vizes élőhely több szempontból különleges helyzetben van. A város majdnem teljesen körüleri a tavat, a tó szerteágazó humán hasznosításának igénye erősödik (SZÖGYI & BÖHM, 2002). Ezzel együtt a tó, és annak természeti értékeinek megőrzése a helyi közösség és a város vezetése részéről biztosítottak 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 vízmadarakra 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 vagyongazdálkodású területek magas aránya, az aktív kezelés vélhetően szavatolni fogja a terület értékeinek védelmét. A természetességi rangsorban magas, 6. helyet kapta a terület, amelynek háttérében 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 vagyongazdálkodás 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 vagyongazdálkodás 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, szürkemarkarha) 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 hasonlóan 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 kialakítani 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 vagyongazdálkodás 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 háttérében az állhat, hogy 13 duzzasztómű szabályozza a vízfolyást. Magas a természetvédelmi vagyongazdálkodási 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 (Poiplic). A természetvédelmi vagyongazdálkodás 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 vagyongazdálkodás 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 vagyongazdálkodás 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 holtág szakaszon sokféle hasznosítás érvényesül, a klasszikus Ramsari célkitűzéseknek megfelelően, viszont további aktív kezelés, rekonstrukciós beavatkozások fokozása szükséges a természeti értékek fenntartásához.

#### **4.2.23. Montág-pusztá**

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 pusztá 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 vízvilága 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 miatt, 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 ügyé 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 vízes élőhelyek természetessége a többi élőhely között magas arányú, a legtermészetesebb formában fennmaradt élőhelyeink többsége vízes 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 **vízes 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 vízes 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-bebecslési 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 vízes 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 vízmadár-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. 2<sup>nd</sup> 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 vadzvízek 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 vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.*
- BODNÁR, M. (2007): Borsodi Mezőség *In: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.*
- BODNÁR, M., MERCSÁK L. (2007): Bodrog-zug *In: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek 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 - Özönnyvények 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 Grove, 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. & JERRENTROP, 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, Rönne, Denmark p. 202-213.
- ÉRDINÉ DR. SZEKERES, R., KISNÉ DR. FODOR L., CSÖRGITS G., VARGA I., BÖSZE 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.
- GÓRI SZ. (2007): Egyek-pusztakócsi mocsarak. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.
- GRUBER Á., MESTERHÁZY A. (2007): Rába-völgy. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek 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 vadzvízek 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 vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.
- HORVÁTH, R., EBESFALY S. (2007): Felső-Tisza. *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.
- KALIVODA, B. (2007): A Kardoskúti Fehértó. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.
- KALOTÁS, Zs.(2007): Rétszilasi-halastavak Természetvédelmi Terület. *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek 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 vadzvízek 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 vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.
- KOVÁCS, G. (2007): Hortobágyi Halastó *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.
- KOVÁCS, G. (2007): Pente-zug-puszta *In*: TARDY J.(szerk.): A magyarországi vadzvízek világa, Alexandra Kiadó, Pécs.

- KOVÁCS, G. (2007): Zám-pusztta 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 teendők 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): Füttyülő 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](http://www.ramsar.org).
- NÉMETH, F. & SEREGÉLYES, T. (1989): Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.
- PANNEKOEK, & STRIEN (2001): TRIM 3 Manual (Trends and 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 Vízivád 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](http://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 tárgyevi 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.
- SZÖGYI, L. – BÖHM, 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-Karapanca *In*: Tardy J.(szerk.): A magyarországi vadvizek világa, Alexandra Kiadó Pécs
- VÁTI MAGYAR REGIONÁLIS FEJLESZTÉSI ÉS URBANISZTIKAI NONPROFIT KFT (2009): A Miklósfai Mórchelyi-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**

**Bóhm, 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-Karapanca 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 is 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.