



**Fészkelő- és vonuló madárfajok élőhelyválasztása,  
valamint ennek természetvédelmi vonatkozásai a  
Hortobágyi Nemzeti Parkban**

**Habitat Selection of Nesting and Migrating Birds in  
the Hortobágy**

Doktori (PhD) értekezés

Végvári Zsolt

Debreceni Egyetem  
Természettudományi Kar  
Debrecen, 2003

Ezen értekezést a DE Biodiverzitás doktori programjának keretében készítettem 1995-2002 között és ezúton benyújtom a Debreceni Egyetem doktori PhD fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2003. március 18.

Végvári Zsolt

Tanúsítom, hogy Végvári Zsolt doktorjelölt 1995-2002 között a fent megnevezett doktori program keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglaltak a jelölt önálló munkáján alapulnak, az eredményekhez önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2003. március 18.

Dr. Varga Zoltán

## Tartalomjegyzék

1. Bevezetés .....	1
2. Irodalmi áttekintés .....	4
2.1. Vonuló fajok élőhelyválasztása .....	4
2.1.1. A daru (Grus grus) éjszakázóhely-választása .....	4
2.1.2. A daru táplálkozóhely-választása .....	6
2.1.3. A vonuló partimadarak élőhelyválasztása .....	8
2.2. Fészkelő fajok élőhelyválasztása .....	10
2.2.1. A kanalgém fészkelőhely-választása .....	10
2.2.2. A kék vércse fészkelőhely-választása .....	12
2.2.3. Szerkőfajok fészkelőhely-választása .....	14
2.2.4. A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása .....	16
3. Anyag és módszer .....	18
3.1. Vonuló fajok élőhelyválasztása .....	18
3.1.1. A daru (Grus grus) éjszakázóhely-választása .....	18
3.1.2. A daru táplálkozóhely-választása .....	20
3.1.3. A vonuló partimadarak élőhelyválasztása .....	20
3.2. Fészkelő fajok élőhelyválasztása .....	23
3.2.1. A kanalgém fészkelőhely-választása .....	23
3.2.2. A kék vércse fészkelőhely-választása .....	24
3.2.3. Szerkőfajok fészkelőhely-választása .....	24
3.2.4. A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása .....	25
4. Eredmények .....	26
4.1. Vonuló fajok élőhelyválasztása .....	26
4.1.1. A daru (Grus grus) éjszakázóhely-választása .....	26
4.1.2. A daru táplálkozóhely-választása .....	30
4.1.3. A vonuló partimadarak élőhelyválasztása .....	32
4.2. Fészkelő fajok élőhelyválasztása .....	38
4.2.1. A kanalgém fészkelőhely-választása .....	38
4.2.2. A kék vércse fészkelőhely-választása .....	42
4.2.3. Szerkőfajok fészkelőhely-választása .....	43
4.2.4. A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása .....	46
5. Értékelés .....	50
5.1. Vonuló fajok élőhelyválasztása .....	50
5.1.1. A daru éjszakázóhely-választása .....	50
5.1.2. A daru táplálkozóhely-választása .....	54
5.1.3. A vonuló partimadarak élőhelyválasztása .....	57

5.2.Fészkelő fajok élőhelyválasztása .....	60
5.2.1.A kanalgém fészkelőhely-választása.....	60
5.2.2.A kék vércse fészkelőhely-választása .....	61
5.2.3.Szerkőfajok fészkelőhely-választása .....	64
5.2.4.A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása .....	65
6.Összefoglaló .....	68
7.Summary.....	84
Köszönetnyilvánítás.....	79
Irodalomjegyzék .....	85

# 1. Bevezetés

A védett állatfajok élőhelyválasztásának megértése fontos a természetes élőhelyek értékelésénél (Clark 1996). Ennek eredményei alapján a természetvédelmi területek kezelésében eltérő szempontok válnak hangsúlyossá különböző fajok védelme érdekében (Sutherland & Hill 1995, Hagemeyer & Blair 1997, Birdlife International/European Bird Census Council 2000)), aminek okai nemegyszer természetes, vagy mesterséges élőhelyváltozásokban keresendők (Sutherland & Hill 1995). Így a különböző élőhelyeken fészkelő, illetve átvonuló madárfajok élőhelyválasztásának vizsgálata adalékokat adhat többszempontú kezelési tervek kidolgozásához.

A nemzetközi szintű természetvédelmi előírások (Habitat Directive és Bird Directive) hangsúlyozzák számos hazai élőhely valamint madárfaj kiemelt védelmét, melyben a Hortobágyi Nemzeti Parknak jelentős szerepe jut (COUNCIL DIRECTIVE 92/43/EEC). Ennek megfelelően néhány kiemelt fontosságú madárfaj élőhelyválasztásának vizsgálatán keresztül kívánom természetvédelmi szempontból a értékelni legfontosabb hortobágyi madárélőhelyeket (szikes mocsarak, halastavak, szikespuszták, erdők), majd javaslatokat adni faj- és élőhelyvédelmi kezelési kérdésekhez.

Az általam vizsgált élőhelyeknek az elmúlt évtizedekben tapasztalt lényegesebb változásait a következőkben foglalhatjuk össze.

A Hortobágyi Nemzeti Parkban az elmúlt évtizedekben jelentős átalakuláson estek át mind a vizes élőhelyek, mind a száraz szikespuszták, mind az erdők. A Tiszának a XIX.században végzett szabályozása a mocsarak folyóvízi utánpótlási rendszerének szinte teljes megszűnésével járt. A következő lépés a vidék vizes élőhelyeinek átalakításában a halastavak építése volt, mely a XX. század első felében zajlott. Ennek keretében összesen 5958 hektáron 85 halastavat létesítettek, melyek nagysága 10-840 ha között váltakozik (átlagosan 70,09 ha). A Nemzeti Park megalakulásától kezdve (1973) a vizes élőhelyek működtetése új fordulatot vett: a természetvédelmi célú mesterséges árasztások, mocsárrekonstrukciók és rehabilitációk már az élőhelyek és fajok gazdasági érdek nélküli védelmét szolgálták. Ezeken az átalakított élőhelyeken gyors szukcessziós folyamatok indultak be: mind a halastavak, mind az állandó vizen tartott és nem legeltetett mocsarak, mind a mesterséges vizes élőhelyek nádasodni-gyékenyenedni kezdtek, ami több halastó művelésből való kivonásával, illetve egyes, korábban kopár partú legelőként használt mocsár nádasainak záródásával járt (Molnár 1998). Az élőhelyváltozások a fauna átalakulásával

is jártak: a kialakuló nádasokban nagy gémtelepek jöttek létre (Kovács 2002), a lecsapolt halastavak medrében nagy darutömegek kezdtek éjszakázni (Fintha 1993), a mocsárréteken megjelent fészkelőként a csíkosfejű nádiposzáta, viszont a kopár, időszakosan nedves szikesekről viszont eltűnt a székicsér és a székilile, mint fészkelő faj (Molnár 1998).

Az év nagyobb részében száraz szikeseken (bárányparéjos vakszik [Camphorosmaetum annuae], füves szikespuszta [Achilleo-Festucetum pseudovinae] és ürmös szikespuszta [Artemisio-Festucetum pseudovinae]) a kopár foltok megfogyatkozása jellemző, aminek oka lehet a klímaváltozás, folyószabályozás, illetve a legeltettség szintjének csökkenése (Molnár 1998).

Az erdősültség tekintetében is jelentős átalakulások történtek: a II. Világháborút követő években az Ohati- és Tilos-erdők kivételével a Hortobágy szinte teljesen fátlan volt (Molnár 1998), azonban az Alföld fásítási programja keretében az 1950-es évek telepítési programjai keretében a Hortobágyon az erdők összterülete többszörösére (jelenleg 2942,3 ha) emelkedett. Az 1960-as és 80-as évek között ezekben az erdőkben nagy gémtelepek léteztek, és a kék vércsék erdejeként ismert Ohati-erdőből a teljes vércseállomány a varjútelep megszűnése után a telepített erdőkben kezdett el költeni. Ugyancsak telepített erdőkben kezdett el költeni a kerecsensólyom már a 1980-as évek közepétől, illetve a réti sas és a pusztai ölyv az 1990-es évektől. Mivel a legújabb geológiai kutatások alapján a Hortobágyon (Sümei et al 2000) legalább a legutolsó jégkorszak óta a fátlanság a jellemző, tájvédelmi okból az erdőtelepítések megőrzése nem lenne indokolt.

A fent leírt élőhelyátalakulások és a védett fajok állományváltozásai miatt a természetvédelem gyakran kerülhet ellentmondásos helyzetbe az élőhelyek kezelési módját tekintve: egyes fajok az állandó vizű, nádasodó és magas mocsárréttel felövő mocsarakat, míg mások a növényzettől szinte teljesen menteseket kedvelik; nehéz kérdés továbbá az alacsony létszámú állatállomány legeltetési rendszerének kialakítása, hiszen a Hortobágy teljes területén jellemző az alullegetettség (Molnár 1998). Ugyanígy nehéz kérdés a tájidegen fafajok kiirtásának és a rajtuk fészkelő veszélyeztetett ragadozómadarak védelmének ellentmondásossága. Hasonlóképpen problematikus a Nemzeti Parkon vagy pufferzónájában levő szántók visszagyepesítésének és az azokon tömegesen táplálkozó védett fajok megőrzésének dilemmája.

A dolgozatom célja a fent említett fajok élőhelyválasztásának vizsgálata, valamint az ebből levonható, a gyakorlati természetvédelem

nyelvére lefordítható következtetések elemzése. Itt hangsúlyozandó, hogy az élőhelyek kezelésénél az egyes madárfajok nem indikátorfajok szerepét töltik be, hanem umbrella-fajokként adnak szempontokat a kezeléshez (\*).

A fent említett vizsgálatokat (esettanulmányokat) elfogadott, megjelent, vagy megjelenés alatt álló publikációk (ld. publikációs jegyzék) formájában tettem közzé, melyek alfejezeteinek csoportosított formái egyben disszertációm szerkezeti alapelemeiként is szolgálnak. Ily módon a fajokat az élőhelyválasztás oka (vonulás, fészkelés) szerint csoportosítva, azon belül rendszertani sorrendben tárgyalom, a következő tematika szerint:

1. Vonuló fajok
  - 1.1. A daru (*Grus grus*) éjszakázóhely-választása
  - 1.2. A daru táplálkozóhely-választása
  - 1.3. A vonuló partimadarak (*Charadriidae*) élőhely-választása
2. Fészkelő fajok
  - 2.1. A kanalasgém (*Platalea leucorodia*) fészkelőhely-választása
  - 2.2. A kék vércse (*Falco vespertinus*) fészkelőhely-választása
  - 2.3. Szerkőfajok (fattyúszerkő [*Chlidonias hybrida*], kormos szerkő [*Chlidonias nigra*] és fehérszárnyú szerkő [*Chlidonias leucoptera*]) fészkelőhely-választása
  - 2.4. A csíkosfejű nádiposzáta (*Acrocephalus paludicola*) fészkelőhely-választása

A felsorolt fajok említett típusú élőhelyválasztásaik a következő, növénytársulástanilag besorolható élőhelyeket foglalják magukban:

1. Hínártársulások (*Lemnetea*)
  - 1.1. Kolokános (*Hydrochari-Stratiotetum*)
  - 1.2. Békaszőlőhínár (*Potamogetonetum natantis*)
  - 1.3. Tündérrózsa-vízitők hínár (*Nymphaeetum albo-luteae*)
  - 1.4. Tündérfátyolhínár (*Nymphoidetum peltatae*)
2. Nádas mocsarak (*Phragmitetalia*)
  - 2.1. Nádas (*Scirpo-Phragmitetum*)
  - 2.2. Harmatkásás (*Glycerietum maximae*)
3. Szikes mocsarak (*Bolboschoenotalia*)
  - 3.1. Szikinádas (*Bolboschoeno-Pragmitetum*)
  - 3.2. Szikikákás (*Bolboschoenetum maritimi*)
4. Időszakosan nedves szikesek
  - 4.1. Mézpázsitos szikfok (*Puccinellietum limosae*)

- 4.2. Kígyófarkfű-vékonyka útifű társulás (Pholiuro-Plantaginetum)
- 4.3. Bórányparéjos vakszik (Camphorosmaetum annuae)
- 4.4. Ecsetpázsitos szikirét (Agrostio-Alopecuretum pratensis)
- 4.5. Harmatkásás szikirét (Agrostio-Glycerietum poiformis)
- 4.6. Hernyópázsitos szikirét (Agrostio-Beckmannietum)
- 5. Szikespuszták (Artemisio-Festucetalia)
  - 5.1. Fűves szikespuszta (Achilleo-Festucetum pseudovinae)
  - 5.2. Ürmös szikespuszta (Artemisio-Festucetum psedovinae)
- 6. További, növénytársulástanilag nem besorolható élőhelyek:
  - 6.1. Halastavak iszapos medre
  - 6.2. Vegyes keményfa-telepítések (főként tölgy [*Quercus robur*] és akác [*Robinia pseudoacacia*])

A fajok kiválasztásánál fontos szempont volt, hogy az említett élőhelytípusok valamelyikét preferálja vonulási vagy fészkelési célból, illetve, hogy a faj vagy tömegességének ritkasága, veszélyeztetettsége folytán mind a hazai, mind a nemzetközi természetvédelmi szinten fontos szerepet kapjon. A darvak éjszakázóhely-választásánál, a vonuló partimadarak élőhelyválasztásánál, a kanalalgém a csíkosfejű nádiposzáta és a három szerkőfaj fészkelőhely-választásának vizsgálatánál a vizes élőhelyek (elsősorban szikes mocsarak és halastavak) kezeléséhez kaphatunk információkat, a kék vércse fészkelőhely-választásánál a szárazabb szikes puszták és az erdők kezeléséhez, míg a daru táplálkozóhely-választásánál a mezőgazdasági területek kezeléséhez nyerhetünk adalékokat.

## **2. Irodalmi áttekintés**

### **2.1. Vonuló fajok**

#### **2.1.1. A daru (*Grus grus*) éjszakázóhely-választása**

A védett állatfajok élőhelyválasztásának megértése fontos a természetes élőhelyek értékelésénél (Clark 1996). A vonuló madárfajok éjszakázóhelyeinek védelme különösen fontos, hiszen ezeken az élőhelyeken nagy számú egyed koncentrálódik (Clark 1996, Prange 1996). Bár számos



madárfajnál vizsgálták már az éjszakázóhely-választást és az éjszakázási viselkedést (Clark 1996, Glahn *et al.* 1996, Hosken 1996, King 1996, Lane & Hassal 1996, Trivedi 1996, Bull & Blumton 1997, Clarke *et al.* 1997, Hill & Cresswell 1997, Kent *et al.* 1997), viszonylag kevés tanulmány foglalkozott ezzel a daru esetében (Folk & Tacha 1990). Általában a daru éjszakázóhelyeit nagy kiterjedésű, sekély vizű, zavartalan élőhelyekként határozzák meg (Fintha 1993, Prange 1996).

A daru európai állománya növekedő tendenciát mutat a XVII. században, Nyugat- és Dél-Európában bekövetkezett kipusztulása óta: a költőpárok száma és sűrűsége növekszik, illetve elterjedési területe nyugati és déli irányba terjeszkedik (Hagemeyer & Blair 1997). Ennek ellenére a daru jelenleg még sérülékeny fajnak számít az Európai Fenyegetettségi Státusza (European Threat Status) alapján, illetve a fajok természetvédelmi fontosságát rangsoroló Species of European Conservation Concern (SPEC) lista 3. Kategóriájába tartozik (Tucker & Heath 1994).

A daruvonulás ősszel szeptember közepe és a tartósabb fagyok beállása (általában november második fele) közt zajlik a Hortobágyon. Legnagyobb részük a Skandináv-félszigetről (zömmel Finnországból), a Baltikumból és feltehetőleg Oroszország európai részéből érkezik, és a több, mint két hónapig tartó hortobágyi állomásozásuk után Északkelet-Afrikába vonulnak telelni (Fintha 1993, Prange 1999).

Előző tanulmányok már megmutatták, hogy a Hortobágy fontos szerepet tölt be a daru vonulásában: több, mint 65000 daru (a teljes európai állomány 52000-81000 egyed, Birdlife International/European Bird Census Council 2000 ), az ezen állomány keleti vonulási útvonalán halad itt át ősszel (Fintha 1993, Rinne 1995, Alonso *et al.* 1996, Prange 1999). Mind a keleti (Finnországból és a Baltikumból Magyarországon keresztül Észak-Afrikába), mind a nyugati (Svédországból és Norvégiából Németországon keresztül Franciaországba és Spanyolországba) útvonalon megfigyelhető a vonuló madarak számának növekedése (Rinne 1995, Prange 1996, Salvi 1996). Az átnyaráló madarak száma az elmúlt három évben 600-1000 között ingadozott. Az észak felé tartó gyors, tavaszi vonulás március vége-április közepe között zajlik.

Európában a vonulás során a következő éjszakázóhely-típusok ismertek:

1. láprétek (pl. a Mazur-tóhátság, Északkelet-Lengyelországban)
2. szikes mocsarakban (pl. a Hortobágyon)
3. tavakban (pl. a Rügen-Bock vidéken, Németországban)

4. folyóvölgyek (pl. Extremadura tartomány, Spanyolország)
5. lagúnákban (pl. a Rügen-Bock vidéken, Németországban)
6. lecsapolt halastavakon (pl. a Hortobágyon, vagy a Szegedi-Fehértón)
7. víztározókon (Champagne-tartományban, Franciaországban; a Hula-völgyben, Izraelben)
8. elöntött szántókon ( a Mazur-tóhátságon)

(Alon 1999, Alonso & Alonso 1996, Fintha 1993, Prange 1999, Salvi et al. 1996, Szymkiewicz & Mellin 1999). Tehát a darvak minden lehetséges, sekély vizű, nagyobb kiterjedésű vizes élőhelyen megjelenhetnek éjszakázáskor. A láprétek és lagúnák a vonulás utáni gyülekezéskor, illetve a nyugati útvonalon jellemzőek, míg a természetes és mesterséges tavakban, mocsarakban és víztározókban a kontinens belsejében vonulók éjszakáznak.

A Hortobágyon átvonuló darvak sekélyvizű mocsarakban vagy lecsapolt halastavakban éjszakáznak. A halastavak nagy része védett, azonban nem védett tavakat is elfoglalnak a darvak cranes (Kovács 1987, Fintha 1993, Sterbetz 1984). A fejezet hátralevő részében a “lecsapolt halastó” kifejezés sekély (<0,40 m) vízzel borított halastavat, míg a “halastó” kifejezés tetszőleges állapotú halastavat jelöl. Bár ismert, hogy az alkalmas, zavartalan éjszakázóhelyek megléte fontos a darvak számára (Fintha 1993), az éjszakázóhely kiválasztásának mechanizmusa nem ismert.

Mivel a darvak érzékenyek az emberi zavarásra (Fintha 1993), az éjszakázóhely-preferenciáik elemzése adalékokat adhat a természetvédelmi hatóságok számára a különböző szintű védettségi zónák határainak megállapításához. Jelen tanulmány célja, hogy

1. az átvonuló darvak őszi létszámáról tájékoztatást adjon
2. megvizsgálja a környezeti változóknak az egyes éjszakázóhelyeken tartózkodó darvak számára gyakorolt hatását.
3. ajánlásokat adjon a hazai és nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára

### **2.1.2. A daru táplálkozóhely-választása**

A természetvédelem számára a védett fajok táplálkozóhely-választásának ismerete fontos az élőhelyek értékelésénél (Cody 1987). A nagy csapatokban vonuló madárfajok táplálkozóhelyeinek védelme különösen fontos, hiszen ezeken az élőhelyeken nagy számú egyed

koncentrálódik (Alerstam 1990, Berthold 1993, Clark 1996, Prange 1996, ). Bár több tanulmány foglalkozott már a darvak táplálkozóhely-választásával és táplálkozási viselkedésével (Alonso et al 1984a, Alonso et al 1987), a Hortobágy esetében hiányoznak a kvantitatív elemzések.

Az eddigi kutatások alapján a daru európai állománya a következő táplálkozóhely-típusokon jelenik meg:

1. kukoricatarló
2. búzavetés
3. burgonya: Spanyolország
4. napraforgó-tarló
5. gyep
6. lucerna
7. repce: Németország
8. parlag
9. bagolyborsó (*Cicer arietinum*): Izraelben
10. földimogyoró (*Arachis hypogaea*): Izraelben
11. friss szántás

(Alonso et al. 1984b, Fintha 1993, Nowald 1996, Alon 1999). A darvak vonulás közben Európaszerte intenzív művelés alatt álló mezőgazdasági területeken táplálkoznak, ami a legtöbb országban a természetvédelem és a gazdálkodás közötti konfliktushelyzethez vezet (Prange 1996). A Hortobágyon hasonló helyzettel állunk szemben, hiszen a privatizációs időszak óta minden évben jelentkeznek a Nemzeti Park szomszédságában gazdálkodók kártérítési igénnyel. Ennek következtében szükség van vizsgálatokra, melyek feltárják a Hortobágyon átvonuló darvak táplálkozóterület-preferenciáit és megoldást kínálnak a fent említett konfliktusokra.

A Nemzeti Parkban állomásozó darvak a védett területeket körülölelő, vagy abba beékelődő mezőgazdasági területeken táplálkoznak (1. melléklet). Korábbi vizsgálatok szerint a darvak kukoricatarlókon található elhullajtott kukoricaszemekkel táplálkoznak (Fintha 1993). A darvak zavarásérzékenysége miatt a táplálkozóhely-preferenciáik elemzése adalékokat adhat a természetvédelmi hatóságok számára a különböző szintű védettségi zónák határainak megállapításához.

E vizsgálat célja:

1. a táplálkozó csapatok térbeli és időbeli eloszlásának jellemzése

9. a darvak táplálkozóhely-választását meghatározó tényezők elemzése
10. ajánlásokat adjon a hazai és nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára, különös tekintettel a gazdálkodás és természetvédelem közti ellentétek enyhítésére, ami szintén a daru védelmét szolgálja.

### 2.1.3. A vonuló partimadarak élőhely-választása

A Hortobágy, bár mind költő, mind vonuló partimadarokban akár a fajszámot, akár a példányszámot tekintve kiemelt fontosságú a kontinensen (Ecsedi 1992, Kovács 1984, Kovács 1993, Kovács 1994a), e fajok állományváltozásait tekintve a sérülékenyebbek közé tartozik: A Nyugat-Palearktiszban előforduló 74 partimadár-fajból 46 fordult elő a Hortobágyon. A Nyugat-Palearktiszban ebből 44, míg a Hortobágyon 12 faj költ. A Nyugat-Palearktiszban költő fajok közül 21 (48,8%) állománynagysága és elterjedési területe csökken, míg ez a szám a Hortobágy esetében 6 (50,0%). Az Európában költő partimadár-fajok közül 14 (31,8%) állománya fenyegetett (csökkenő, ritka, sérülékeny vagy veszélyeztetett), míg a Hortobágyon ez 6 fajra (50%) igaz (1. táblázat). Másrészt az Európában költő fajok közül 18 (40,9%), míg a Hortobágyon költők közül 6 (50%) kiemelt természetvédelmi fontosságú (SPEC-kategóriás). Mivel a veszélyeztetett fajok védelme érdekében az egyik legfontosabb feladat az élőhelyfejlesztés és védelem (Sutherland & Hill 1995), ezért e fajok, így számos partimadár-faj élőhelyválasztásának vizsgálata kiemelten fontos.

SPEC-kategória	Európa	Hortobágy
SPEC1	1	0
SPEC2	3	2
SPEC3	9	3
SPEC4	5	1
Összesen	18	6
Európai Fenyegettségi Státusz		
Nem fenyegetett	30	6
Csökkenő állományú	3	2

Ritka	1	1
Sérülékeny	6	2
Veszélyeztetett	4	1
Összesen	44	12

1. táblázat. Az Európában költő partimadár-fajok fenyegetettségi státusza.

A vonuló partimadarak élőhelyválasztását behatóan tanulmányozták tengerparti (Burger et al. 1977, Myers & Myers 1979, Connors et al. 1981, Kelsey & Hassal 1989, Gudmundson et al. 1991, Clark & Niles 1993, Colwell & Landrum 1993, Botton et al. 1994, Wiersma & Piersma 1994), prénin (Colwell & Oring 1988, Skagen & Knopf 1994), valamint folyóvölgyekben (Weisbrod et al. 1993) található vizes élőhelyeken. Ezen vizsgálatok fontossága a partimadarak világszerte megfigyelhető állománycsökkenése miatt hangsúlyozandó (Marchant et al. 1991). Azonban viszonylag kevés vizsgálat foglalkozik a partimadarak élőhelyválasztásával a szikes pusztai mocsarakban (Kovács 1990, Ecsedi 1992a, Ecsedi 1992b, Kovács 1993) és halastavakon (Kovács 1977, Kovács 1984a, Kovács 1990). Azonban ennek a behatóbb tanulmányozása fontos lenne, hiszen csak a hortobágyi szikes pusztákon átvonuló partimadarak mennyisége eléri a tízezres nagyságrendet (Kovács 1990). Emellett az ebben a régióban költő néhány partimadár-faj, mint például a széki lile (*Charadrius alexandrinus*) vagy a székicsér (*Glareola pratincola*) erős állománycsökkenést szenvedett az elmúlt évtizedben, aminek okait vizsgáló tanulmányok nem születtek. Egyes vizsgálatok hangsúlyozták a legeltetés fontosságát a szikes gyepeken (Székely 1998), azonban ennek a madarak élőhelyválasztására gyakorolt hatása hazánkban nem képezte kutatás tárgyát. A legeltetés hatásainak vizsgálata egyébként is fontos lenne, hiszen a természetvédelmi kezelési tervek egyik távlati, lényeges eleme a legeltetés szintjének térbeli és időbeli koordinálása természetes, mesterséges, illetve rekonstruált élőhelyeken. Ez azért is indokolt, mert a legeltettség említett alacsony szintje miatt a partimadarak számára alkalmas kopár partú vizes élőhelyeket csak limitált összkiterjedésben lehetne legeltetési kezeléssel létrehozni. Mivel a partimadár-élőhely rekonstrukciók az 1980-as évektől zajlanak a Hortobágyon (Kovács 1984b, Kovács 1992, Ecsedi 1993), ezen fajcsoport élőhely-választása további kutatásokat igényel.

Ezen fejezet célja, hogy

1. megvizsgálja a Hortobágyon átvonuló partimadarak élőhelyigényeit

2. ajánlásokat adjon a hazai és a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára a vizes élőhelyek kezeléséhez, különös tekintettel a legeltetésre

A vizsgálat során elemeztük a vizes élőhely-típusok összetételének és a legelő állatok térbeli sűrűségének hatását az átvonuló partimadarak mennyiségére, fajösszetételére és sűrűségére. Továbbá vizsgáltuk a természetes és mesterséges élőhelyek közti különbségeket a partimadarak fent említett jellemzőinek tükrében.

## **2.2. Fészkelő fajok**

A ritka, veszélyeztetett madárfajok megőrzésének egyik legfontosabb állomása a fészkelőhely-igényeinek pontos meghatározása, hogy az alkalmas élőhelyek megőrzésével vagy aktív kezelésével az állománycsökkenés megállítható, esetleg növekedésbe fordítható legyen (Hagemeijer & Blair 1997, Birdlife International/European Bird Census Council 2000). A veszélyeztetett madárfajok fészkelőhely-választását számos esetben vizsgálták már (Cody 1987), vizsgált fajunknál azonban csak a legutóbbi években láttak napvilágot tanulmányok a magyar (Kovács & Végvári 1999), illetve Európa más országainak állományait illetően (Kozulin & Flade 1999, Kłoskowski, J. & Krogulec, J. 1999).

### **2.2.1. A kanalasgém fészkelőhely-választása a Hortobágyon**

A kanalasgém Európa legritkább, és egyben legveszélyeztetettebb képviselője a gólyafélék rendjének (Ciconiiformes) (Birdlife International/European Bird Census Council 2000, Hagemeijer & Blair 1997). Bár összesen húsz országban költ a kontinensen és némely állományai – például a magyar vagy a holland – növekedésnek indultak az 1970-es évek óta, európai állománya még mindig töredéke az 1950-60-as évekének. Emiatt és az állományok rendkívüli lokalizáltsága, valamint különleges táplálkozási szokásai miatt Európai Fenyegetettségi Státusza veszélyeztetett (Endangered), valamint a SPEC2 listába tartozik, ami állományának lokalizáltságára és kedvezőtlen helyzetére utal (Birdlife International/European Bird Census Council 2000, Hagemeijer & Blair

1997). Legnagyobb európai állományai a hortobágyin kívül a hollandiai Wadden-Seen, a dél-spanyolországi Coto Doñana Nemzeti Parkban és a Duna-deltában találhatóak. Európai állományai a következő élőhelytípusokban fészkelnek:

1. nádasok, elsősorban nádszigetek mocsarakban, ártereken, halastavakban (Hortobágy, Duna-delta)
2. galériaerdők fáin (főként puhafa-ligeterdőkben: Tisza-tó) (Kovács 2000d, 2002, Hagemeijer & Blair 1997).

Magyarországon 600-750 pár kanalasgém költ minden évben 6-7 nagyobb vizes élőhely-rendszer (mocsár, ártéri erdő, halastó) nádasiban (Magyar et al 1998). Legnagyobb telepeit a Hortobágyon találjuk, ahol évente 3-400 pár költ. A táplálkozóterületek lecsapolt halastavakat, mocsarakat, természetes és mesterséges árasztásokat valamint rizstelepeket foglalnak magukban.

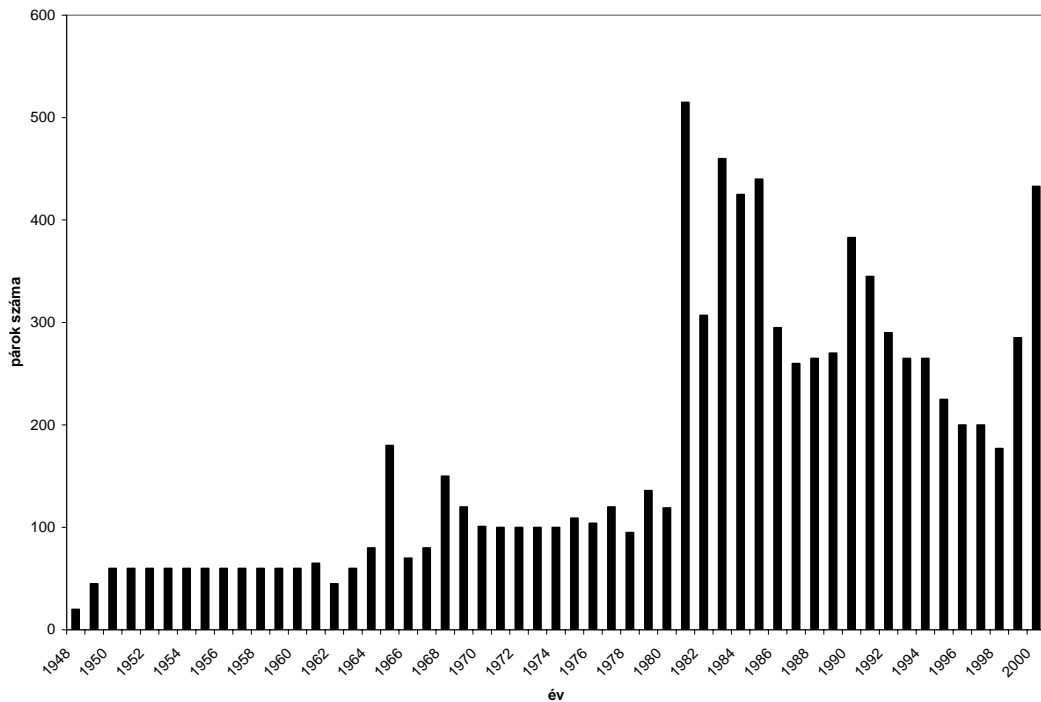
Első hortobágyi bizonyított költése 1948-ban volt, nemsokkal az első nagyobb halastavak létesítése után. A hortobágyi állomány erőteljes ingadozásokat mutat 300-500 pár között 1980 óta (1.ábra). A telepek a halastavak és mocsarak nádasiban találhatóak. A költési időszak után 1100-as kanalasgémcsapatok is megfigyelhetők.

Bár a hortobágyi kanalasgém-állomány rendszeres felmérése csak a hetvenes évek elején kezdődött, megbízható adatok már a XX. század első felétől rendelkezésre állnak. A Hortobágyi Nemzeti Park megalakulása óta a kanalasgém-telepek nagyságáról minden évben felmérés készült (Kovács 2000d, 2002). Az 1997-ben elkezdődött légifelmérések pontosabb adatokat szolgáltatottak, mint a földről történt becslések, ugyanis a telepeknek otthont adó nádszigeteket sűrű nádasok borítják. Ez a fészkelőhely-választását befolyásoló tényezők kutatásának fontosságát hangsúlyozza, ugyanis e faj a nádasok terjeszkedésével kezdett el gyarapodni a Nemzeti Parkban, ami viszont a mocsarak esetében a nyílt vízfelületek, így a növényzetben szegényebb vizes élőhelyeket kedvelő fajok rovására történt. Ennélfogva kiemelt feladat a vizes élőhelyek kezelésének olyan koncepcióját kidolgozni, ami a szukcesszió különböző fázisait előnyben részesítő fajok mindegyike számára életfeltételeket biztosít.

Vizsgálatunk célja, hogy

1. A kanalasgém hortobágyi állományváltozásairól képet adjunk
  2. A telepválasztást befolyásoló tényezőket vizsgáljuk
- ajánlásokat adjunk a hazai és nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára

1. ábra. A kanalasgém hortobágyi fészkelőállománya 1948-2000 között.



### 2.2.2. A kék vércse fészkelőhely-választása

A kék vércse elterjedésének nyugati határát a Kárpát-medencében éri el, így Magyarország fontos szerepet tölt be e faj megőrzésében, hiszen a fajok állományai az áreahatáron a legérzékenyebbek a változásokra (Udvardy 1983). A kék vércse Európai Fenyegetettségi Státuszát tekintve sérülékeny (Vulnerable), valamint SPEC3-as kategóriába tartozik, azaz európai állománya természetvédelmi szempontból kedvezőtlen (Hagemeijer & Blair 1997, Birdlife International/European Bird Census Council 2000). Állományosságának növekedése egyedül Bulgáriában figyelhető meg, a elterjedési területének többi részén ellentétes folyamat zajlik, ami áreazsugorodással is együttjár (Birdlife International/European Bird Census Council 2000). Ennek lehetséges okaiként megemlíthető a DDT használata, melyet afrikai telelőhelyei vidékén máig rendszeresen használnak (WWF 2000), illetve a vetési varjú erőteljes állománycsökkenése. Ez utóbbi tényező



azért lényeges, mert a kék vércse fészekparazita lévén elsősorban e faj telepein választ magának fészkeket, és telepesen költve nagyobb a költési sikere, mint a magányos szarkafészkekben költőeknek (Haraszthy & Bagyura 1993).

A kék vércse európai állománya a következő fészkelőhely-típusokat választja:

1. Erdőssztyeppék nyílt, üde lomboserdő társulásainak (Querco-Fagetea), zömmel keményfa-ligeterdők (Fraxino pannonicae-Ulmetum), sziki tölgyesek (Galatello-Quercetum roboris) és lösztölgyesek (Aceri tatrico-Quercetum pubescenti-roboris) varjútelepei
2. Sztyeppet, vagy erdőssztyeppet szegélyező ártéri puhafaligetek (Salicetum albae-fragilis) varjútelepei
3. Sztyeppék vagy erdőssztyeppék keményfa erdőtelepítéseinek (pl. hortobágyi szárnyékerdők, főként akáccal és tölgygel, vagy mezővédő erdősávok) varjútelepei
4. Sztyeppet, vagy erdőssztyeppet szegélyező árterek telepített nyárasainak varjútelepei
5. Sztyeppék mezővédő sűrű bokrosainak - elsősorban keskenylevelű ezüstoffacsoportok (Eleagnus angustifolia) magányos szarkafészkei
6. Varjúféléknek parkokban, gyümölcsösökben, ligetekben rakott fészkei

A Hortobágy területére általánosságban jellemző a nyugat-hortobágyi varjútelepek méretének csökkenése ill. megszűnése, míg ezzel párhuzamosan figyelhető meg az eredetileg is nagyobb, kelet-hortobágyi telepek növekedése, ami a fészkelőpárok nagyobb telepekbe való koncentrációjára utal. A varjútelepek ilyen mértékű csökkenése és létszámingadozásai jelentősen befolyásolhatják a varjútelepekhez erősen kötődő, fészekparazita kék vércse állományosságát és fészkelőhelyválasztását (Cramp 1980). A varjútelepek fogyatkozásával (Kalotás, 1982; Vertse, 1943) párhuzamosan figyelhető meg a szarkák állományának növekedése, és ezzel együtt a szarkafészkekben költő kék vércsék számának gyarapodása, bár a Hortobágyon költő kék vércsék száma enyhén fogyatkozó tendenciát mutat, hiszen Haraszthy 1973-ban 500-600 páros fészkelőállományt becsült a Hortobágyon (Haraszthy, 1981), míg 1998-ra alig éri el a 300 párt a költőpárok száma (Végyvári, nem közölt adatok). Ezek az újkeletű jelenségek tették szükségessé a kék vércse

állományváltozási viszonyainak és fészekválasztási szokásainak vizsgálatát, amit 1995–1999 között végeztünk a Hortobágyon.

Tekintve, hogy a kék vércse hortobágyi élőhelyeit több mesterséges beavatkozási forma is érinti (erdőgazdálkodás, legeltetés, vizes élőhelyek kezelése, kaszálás), ezeknek az állományváltozásokra és fészkelőhely-választásra gyakorolt hatását elemezve lehet a faj aktív védelmére ajánlásokat adni. Vizsgálatunk célja, hogy

1. a kék vércse és a vetési varjú hortobágyi állomány nagyságáról becslést adjon
2. megvizsgálja a különböző élőhelyek környezeti változóinak e faj fészkelőhely-választását befolyásoló hatását

ajánlásokat adjon a hazai és nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára

### 2.2.3. Szerkőfajok fészkelőhely-választása

Európában a világ mindhárom szerkőfaja költ [fattyúszerkő (*Chlidonias hyridus*), kormos szerkő (*Chlidonias niger*) és fehérszárnyú szerkő (*Chlidonias leucopterus*)], melyek közül a fattyú- és a kormos szerkő állományai a vizes élőhelyek fogyatkozása miatt csökkennek, így Európai Fenyegetettség Státuszuk fogyatkozó (declining), valamint a SPEC3-as listába tartoznak (Birdlife International/European Bird Census Council 2000, Hagemeyer & Blair 1997).

A három faj eltérő fészkelőhely-igényeinek megfelelően a következő élőhelytípusokban találhatók meg telepeik Európában:

1. fattyúszerkő: A sztyepp-, mediterrán- és mérsékelt kontinentális zóna állandó vagy lassan folyó, úszó hínárnövényzetben gazdag édesvizei
2. kormos szerkő: úszó hínárnövényzetben eutróf, természetes eredetű, édesvízű mocsarak
3. fehérszárnyú szerkő: édesvízű mocsarak, mocsárrétek, sásrétek, árterek, időszakosan árasztott füves élőhelyek; alkalomszerűen tavak, víztározók és nagyobb folyók

(Hagemeyer & Blair 1997, Cramp 1985)

Magyarországon szintén költőfajként van jelen mindhárom, ahol a fattyú- és kormos szerkők elterjedési területeinek déli határa, míg a fehérszárnyúéak legdélnyugatabbi sarka húzódik. Míg a fattyú- és kormos szerkő magyar állománya az elmúlt évtizedekben gyenge emelkedést mutatott, a kormos- és

fehérszárnyú szerkőké erősen ingadozott: az 1998-ig jellemző csökkenő tendenciát az 1999-es és 2000-es árvizes években hirtelen és látványos állománynövekedés váltotta fel (Kovács et al 2000).

Hazánkban mindhárom faj elterjedési területe a nagyobb részt a Tiszántúlra, kisebb részt a Duna-Tisza-közébe koncentrálódik (Kovács 2000a, Kovács 2000b, Kovács 2000c). A három faj jellegzetes hazai fészkelőhelyei:

1. fattyúszerkő: nyílt vizű mocsarak, morotvák, halastavak, víztározók lebegő és rögzült hínárnövényzete [Kolokános (*Hydrochari-Stratiotetum*), békaszőlőhínár (*Potamogetonum natantis*), tündérrózsa-vízitők hínár (*Nymphaetum albo-luteae*) és tündérfátyolhínár (*Nymphoidetum peltatae*) társulások]

2. kormos szerkő: sekély vizű, ritkás növényzetű mocsarak, hígtrágytavak, szennyvízderítők rét-mocsár zonációinak határán kialakuló náduszedékek, hínárnövényzet (főként kolokános) és vidrakeserűfüves (*Polygonum amphibium*) állományok, illetve vízi harmatkásás (*Glycerietum maximae*) és szikikákás (*Bolboschoenetum maritimi*) társulások

3. fehérszárnyú szerkő: zsombékos mocsárrétek, erősen hínáros mocsarak, erősen hínáros halastavak, gyomos, elöntött rizsföldek, felhagyott, elöntött víziszárnyas-nevelők, szikikákás (*Bolboschoenetum maritimi*), harmatkásás (*Agrostio-Glycerietum poiformis*) és hernyópázsitos szikirét (*Agrostio-Beckmannieturnum*) társulásai (Kovács 2000c).

A Hortobágyon mindhárom fajnak mind, a fentebb felsorolt élőhelyen figyelték meg fészkelését (Kovács 2000a, 2000b, 2000c). Mivel a Nemzeti Parkban annak megalakulása óta folynak mocsárrekonstrukciós munkálatok és mesterséges árasztások, illetve léteznek folyamatosan üzemelő halastavak, a szerkőfajok számára folyamatosan állnak rendelkezésre vizes élőhelyek (Kovács 2000a, 2000b, 2000c, Horváth & Szabó 1981). A fattyúszerkő hortobágyi megjelenése a XX.század közepére tehető, ami feltehetőleg az állandó vizű halastavak létrejöttével magyarázható (Horváth & Szabó 1981). A kormos – és fattyúszerkők állománya viszont a múlt század elejétől rendelkezésre álló adatok szerint folyamatosan az elmúlt évtizedben is jellemző erős fluktuációkat mutatták, aminek fő oka feltehetőleg a vizes élőhelyek vízellátottságának ingadozása (Horváth & Szabó 1981, Hagemeijer & Blair 1997, Kovács 2000a, 2000b, 2000c).

A három faj fészkelőhely-választásának vizsgálatával egyrészt adalékokat nyerhetünk e fajok ökológiai igényeiről, másrészt javaslatokat adhatunk a vizes élőhelyek kezeléséhez. Elsősorban ezen élőhelyek

vízellátásának ütemezéséhez, illetve a víz mélységének időbeli változtatásához szeretnénk a gyakorlatban is felhasználható információkat adni.

E vizsgálat célja, hogy

1. adatokat adjon a három szerkőfaj hortobágyi elterjedéséhez, illetve állományváltozásához
2. megvizsgálja a vizes élőhelyek egyes változóinak a fészkelőhely-választást befolyásoló hatását
3. ajánlásokat adjon a hazai és nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára

#### **2.2.4. A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása**

A csíkosfejű nádiposzáta Európa legritkább vonuló énekesmadara, emellett élőhelyének pusztulása miatt globálisan veszélyeztetett faj (Hagemeijer & Blair 1997, Aquatic Warbler Conservation Team 1999). A kontinensen hat országban költ. Magyarország kivételével mindenhol mind állománynagysága, mind elterjedési területe erőteljesen csökkenőben van, főként a láptétek meliorizációja miatt (Hagemeijer & Blair 1997).

Világállománya, mely a 3. Csíkosfejű Nádiposzáta Expedíció eredményei alapján (Aquatic Warbler Conservation Team 2001, publikálatlan) a nyugat-szibériai töredékpulációtól eltekintve Európára, azon belül is Német-Lengyel-alföldre, a Poleszje vidékére, a Baltikum nyugati felére és a Hortobágyra korlátozódik, ami egyben elterjedésének déli határa is. A vizsgált faj következő fészkelőhely-típusokban található meg:

1. Folyóvölgyek mocsarainak nyílt sásrétjei, közepesen magas és magas zsombékokat képező sásfajokkal, magas termetű nyugati kékperjével (*Molinia coerulea*), nádfoltokkal és bokorsoportokkal tarkítva (pl. a Biebrza-mocsárban és az Odra-folyó mocsaraiban Lengyelországban).
2. Mezotróf, vagy enyhén eutróf nyílt, mohás talajú sásláprétek. Jellemző az alacsony, közepesen nagy zsombékokat képező, vagy csak részlegesen zsombékoló sások jelenléte sekély vízzel és mohapárnákkal (pl. a Pripyat-folyó felső folyásának mocsarai

Ukrajnában). A csíkosfejű nádiposzáta hiányzik a tőzegmohában és gyapjúsásokban gazdag, tápanyagszegény élőhelyfoltokban.

3. Mészben gazdag üde láprétek (a Cselm-mocsarak Lengyelországban).
4. A Balti-tenger melléki, időszakosan elárszott brakkvizes mocsarak alacsony, vékonyzálú nádasai (Németországban).
5. Sziki rétek (Hortobágy) és sásfoltokkal tarkított mocsárrétek (a Narev-folyó völgyében, Lengyelországban).

(Aquatic Warbler Conservation Team 1999).

Magyarországon egyedül a Hortobágyon költ, ahol állománya egyedül a világon erőteljesen növekszik, ami feltehetőleg az alulllegeltetés okozta szukcessziós változásoknak – a magas ecsetpázsitos (*Agrostio-Alopecuretum pratensis*), harmatkásás (*Agrostio-Glycerietum*) és hernyópázsitos (*Agrostio-Beckmannietum*) szikirétek, valamint szikikákások (*Bolboschoenetum maritimi*) kialakulásának köszönhető (Kovács et al 2000).

A csíkosfejű nádiposzáta 1959-től a nyolcvanas évek elejéig csak kevesen keresték szisztematikusan az alkalmas élőhelyeken (Szabó 1974, Kovács 1994b). Ezután, a magyarországi amatőr ornitológusok számának növekedésével lehetségessé vált nagyobb területek felmérése alaposan felkészült megfigyelőkkel. Ezáltal új költőhelyeket sikerült találni, ami elősegítette, hogy a Nemzeti Park munkatársai és néhány társadalmi szervezet e faj monitoringját beépítse az éves állományfelmérő programok közé.

A vizsgált faj fészkelőhely-igényeinek vizsgálata annál is inkább fontos, mert élőhelyeit két gazdálkodási kezelési forma is érinti: a legeltetés és a kaszálás. Mindkét módszer a növényzet magasságának csökkentésével jár, ami különösen a kaszálásnál kifejezett. Emellett a kaszálás fészkelőpusztítással jár, míg egy enyhe fokú legeltetésnél ez nem feltétlenül következik be. Ez utóbbi hatásai még vizsgálandóak.

A vizsgálat célja, hogy

1. a csíkosfejű nádiposzáta költőállományának nagyságáról információkat adjon
2. megvizsgálja a különböző élőhely környezeti változóinak e faj fészkelőhely-választását befolyásoló hatását
3. ajánlásokat adjon a hazai és nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára

## 3. Anyag és módszer

### 3.1. Vonuló fajok

#### 3.1.1. A daru éjszakázóhely-választása

A megfigyeléseket egy 2130 km<sup>2</sup>-es területen végeztük, mely magában foglalja a Hortobágyi Nemzeti Park (é.sz. 47°30'N, k.h. 21°10'E, 87m tszfm.) északi területeit, valamint az ezt körülvevő mezőgazdasági területeket és halastavakat (1.melléklet). Vizsgált területünket hét település veszi körül, melyek között három kis falu található. Ezek távolsága a Nemzeti Park határától 0-2 km között váltakozik. Az emberi mozgások három főútra, mintegy 20 kövezett mellékútra valamint földutakra korlátozódnak.

Az éjszakázóhelyként használt mocsarak mind a Nemzeti Park védett területére esnek, míg 1999 január 1-ig csak 2071 ha halastó volt védett, ahol tilos volt a vízivad-vadászat. Azóta a Nemzeti Park mellett található halastavak 83% (5200 ha) lett védett, ami ugyan csökkentett mértékű emberi zavarást eredményez, de a vízivad-vadászat sajnos még mindig jelen van. A darvak zavarását csökkentendő az éjszakázóhelyek környéke 14h és 08h közt nem látogatható.

Az éjszakázóhelyek növényzetét a nádasok (*Scirpo-Phragmitetum*), harmatkásások (*Glycerietum maximae*), szikinádasok (*Bolboschoeno-Phragmitetum*), szikikákások (*Bolboschoenetum maritimi*), alföldi mocsárrétek (*Agrostetum albae*) és ártéri mocsárrétek (*Alopecuretum pratensis*) jellemzik.

A Hortobágyon éjszakázó darvak mennyiségét 1995-2000 között, minden évben szeptember 20-a és november 15-e között becsültük heti egy szinkronszámlálás keretében. A szinkronszámlálásokon kívül heti 2-3 napot töltöttünk újabb éjszakázóhelyek és táplálkozóhelyek keresésével (sekély, nyílt vízű halastavak és mocsarak).

A vizsgálathoz az őszi vonulás idejét választottuk, mivel a tavaszi vonulás jóval gyorsabban zajlik le, így kevesebb daru áll meg a Hortobágyon éjszakázni (Kovács 1987). Minden szinkronszámlálást tapasztalt megfigyelők 1-3 tagú csoportjai végezték az éjszakázóhelyek melletti megfigyelőtornyokból, vagy nyílt területekről. A számlálást

kézitávcsovokkal és 20-40X teleszkópokkal végeztük, az éjszakázóhelyekre behúzó darvaktól 200-500 m-re. A számlálás naplemente előtt három órával kezdődött és naplemente után 1,5 órával végződött, hogy a holdfényes estéken később behúzó darvakat (Alonso et al. 1985) is számolni tudjuk. A vizsgált területen minden sekély vizű halastavat és természetes vizes élőhelyet (főként mocsarak) ellenőriztünk (1.melléklet).

Az éjszakázóhelyeknél a következő változókat mértük az éjszakázó darvak számának rögzítése mellett: 1. Független (élőhelyre jellemző) változók: a nyílt vízfelület kiterjedése (ha), növényzet borítása (10%-os intervallumokban), vízmélység a legmélyebb ponton (m), a meder meredeksége (a hajlásszög tangense), távolság a legközelebbi táplálkozóhelytől (km), távolság a legközelebbi műúttól (km), távolság a legközelebbi településtől (km); 2. vegetáció típusa (teljesen nyílt vízfelületek /lecsapolt halastavak és egyes szikes mocsarak/, természetes vagy mesterséges úton elárasztott szikes gyepek, alacsony növényzettel borított mocsarak (ezekben a zsióka, illetve káka- és szittyófajok jellemzőek), nádfoltokkal kevert szikes gyepek, nádasokkal és/vagy gyékényesekkel borított mocsarak); a védettség szintje (a vizsgálat teljes időtartama alatt védett, csak 1999 óta védett, nem védett); és 4. élőhely típusa (lecsapolt halastó vagy mocsár). Az adott vizes élőhelyen éjszakázó darvak adott évben megfigyelt maximuma, az éjszakázás időtartama (napok) valamint a sekélyvizes állapot hossza (napok) a vizsgálat végén került az adatmátrixba. Ezenkívül egy logikai változó is bekerült a vizes élőhelyeket jellemző változók közé: választották-e éjszakázóhelyként a darvak vagy sem. Egy vizes élőhelyet alkalmas éjszakázóhelynek tételeztünk fel, ha benne a vízmélység nem haladta meg a 0,40 m-t legalább 2 ha-on, mivel a korábbi megfigyelések alapján ez a maximális vízmélysége és minimális kiterjedtsége a vizes élőhelyeknek (Fintha 1993, Végvári publikálatlan adatok).

A megfelelő éjszakázóhely meghatározásához az éjszakázó darvak maximális számát használtuk, ugyanis az éjszakázás időtartamának a függő változóval való kombinálása nem adott új információt, mert ez minden éjszakázóhelyen a Hortobágyon tartózkodás teljes időtartamának felelt meg. Továbbá, ha az elemzések során az egy területen éjszakázó darvak számának mediánját használtuk, akkor hasonló eredményeket kaptunk. Ezen túl a „daruéjszakák számát”, azaz a darvak számának az éjszakázás időtartama alatt vett összegét, vagy ennek valamely leíró statisztikai függvényét nem vehettük fel változóként, hiszen nem teljesült a függetlenség.

A statisztikai elemzések során két- és többváltozós analízissel dolgoztunk. Elsőként főkomponens-analízissel elemeztük a vizes élőhely mérhető változóit (terület, a növényzet borítása, vízmélység, meredekség, távolság a legközelebbi táplálkozóhelytől, emberi településtől és műúttól), hogy a köztük fennálló függőségeket megszüntessük és csökkentjük a változók számát. Ennek eredményeképpen a három, 1,000-nál nagyobb sajátértékkel bíró új változót használtuk a további elemzésekhez (2. táblázat). Az első faktor (F1) nagy értékei mély, meredek medrű, emberi településektől távol eső vizes élőhelyekre jellemző. A második (F2) nagy értékei nagy kiterjedésű, táplálkozóhelyekhez közeli vizes élőhelyekre jellemzőek. A harmadik (F3) táplálkozóhelyektől távoli, nyílt vizű élőhelyeket jellemez. Ezután diszkriminancia-analízist végeztünk az éjszakázóhelyként választott illetve nem választott vizes élőhelyek csoportjain, hogy megbecsüljük az egyes változók fontosságát az alkalmas éjszakázóhely meghatározásában. Az élőhelyek kategória-változóinak (növényzettípus, élőhelytípus és védettség szintje) az éjszakázóhelyeken megfigyelt darvak maximumára gyakorolt hatását nem-parametrikus tesztekkel vizsgáltuk (Kruskal-Wallis és Mann-Whitney tesztek). Mivel a külön évenkénti elemzések hasonló eredményt adtak, a hat év adatait együtt elemeztük.

### **3.1.2. A daru táplálkozóhely-választása**

A megfigyeléseket 1996-1999 között végeztük a Hortobágyi Nemzeti Parkban és a környező mezőgazdasági területeken szeptember közepe és november vége között. A táplálkozó csapatok adatait heti két-három alkalommal rögzítettük a nappali órák random időszakában egy 6000 hektáros mintaterületen (1. melléklet).

Minden táplálkozó csapatnál rögzítettük a darvak létszámát, az ezévi fiatalok számát, az aktívan táplálkozó madarak számát (ha a fej lent van, Alonso 1987), a madarak közti átlagos távolságot valamint a táplálkozóhely típusát. A statisztikai elemzéseket SPSS for Windows 9.0-val végeztük.

### **3.1.3. A vonuló partimadarak élőhely-választása**

Partimadár-élőhelyeket halászatkor lecsapolt halastavak iszappadjain, valamint nyílt mocsarak sekély vizű vagy nedves-tocsogós részein találunk.



A Hortobágy teljes területén az őszi lecsapolások idején ez nagy összfelületet jelent, hiszen A Tisza szabályozása után 66 halastavat építettek 5543 hektár összfelülettel. Ezen tavak kiterjedése 8 és 749 ha között váltakozik. Közülük 13 már teljesen benádasodott, így 52 halastó nyújthat alkalmas élőhelyet táplálkozó és pihenő partimadarak számára vonulás közben. A természetes vizes élőhelyek ugyan kb. 10000 ha-t borítanak, de a partimadarak számára alkalmas élőhelyet biztosító 15 szikes mocsár összfelülete csak 850 ha. Ezen mocsarak kiterjedése 1-500 ha között váltakozik. A halastavak növényzetét a tavakat változó szélességben szegélyező nádasok és gyékényesek jellemzik. A mocsarak növényzetében a nád *Phragmites communis*, keskenylevelű gyékény *Typha angustifolia*, zsióka *Bolboschoenus maritimus*, kákafajok *Schoenoplectus* sp., szittyófajok *Juncus* sp. és mocsári csetkása *Eleocharis palustris* jellemző.

A vizsgált területen található hat mocsárból ötnek a szegélyét szarvasmarha vagy juh legelte. Ezek az állatok április elejétől november közepéig legeltek mindhárom évben ugyanazon a legelőterületen. Nem volt változás egyik évben sem a legelőállatok területi sűrűségében, sem a legelőterület kiterjedésében. A legelő állatok a vízzel borított zsombékosok kivételével az egész területet legelték. Mivel a legelőket nem trágyázzák mesterségesen minőségüket javítandó, csak a legelő állatok juttatnak szerves trágyát a talajba.

A vizsgált területen elhelyezkedő halastavakat a Hortobágyi Halgazdaság RT kezeli. Évente nagy tömegű szerves trágyát (100q/ha, Kovács publikálatlan adatai) helyeznek a tavakba, ami a haltáplálékul szolgáló planktonok alapvető táplálékforrása. Ez gazdag gerinctelen iszapfauna kialakulásához vezet, melyben elsősorban árvaszúnyog-lárvák dominálnak, melyek a lecsapolt halastavakban táplálkozó partimadarak fontos tápláléka (Székely 1992). A mocsarakban a legelő állatok általi szervesanyag-bevitel jóval alatta marad a mocsarakénak (átlagosan 10q/ha, Loch & Nosticzius 1992)

A vizsgálatot a Nemzeti Park középső és délkeleti részén végeztük a tavaszi (március vége-május vége közt), és őszi (augusztus közepe-október közepe) vonulási időszakban 1997-1999 között. Az 52 alkalmas halastó közül 23-at választottunk ki (52,9%), melyek együttesen 1183 ha-t borítanak. Az említett 15 mocsár közül hatot vizsgáltunk (40%), melyek összesen 292 ha-t borítanak (ez a mocsarak partimadár-élőhelyként alkalmas összfelületének 34,3%-a) (2. melléklet).

A vizsgált terület minden vizes élőhelyét hetente 1-2 alkalommal kerestük fel és gyalogosan vagy gépkocsival végeztük a

szinkronmegfigyeléseket. Minden alkalommal teljes partimadár-madárszámlálást végeztünk a vizes élőhelyeken. Az élőhelyeknek az alábbiakban ismertetett jellemzőit direkt és térképi mérésekkel állapítottuk meg. A madárszámlálások eredményeit teljesnek tekinthetjük, hiszen a növényzet nélküli lecsapolt tavak és alacsony növényzetű mocsarak medre lehetővé tette a teljes felmérést. Az „alkalmas partimadár-élőhely” kifejezést korábbi vizsgálatok javasolták (Skagen & Knopf 1994), mely azonos a „növényzet nélküli vagy gyér növényzetű nedves iszapos-sekély vizű vizes élőhelyek” kifejezéssel.

Minden felmérés alkalmával a következő jellemzőket rögzítettük a vizes élőhelyeken: az élőhely teljes kiterjedése, száraz iszapos felületek, nedves iszapos felületek (rálépéskor vizet ereszt), sekély vizű felületek (a vízmélység 8 cm-nél kisebb) és mély vizű felületek (a vízmélység 8 cm-nél nagyobb) kiterjedése, alacsony (5 cm alatti) és magas (5 cm fölötti) növénytársulások típusa és összfelülete, valamint a legelő állatok térbeli sűrűsége (halastavaknál ez természetesen 0). Így a következő élőhelytípusokat találtuk a vizsgált területen: 1. száraz kopár 2. nedves kopár 3. sekély, nyílt vizű és 4. mély, nyílt vizű felületek; 5. alacsony, ürmös gyeppel (*Artemisio-Festucetum*) borított nedves felületek; 6. alacsony ecsetpázsitossal (*Alopecuretum pratensis*) és 7. magas ecsetpázsitossal borított nedves felületek; 8. sekély és 9. mély vízzel borított magas ecsetpázsitosok. A táplálékellátottságnak a függő változókra (a partimadár-egyedek számára, a partimadár-fajok számára és az egyedek területi sűrűségére) gyakorolt hatását vizsgálandó az egy év alatt a vizes élőhelyre bevitt trágyamennyiséget e következőképpen becsültük: legeltetett területeken ezt az értéket a legelő állatok számából és fajtájából számított ún. számosállat-létszám (Loch & Nosticzius 1992) és a legelőterület hányadosa adta; halastavaknál ezeket az adatokat a Hortobágyi Halgazdaság RT bocsátotta rendelkezésünkre. Mindkét esetben az állati szervesanyag mennyiségét kg/ha egységekben mértük.

Az élőhely numerikus jellemzőinek számát csökkentendő, valamint az ezek közti függőséget eliminálandó főkomponens analízist végeztünk a következő változókon: a fent említett élőhelytípusok százalékban mért aránya a vizes élőhely teljes kiterjedéséhez képest, az élőhely teljes kiterjedése, a legelő állatok sűrűsége (számosállat/ha egységekre átszámolva), és az éves trágyabevitel sűrűsége kg/ha egységekben. Az elemzés során öt faktor találtunk, melynek a sajátértéke nagyobb volt, mint 1,000. Az ezen faktorok és a függő változók közti kapcsolatot Spearman-

rangkorrelációval mértük, hogy meg tudjuk becsülni az egyes fizikai változók fontosságát a legjobb partimadár-élőhelyek meghatározásában.

Annak érdekében, hogy a függő változók független halmazával dolgozhassunk, az elemzések során minden szezomban öt felmérést választottunk ki, ahol a partimadarak számának nagy ugrásai voltak megfigyelhetőek, ami feltehetőleg új érkezési hullámokat jelez (Skagen & Knopf 1994).

Az elemzések során a SPSSPC+V4.0 statisztikai programot használtuk.

## **3.2. Fészkelő fajok**

### **3.2.1. A kanalasgém fészkelőhely-választása**

A telepek légi és földről történő felmérését április végén végeztük. A légifotókat 2-300 méteres magasságból készítettük, a számolások később erről készültek.

Az elemzésekhez minden telepnél feljegyeztük a telep maximális nagyságát, a telep foglaltságának években mért hosszát, a telepnek otthont adó egybefüggő vizes élőhely (tó- vagy mocsárrendszer) és a csak a telepet tartalmazó különálló vizes élőhely (tó vagy mocsár) kiterjedését, a telepet tartalmazó összefüggő nádas kiterjedését, a telep parttól való távolságát, a legközelebbi táplálkozóhelytől, lakott területtől és műüttől való távolságát, a 10 km-es sugarú körön belüli táplálkozóhelyek számát, az élőhely típusát (kategóriaváltozó: halastó vagy mocsár), a terület vadászhatóságát (logikai változó: igen vagy nem).

Elsőként az élőhely numerikus változói közti korrelációt megszüntető és a számukat csökkentendő főkomponens-analízist végeztünk rajtuk. Ennek eredményeképpen két magas sajátértékű faktort kaptunk, melyek az összvariancia 86,051%-át magyarázták.

Az élőhelyek kategóriaváltozóinak (élőhelytípus, vadászhatóság) hatását Mann-Whitney-teszttel elemeztük.

### 3.2.2. A kék vércse fészkelőhely-választása

A kék vércsék és a vetési varjak fészkelőállományának felmérését 1995-1998 között végeztük a Hortobágy keleti részén (3.melléklet b.). 1999-ben ezen, ill. egy, a Hortobágy nyugati részén kijelölt mintaterületen (3.melléklet a.) vizsgáltuk a kék vércse fészkelőválasztását. A keleti terület kb. 15 000 hektáros, nagyrészt fátlan puszták által alkotott vidék, míg a nyugati 3600 ha-os, facsoportokban, kisebb ligetes erdőkben és szántóterületekben a hortobágyi viszonyokhoz képest gazdag táj. Mindkét terület jórészt a Nemzeti Park belsejébe esik, de jelentős nagyságú nem védett pufferezóna is beletartozik. 1995–1998 között a keleti mintaterületen rögzítettük a kék vércsék által foglalt fészkek és a vetési varjú telepek pontos helyét, ill. ez utóbbiak nagyságát. 1999-ben a kijelölt mintaterületeken minden, varjúféle által épített fészkekről felvettük a következő adatokat: 1. a fészket építő faj neve 2. a fészket fogláló faj neve 3.a fészket tartó fafaj neve 4. a fészkek földfelszíntől mért magassága 5. a fészkek helyét 1:25000 méretarányú térképen rögzítettük. A statisztikai elemzéseket SPSSPC V4.0 programmal végeztük.

### 3.2.3. Szerkőfajok fészkelőhely-választása

A vizsgálat során a Hortobágyon fészkelő szerkőfajok (fattyú-, kormos és fehérszárnyú szerkők) telepválasztását vizsgáltuk 1999-2001-ben. Az időjárás és az élőhelyeket tekintve reprezentatívnak tekinthető a három év, hiszen 1999-ben és 2000-ben nagy árvizek uralkodtak a Hortobágyon, míg 2001 átlagosan száraz évnek bizonyult. A szerkőtelepek számára alkalmas vizes élőhelyeket a június közepéig ki nem száradó vízfelületekként definiáltuk (az egészen sekély tocsogóktól a mély halastavakig, Hagemeyer & Blair 1997) melyeket a 4. melléklet mutat be.

Az elemzésekhez a következő változókat vettük fel a telepeknél: 1. A párok száma különböző fajonként; 2. a telepnek otthont adó vizes élőhelyrendszer kiterjedése (ha); és 3. típusa (természetes mocsár, árasztott szikes gyep, halastó); 4. A legközelebbi telep távolsága (km); 5. A legközelebbi telep nagysága (párok száma); 6. A víz átlagos mélysége a kotlás-fiókanevelés idején (m); 7. A növényzet borítása a telepen a kotlás-fiókanevelés idején; 8. A növényzet típusa (szikes rétek, árasztott szikes gyep, rögzült hínár stb) 9. A telep költési sikerének mértéke (sikertelen: nincs kirepült fióka; kevésbé sikeres: ha a kirepült fiókák száma kisebb, mint

az adott telep méreténél ideális esetben kirepülő - páronként 3 fióka – fiókák számára 10%-a; sikeres: egyéb esetekben).

A telep numerikus jellemzőin főkomponens analízist végeztünk, hogy a változók számát csökkentjük, illetve, hogy a köztük fennálló korreláltságot megszüntessük. Ily módon két faktort kaptunk, melyek sajátértéke nagyobb, mint 1,000. Ezután a kapott faktorok és a szerköváltatók (telepméret, fajszám, sikeresség, stb.) közti kapcsolatot Spearman rangkorrelációval számoltuk. Az élőhely kategóriaváltozóinak hatását a szerköváltatókra Kruskal-Wallis teszttel elemeztük.

Az élőhelyeket is összehasonlítottuk a szerkök telepválasztásának függvényében: minden, szerkötelepet tartalmazó élőhelyen felvettük a telepek számát, a költőpárok számát, a telepek és a párok sűrűségét. Ezeket a változókat összehasonlítottuk a különböző élőhelytípusok között.

### **3.2.4. A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása**

A felméréseket az éneklő hímek számlálásával végeztük (Schulze-Hagen 1989, Leisler 1988, Wawrzyniak-Sohns 1977) 1996-ban és 1997-ben május közepétől június végéig a naplementét megelőző két órában. A valós értékeket adott, hiszen az élőhelyek foltossága miatt lehetőség nyílt minden hím megszámlálására, így nem volt szükség extrapolációra. A felméréskor minden élőhelyen regisztráltuk a revírek összkiterjedését és a növényzet típusát. Ez utóbbit növénytársulástani kategóriák alapján soroltuk típusokba : Minden élőhelyfolt vegetációtípusa egy olyan karakterlánc, mely a benne található, legalább 30%-os borítású társulások rövidítéseiből áll, balról jobbra haladva a borítás nagyságának sorrendjében. Ily módon kilenc élőhelytípust találtunk: 1. Al; 2. AlAg; 3. AlBe; 4. AlBeAg; 5. AlBo; 6. AgAl; 7. Be; 8. BeAl; 9. Bo. Ezen kívül minden élőhelynél kiszámítottuk az éneklő hímek sűrűségét, az első hortobágyi megjelenésétől (1971) az élőhelyen való első, költési időben való megfigyeléséig eltelt évek számát és az első hortobágyi költőhelytől való távolságát. A két évben végzett vizsgálatok adatai mellett a korábbi évekének (1971-1997) együttes elemzésére is vállalkozunk.

## 4. Eredmények

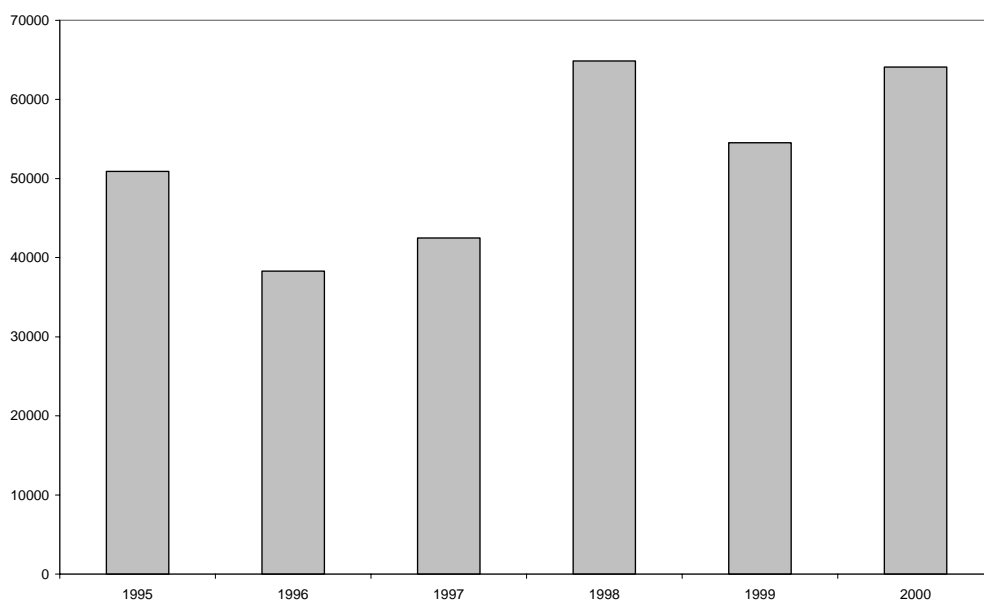
### 4.1. Vonuló fajok

#### 4.1.1. A daru (*Grus grus*) éjszakázóhely-választása

A különböző vizes élőhelytípusokban éjszakázó darvak minimális, átlagos, és maximális számát a 2. táblázat mutatja be. Az éjszakázó darvak maximális számát a 2. ábra mutatja be 1995 és 2000 között. Az ábrán látható hirtelen letörés az 1995-öt jelző görbén egy renkívül hirtelen jött fagyos időszakot jellemez, amely gyakorlatilag kiséperte a darvakat a Hortobágyról. Azonban az ezt követő enyhébb időjárás néhány százas csapatokat vizsaterésre készítetett. 1996-ban a november második felének meleg időjárása miatt a darvak hosszabb ideig tartózkodtak a Hortobágyon. 1997-ben, 1998-ban és 1999-ben hasonló jelenséget tapasztalhattunk. 1999-ben és 2000-ben az előző évekhez képest több daru tartózkodott ősszel a Hortobágyon, mint az előző években. 2000-ben a darvak egész évben jelen voltak a területen. A vizsgálat időtartama alatt nem találtunk a vizsgált területen kívüli éjszakázóhelyet (1. melléklet).

Napközben a darucapatok főként mezőgazdasági területeken táplálkoztak: főként kukoricatarlón (57,7%), és szikes gyepeken (23%), de alkalmanént lucernatarlókon (5,7%) és parlagokon (5,7%). Ivóhelyként időszakos mocsarakat és öntözőcsatornákat használtak.

1995-ben és 1996-ban a darvak három éjszakázóhelyet használtak; 1997-ben és 1998-ban hatot, 1999-ben 11-et, 2000-ben pedig 10-et (1. melléklet), bár az évek közötti különbségek a rendelkezésre álló éjszakázóhelyek számát tekintve nem voltak szignifikánsak. Egy éjszakázóhelyet a vizsgálat minden évében használtak (Kondás-tó), melyet a teljes, a Hortobágyon tartózkodó darumennyiség 74,5-84,8%-a használta. Lecsapolt halastavakon kívül időszakos vízállású, 3-200 ha kiterjedésű mocsarakban éjszakáztak a darvak. Ezek részben természetes, részben mesterséges vízutánpótlási rendszerrel rendelkeznek.



2. ábra. A Hortobágyon éjszakázó darvak számának maximuma 1995-2000 között.

#### 4.1.1.1. A numerikus élőhely-változók hatása

A darvak maximuma szignifikánsan (pozitívan) korrelált mindhárom új élőhely változóval. (2. táblázat). A választott és nem választott lehetséges éjszakázóhelyek elkülönítésénél alkalmazott diszkriminancia-analízis kimutatta, hogy F1 szerepe a legfontosabb, mely emberi településektől és műutaktól távoli, mélyebb, meredek partú vizes élőhelyekre jellemző. F2, mely a táplálkozóhelyekhez közeli nagy kiterjedésű vizes élőhelyeken vesz fel nagy értékeket, kevésbé lényeges az elkülönítésnél. Ezzel szemben F3 szerepe, mely a táplálkozóterületektől távoli nyílt vizű vizes élőhelyeket jellemzi, elhanyagolható, mint azt a 2. táblázat is mutatja. Abban az esetben, ha a csak egy évben és a több éven át is választott éjszakázóhelyek elkülönítését tekintjük, az alkalmazott diszkriminancia-analízis eredményei alapján F2 a legfontosabb (együtthatója 1,030), míg F1 és F3 jóval kisebb jelentőségűek (együtthatók: 0,461 és 0,429).

A vizsgált területen belül öt táplálkozóhely-blokkot találtunk, melyek nagysága 135 és 11000 hektár között váltakozott. Az éjszakázó- és legközelebb táplálkozóhelyek közti távolság 0,1-12,0 km között váltakozott. Az előző bekezdésben ismertetett faktoranalízis eredményei alapján az éjszakázóhely és a táplálkozóhely közti távolság nem tűnik fontos tényezőnek az éjszakázóhely kiválasztásában. Azonban az egy és több éven át használt éjszakázóhelyek elkülönítésénél már jelentős szerepe van.

#### 4.1.1.2. Az élőhelyeket jellemző kategória-változók hatása

##### 4.1.1.2.1. A védettség hatása

A vizsgált területen 80, éjszakázásra alkalmas vizes élőhelyet találtunk, azaz melyek sekély, max. 0,40 m mély vízzel borítottak legalább 2 hektáros területen. Többségük 1999 óta védett területen található (n=57, 71,2%), kisebb részük a Nemzeti Park megalakulása (1973) óta védett részeken (n=21, 26,3%), míg néhányuk nem védett területeken helyezkedik el (n=2, 2,5%). A 80 vizes élőhelyből csak 19-et (23,8%) választottak a darvak legalább egy évben éjszakázóhelyként 1995-2000 között. Ezek közül 16 védett volt a vizsgálat teljes időszaka alatt, míg kettő csak 1999 óta védett, egy pedig egyáltalán nem volt az. Ez utóbbi egyben a legnagyobb halastó (749 ha) a vizsgált területen. A darumaximumok szignifikánsan különböztek a nem védett és az 1999 óta védett területeken ( $Z=-6,737$ ,  $P<0,001$ ), valamint az 1973 óta védett és az 1999 óta védett élőhelyek között ( $Z=-9,748$ ,  $P<0,001$ ).

##### 4.1.1.2.2. A növényzet típusának hatása

A daru-maximumok szignifikánsan különböztek a hat növényzettípus között (Kruskal-Wallis test,  $H=85,091$ ,  $df=5$ ,  $P<0,001$ ). A legkedveltebb típus a nádfoltokkal tarkított szikes gyep (a darumaximumok átlaga 5417), ami a mélyebb vizű, áttekinthetőbb területek preferenciáját jelzi. Legkevésbé kedvel típus a közel zárt nádas-gyékényes volt, ahol átlagosan mindössze 662,5 daru éjszakázott.

##### 4.1.1.2.3. Az élőhely típusának hatása

A darvak számának maximumai nem különböztek a halastavak és mocsarak esetében a védett területeken a vizsgálat időtartama alatt (a Mann-Whitney U-test normális eloszlással való közelítése,  $Z=-1,087$ ,  $P>0,2$ ). Ez valószínűleg azért van, mert csak egy halastóban éjszakázik nagy számú daru, míg a mocsarakat csak közepesen nagy éjszakázó csapatok választották. Nem védett területeken nem lehetett vizsgálni a darumaximumok különbözőségét a két élőhelytípus között, mert csak



egyetlen nem védett halastavat választottak a darvak. Bár csak 13 mocsár volt a 80 lehetséges éjszakázóhelyből (18%), 11-et ezek közül éjszakázóhelynek választottak a darvak. A mocsarakat sehol sem érinti a vadászat, illetve a halászat. Ez lehet az oka, hogy még viszonylag kis kiterjedésű mocsarakat is éjszakázóhelynek választanak a darvak, míg a halászzal és helyenként a vadászattal éjjel-nappal zavart halastavak közül csak a legnagyobbakat választják. Bár csak két (lecsapolt) halastavat választottak a darvak (2,9%), melyek egyben a Hortobágy legnagyobb halastavai, a a Hortobágyon állomásozó darvak legnagyobb része a kettő közül a kisebbikben (Kondás-tó) éjszakázott minden évben. A Kondás-tó (470 ha) védett területen helyezkedik el, ahol nincs vízivad-vadászat, míg a nagyobbik (749 ha) ugyan nem védett, de mérete miatt a parton zajló vadászat feltehetőleg kevésbé zavarja a mederben éjszakázó darvakat.

2. táblázat. A főkomponens analízis segítségével kapott faktorok és eredeti élőhely-változók közötti, valamint ezen faktorok és a darvak maximumai közti Spearman-korreláció értékei.

Faktor	F1	F2	F3
Magyarozott variancia (%)	35,355	18,788	15,788
Kumulatív variancia (%)	35,355	54,133	69,922
Terület	-0,023	0,829 **	0,211 **
Borítás	0,212 **	-0,385 **	-0,609 **
Vízmélység	0,903 **	-0,018	-0,183 **
Meredekség	0,771 **	0,015	-0,157 *
Távolság A legközelebbi táplálkozóterülettől	0,232 **	-0,510 **	0,690 **
Távolság Emberi településektől	0,797 **	0,424 **	0,045
Távolság főutaktól	0,575 **	-0,198 **	0,392 **
a faktorok és darvak maximumai közti korreláció értéke	0,549 **	0,239 **	-0,288 **

\*p<0,05, \*\*p<0,01

3. táblázat. Éjszakázó darvak számának minimum-, maximum- és átlagértékei különböző élőhelytípusokban 1995-2000 között (H: halastó, M: mocsár)

	Minimum		Átlag		Maximum	
	H	M	H	M	H	M
1995	0,0	3000,0	1083,3	8825,0	39000,0	14650,0
1996	0,0	0,0	776,8	2116,7	30296,0	12000,0
1997	0,0	0,0	1165,0	2583,2	31640,0	5526,0
1998	0,0	350,0	1915,7	3962,5	55000,0	7500,0
1999	0,0	160,0	1594,7	3789,3	26000,0	13100,0
2000	0,0	500,0	2609,6	5583,3	47180,0	11600,0

#### 4.1.2. A daru táplálkozóhely-választása

Összesen 123 csapat adatait rögzítettük a vizsgálat időtartama alatt. Hét táplálkozóterület-típust találtunk: 1. aratatlan kukoricatábla 2. kukoricatarló 3. búzavetés 4. lucernaföld 5. parlag 6. friss szántás 7. szikes gyepek. A különböző táplálkozóterületeken táplálkozó csapatok gyakoriságát a 4. táblázat mutatja be. A legjobban kedvelt élőhelyek az aratott vagy aratatlan kukoricatáblák, illetve a szikes gyepek voltak, ami összhangban áll a Németországban végzett vizsgálatokkal (Nowald 1996). Bár a mezőgazdasági területek 26,71 %-át búzavetés borította, a csapatoknak mindössze 4,9 %-a választotta ezt a típust táplálkozóhelyként. Ellenben míg a mezőgazdasági területek 32 %-át borítják kukorica-táblák, a csapatok 56

%-a ezt a típust választotta. A lucernaföldeket és parlagokat a darucsapatok 5,7 %-a választotta. Bár a csapatsűrűség (adott táplálkozóhely-típusban megfigyelt csapatok arányának és az élőhelytípus teljes területhez viszonyított arányának hányadosa) legnagyobb értékeit a szikes gyepeken és kukoricatarlókon veszi fel, a gyepeket legnagyobb gyakorisággal az éjszakázóhelyre való behúzás előtti gyülekezés során keresik fel a darvak, nagyon alacsony táplálkozási aktivitással.

A táplálkozó csapatok mérete 2-2000 között váltakozott (átlag: 196). A táplálkozó darvak közti átlagos távolság 0,5-40 m között alakult (átlag: 4,7 m). Az aktívan táplálkozó darvak aránya 0-100%-os szélsőértékeket mutatott (69%).

A fiatal madarak aránya szignifikánsan különbözött az egyes évek között ( $\chi^2 = 11,763$  df=6  $p < 0,01$  Kruskal-Wallis teszt): 1996-ban 24%, 1997-ben 14%, míg 1998-ban 22 % volt. A fiatalok száma negatívan, de szignifikánsan korrelált a csapat méretével ( $r = -0,412$   $p < 0,05$  Spearman rangkorreláció). Ez azt jelenti, hogy a csak a telelőhelyen felbomló családok (Alonso 1984) gyakran külön táplálkoznak, vagy más családokkal laza táplálkozó csapatokat alkotnak. A csapatméret szignifikánsan különbözött az eltérő típusú táplálkozóhelyek között ( $\chi^2 = 12,748$  df=6  $p < 0,05$  Kruskal-Wallis teszt): a legnagyobb csapatok kukoricatáblákon táplálkoztak. A választott táplálkozóhely típusa nem függött a napszaktól ( $\chi^2 = 6,547$  df=5  $p > 0,1$  Kruskal-Wallis teszt), így nem tételezhetünk fel szignifikáns különbségeket a táplálék hozzáférhetőségének napi alakulását tekintve. A szomszédos táplálkozó darvak közötti távolság nem függött a táplálkozóterület típusától ( $\chi^2 = 5,386$  df=5  $p > 0,1$  Kruskal-Wallis teszt). Ez valószínűleg azt elzi, hogy a táplálékkínálat elég magas volt minden táplálkozóhely-típuson ahhoz, hogy a csapaton belüli szociális viszonyok határozzák meg az egyedek közti távolságot. Az aktívan táplálkozó darvak aránya szignifikánsan, pozitívan korrelált a csapat méretével ( $r = -0,348$ ,  $p < 0,01$  Spearman rangkorreláció), mely összhangban van a predáció elkerülésének elméletével (Krebs 1974, Caraco 1981). Az aktívan táplálkozó madarak aránya csak gyenge pozitív korrelációt mutatott a napszakkal ( $r = -0,078$  Spearman rangkorreláció), azaz a táplálkozás intenzitása nem változott szignifikánsan a nap folyamán, ami szintén a táplálékbőség állandó szintjére utal.

4. táblázat. A táplálkozó darucapatok száma, ill. gyakorisága táplálkozóhely-típusok szerint.

Táplálkozóhely típusa	A táplálkozóhely összkiterjedésének aránya a teljes területhez (%)	Csapatok száma	Csapatok aránya (%)
Frissen vetett búza	25,4	6	4,9
Más	23,4	3	2,4
Aratatlan kukorica	14	26	21,1
Frissen szántott kukoricatarló	11,5	15	12,2
Lucerna	8,1	7	5,7
Parlag	6,9	7	5,7
Kukoricatarló	5,8	30	24,4
Szikes gyepek	4,9	29	23,6
Összes	100,0	123	100,0

#### 4.1.3. Vonuló partimadarak élőhely-választása

A vizsgálat folyamán 26 partimadár-faj jelenlétét regisztráltuk a mintaterületen 1997-1999 között a tavaszi és őszi vonulási időszakban (5. táblázat). A teljes területen számolt partimadarak maximuma 1997 tavaszán volt tapasztalható, 5622 egyeddel. Őszi vonuláskor a teljes területen a partimadár-egyedszámok alacsonyabbak voltak, mint tavasszal (első adat: tavasz, második: őszi: 1997: 1536, 5622; 1998: 1273, 4434; 1999: 1714, 1656). Ezzel szemben a fajok száma csak kevésbé különbözött a szezonok

között (1997: 17, 19 1998: 19, 24 1999: 16, 22 ). Azonban a fajösszetétel szezononként különbözött: tavasszal a leggyakoribb fajok a havasi partfutó *Calidris alpina*, pajzsoscankó *Philomachus pugnax*, nagy goda *Limosa limosa* és piros lábú cankó *Tringa totanus* voltak. Ősszel viszont a sárszalonka *Gallinago gallinago*, nagy póling *Numenius arquata* és füstös cankó *Tringa erythropus* voltak jelen nagy számban (5. táblázat). A pajzsoscankók a mocsarakban, míg a nagy godák a lecsapolt halastavakon domináltak. A többi faj egyedei viszonylag egyenletesen oszlottak el a két élőhely között.

Az alkalmas partimadár-élőhelyek különböző mértékben álltak rendelkezésre az egyes szezonokban, ugyanis több halastó állt lecsapolás alatt ősszel (47,8%), mint tavasszal (30,4%). A koratavasszal átvonuló partimadarak mocsarakat és a tél folyamán lecsapolt állapotban hagyott halastavakat keresték fel. Az időjárási viszonyok is különböztek az egyes évek között: 1997-ben a nedves iszapos és sekély vizű élőhelyek folyamatosan rendelkezésre álltak egész évben. 1998-ban a mocsarak szárazabbak voltak az előző őszi és téli csapadékhiány miatt, mint a többi évben, ráadásul a március végéig minden vízfelület be volt fagyva. Ez év áprilisában az öt hónapos száraz periódus után a mocsarakat az esővíz feltöltötte. 1999-ben az 1970-es évek eleje óta nem tapasztalt árvizes időszak köszöntött be, aminek következtében április végéig a mocsarak és egyes pusztarészek nyílt vizű tavakká változtak. A nedves iszapos és sekélyvizű élőhelyek összfelülete erőteljesen ingadozott a három évben. Emellett az olyan események, mint árvíz, hosszú esős időszak vagy halastó-csapolások megjósolhatatlanok. A késő őszi vízállási viszonyok egyöntetűbbek voltak, hiszen ebben az időszakban a mocsarakat az őszi esők rendszerint valamennyire feltöltik, és a halastavak jó része is csapolás alatt áll technológiai okok miatt. A mocsarak vízállásának jósolhatatlanságát azonban a különböző vízellátó rendszerek kapacitása is erősíti. Ezek közül három egy 20 km hosszú mocsárláncolat tagja, mely északról délre lefutva a magasabban fekvő területekről lefolyó csapadékvizet gyűjti össze. A másik három mocsár különállóak és lefolyástalanok.

#### *4.1.3.1. Az élőhelyváltozók hatása*

A főkomponens analízis során öt olyan faktort találtunk, melynek sajátértéke, nagyobb, mint 1.000 (6. táblázat). F1 a kis kiterjedésű, legeletlen, nedves kopár felszínű, nagy trágyasűrűséggel bíró és magas

növényzetben szegény élőhelyekre jellemző (azaz az ilyeneken vesz fel nagy értékeket. Ezek tipikusan a kisebb lecsapolt halastavak. F2 nagy, legeletlen, közepes trágyaellátottságú, nedves kopár felszíneken gazdag vizes élőhelyekre, azaz nagy lecsapolt tavakra és egyes nagyobb mocsarakra jellemző. F3 közepesen nagy, nyílt vízfelületekkel és nedves talajon alacsony növényzettel tarkított vizes élőhelyekre, azaz közepes méretű, legelt mocsarakra jellemző. Az F4 nagy értékeivel jellemezhető élőhelyek hasonlítanak F3-hoz, de ezekben hiányzanak a nyílt vízfelszínek: ezek közepes méretű, sekély, legelt mocsarak. F5 a kis kiterjedésű, legeletlen, magas növényzettel borított élőhelyekre, azaz az ecsetpázsitos kis, legeletlen mocsarakra jellemző.

A függő (partimadár-) változók és az új élőhely-változók közti korrelációs viszonyokat a 6. táblázat mutatja be. F1 és F2 szignifikánsan korrelált minden függő változóval; ezek közt is az F2-vel való korreláció volt az erősebb. Ez a nagy kiterjedésű, erősen trágyázott, nedves iszapos felszínű (azaz lecsapolt) halastavak preferenciáját jelzi. F3 a függő változók közül egyedül az egyedszámmal korrelált szignifikánsan, de ezzel is kevésbé erősen. Ez a nagy, homogén, partimadár-csapatok megjelenését mutatja a kisebb, mély vizű mocsarak környékén, ami elsősorban tavasszal jellemző pajzsoscankókra, nagy godákra és alkalomszerűen havasi partfutókra. F4 szignifikánsan korrelált a fajok számával és az egyedsűrűséggel, de az egyedek számával nem. Ez a vegyes partimadár-csapatok preferenciáját jelzi a sekély, legelt mocsarak felé, ami elsősorban kora ősszel jellegzetes. F5 egyetlen függő változóval sem korrelált, ami a partimadarak hiányát mutatja az apró, magas növényzettel benőtt legeletlen mocsarakban.

Korábbi megfigyelések szerint csak a szarvasmarha legelése tudja szignifikánsan csökkenteni a növényzet magasságát és növelni a kopár felületek kiterjedését a mocsarakban; a juhok legelése csak trend szintjén okoz hasonló változásokat (Végvári publikálatlan adatok).

#### *4.1.3.2. Az élőhely típusának hatása*

A partimadarak egyedszáma a halastavak és mocsarak között szignifikánsan különbözött, kivéve 1997 őszét ( $p=0,0381$ , Mann-Whitney U-teszt) és 1998 tavaszát ( $p=0,0238$ ). Ez a főkomponens analízis eredményei alapján a halastavak trágyázottságának és átlagosan nagyobb iszapfelszínborítottságának tulajdonítható. A rendelkezésre álló élőhelyek mennyisége erőteljesebben különbözik a halastavak és mocsarak között ősszel, amikor

egyszerre több halastavat is lecsapolnak. Egy másik alapvető különbség a vizsgált terület mocsarai és halastavai közt, hogy az összes mocsár védett, tehát sem a vadászat, sem a halastavi gazdálkodás nem zavarja. Ezzel szemben a halastavak mindkét tényezővel jelentősen terheltek. Azonban a jobb táplálékellátottsággal rendelkező halastavak több partimadarat vonzanak, ami a táplálékkínálat szerepének fontosságát jelzi a partimadarak táplálkozótérület-választásánál.

5. táblázat. 1997-1999 között a Hortobágyon átvonuló partimadarak maximumai.

Faj	Maximumok					
	Tavaszi			Őszi		
	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Gulipán <i>Recurvirostra avosetta</i>	1	14	2	17	16	37
Kis lile <i>Charadrius dubius</i>	35	22	0	5	10	22
Parti lile <i>Charadrius hiaticula</i>	5	5	10	4	2	25
Havasi lile <i>Charadrius morinellus</i>	0	30	0	0	0	0
Aranylile <i>Pluvialis apricaria</i>	1	0	2	0	0	1
Ezüstlile <i>Pluvialis squatarola</i>	1	0	0	0	1	10
Bíbic <i>Vanellus vanellus</i>	200	445	400	200	50	300
Sarki partfutó <i>Calidris canutus</i>	0	0	0	0	2	1
Apró partfutó <i>Calidris minuta</i>	6	8	0	10	4	83

<i>Temminck-partfutó</i> <i>Calidris temminckii</i>	1	1	0	1	1	0
Sarlós partfutó <i>Calidris ferruginea</i>	2	6	1	0	4	85
Havasi partfutó <i>Calidris alpina</i>	77	42	300	2500	400	300
Pajzsoscankó <i>Philomachus</i> <i>pugnax</i>	8	35	400	2000	3000	80
Sárszalonka <i>Gallinago</i> <i>gallinago</i>	78	30	2	20	5	120
Nagy goda <i>Limosa limosa</i>	30	4	500	700	800	200
Kis goda <i>Limosa lapponica</i>	0	0	0	0	1	0
Kis póling <i>Numenius</i> <i>phaeopus</i>	0	42	0	1	3	1
Nagy póling <i>Numenius arquata</i>	500	350	31	12	41	300
Füstös cankó <i>Tringa erythropus</i>	550	220	15	12	20	60
Piros lábú cankó <i>Tringa totanus</i>	0	0	35	30	35	3
Tavi cankó <i>Tringa stagnatilis</i>	0	0	3	1	2	0
Szürke cankó <i>Tringa nebularia</i>	0	1	1	6	7	10
Erdei cankó <i>Tringa ochropus</i>	1	0	0	1	1	3
Réti cankó <i>Tringa glareola</i>	40	10	10	100	25	4
Billegetőcankó <i>Actitis hypoleucos</i>	0	6	2	2	2	10
Kőforgató <i>Arenaria interpres</i>	0	2	0	0	2	1



6. táblázat. A három legnagyobb sajátértékkel bíró, főkomponens-elemzéssel nyert faktor és az élőhely-változók közti Spearman-korreláció értékei, valamint ezen faktorok és a függő változók közti korreláció értékei

Faktor	F1	F2	F3	F4	F5
Magyarázott variancia (%)	18,51	13,40	11,71	11,15	10,55
Kumulatív variancia (%)	18,51	31,91	43,62	54,76	65,32
A faktorok és élőhely-változók közti Spearman-korreláció értékei					
Legelő állatok sűrűsége (számosállat /ha)	-0,395	-0,725	0,047	0,039	0,015
Szervestrágya sűrűsége (kg/ha)	0,756	0,367	-0,118	0,051	-0,026
Teljes terület:					
Száraz, kopár foltok (%)	0,224	-0,095	-0,178	0,211	-0,816
Nedves, kopár foltok (%)	0,710	0,321	-0,114	0,239	0,092
Sekély, nyílt vízfelület (%)	0,399	0,004	0,051	-0,058	0,631
Mély, nyílt vízfelület (%)	0,014	-0,337	0,325	-0,702	-0,057
Rövid, nedves <i>Artemisietum</i> (%)	0,065	-0,288	0,499	0,528	0,073
Magas, nedves <i>Alopecuretum</i> (%)	-0,368	-0,189	-0,526	0,246	0,181

Magas, sekély vizű <i>Alopecuretum</i> (%)	-0,557	0,105	-0,335	0,247	0,192
Magas, mély vizű <i>Alopecuretum</i> (%)	-0,489	0,606	0,271	0,076	-0,025
Rövid, nedves <i>Alopecuretum</i>	-0,001	-0,343	0,519	0,468	0,032

A faktorok és a függő változók közti Spearman-korreláció értékei

Fajok száma	0,249**	0,546**	0,078	0,110*	0,000
Partimadarak száma	0,209**	0,506**	0,118*	0,083	-0,021
Partimadarak sűrűsége (1/ha)	0,193**	0,356**	0,020	0,106*	0,054

\*\* :  $p < 0,01$

\* :  $p < 0,05$

## 4.2. Fészkelő fajok

### 4.2.1. A kanalasgém fészkelőhely-választása

#### 4.2.1.1. Állományváltozások

A kanalasgém hortobágyi állományának alakulását az első bizonyított költés óta az 1. ábra mutatja be. Bár jelentős ingadozások figyelhetők meg benne, az állomány az 1948-as első megtelepedésétől kezdve emelkedő tendenciát mutat. Az első költés halastavak nádasában történt, és 28 év telt el, míg a mocsarakban is megjelentek. Ez összefüggésben lehet azzal, hogy a II. Világháború óta, de különösen az 1970-es évek elejétől kezdve a Hortobágyon legelő állatállomány a töredékére esett vissza, ami több,

korábban legeltetett mocsarak benövényesedéséhez, elnadásodásához vezetett. Ezzel párhuzamosan a XX. század első felére megépített halastavak benadásodása is előrehaladt annyira, hogy nádasaikban kanalasgém-telepek alakulhassanak ki. A hortobágyi állomány növekedésének új lendületet adott a Tisza-tó nádasainak és ártéri erdeinek elfoglalása 1980-ban, ami jól látható ugrásként jelentkezik az 1. ábra grafikonján. A telepeknek teljesen hiányoztak a mocsaraktól a kilencvenes évek elején, ami valószínűleg az ezekben az években jellemző aszályos periódus eredménye lehet. Az 1996 óta jellegzetes csapadékos időjárás elősegítette kisebb telepek létrejöttét mocsári nádasokban. 1999-ben a már említett árvíz okozta vésztározás mellett 750 mm csapadék hullott, ami közel duplája a tavalyi évének. 1999-ben a hóolvadást követően a Tisza árvize az 1970-es évek elején tapasztalt szintet is meghaladta. Ennek következtében a Hortobágy-folyó medrét Püspökladány mellett elgátolták, a lefolyó víznek pedig a töltésen nyitottak utat. Ezáltal egy 8000 hektáros egybefüggő vízfelület jött létre a Hortobágy déli részén (5. melléklet). A vésztározáson egy 70 páros új telep alakult ki (Kovács 2002).

#### *4.2.1.2. Fészkelőhely-választás*

A Hortobágyon a kanalasgémek minden évben 1-3 telepben költenek. A legnagyobb telepek a legkiterjedtebb halastavak nádszigetein találjuk, feltehetőleg az emberek és emlős ragadozók zavarásának hiánya miatt (Kovács 2002). A fészeképítés márciusban kezdődik avas nádasokban, vagy puhafa ligeterdők (fűz-nyár ligeterdők) fáin. Jellemzőek a vegyes telepek, ahol nagy kócsagok *Egretta alba*, kis kócsagok *Egretta garzetta*, vörös gémekek *Ardea purpurea*, szürke gémekek *Ardea cinerea*, üstökös gémekek *Ardeola ralloides*, bakcsók *Nycticorax nycticorax*, kis kárókatonák *Phalacrocorax pygmaeus* és batlák *Plegadis falcinellus* sűrű telepben költenek az említett nádszigeteken (Kovács 2002).

A telepek Hortobágy-Halastó halastavaira koncentrálódnak, mivel ezek a legrégebbi tavak, és így a legkiterjedtebb nádasok borítják. Új területeket a nádasok más halastavakon (Kónyai- és Virágoskúti-tavak) és rekonstruált mocsarak (Fekete-rét és Kunkápolnási-mocsár) történő térhódításával tudtak elfoglalni. Az 1980-as évek elejéig a kanalasgémek a Tisza-tó ártéri erdeiben kezdtek el költeni gémtelepek szomszédságában, majd az erdő pusztulásával a szomszédos nádasokba telepedtek.

A legfontosabb táplálkozóterületeik a lecsapolt halastavak, a mocsarak sekély szegélyzónája, mesterséges vagy természetes árasztások és rizsések. Költési időszak után, nagyobb árasztásokon vagy lecsapolt tavakban több száz, olykor 1200 egyed számláló csapatai rendszeresek. Megfigyelések szerint száraz időszakban 50-60 km-t is megtesznek a telep és a táplálkozóhely között.

#### 4.2.1.2.1. Az élőhelyek numerikus változóinak hatása

A főkomponens-analízis eredményeit a 7. táblázat mutatja be. A két magas sajátértékű faktort a következőképpen értelmezhetjük: F1 magas értékeit nagy kiterjedésű vizes élőhely-komplexumokon belüli nagy tavakon vagy mocsarakban elhelyezkedő, parttól távoli kis nádszigeteken veszi fel, melyektől messze vannak a táplálkozóhelyek, a forgalmas utak viszont közel. Azaz F1 nagy értékeket vesz fel a Hortobágy-Halastó tavain. Ezzel szemben F2 a lakott településektől és forgalmas utaktól messze eső, nagy nádfoltokban kialakult telepekre jellemző, azaz például a Kunkápolnási-mocsár telepeire.

A függő változók (maximális telepméret, a telep foglalásának hossza) és a telep numerikus változói közti korreláltságot a 7. táblázat mutatja be. Szignifikáns kapcsolatot ugyan nem tapasztalhatunk, a változók között, trend szintjén korrelált egymással a maximális telepméret és a foglalás időtartama, ami a összhangban lehet a telepesen fészkelő madarak nagy telepeinek állandóságával. A szignifikáns kapcsolatok hiányának oka lehet az alacsony mintaszám, hiszen összesen 10 telepet ismerünk.

#### 4.2.1.2.2. Az élőhely típusának hatása

Ugyan sem a kanalasgém-telepek maximális mérete, sem a foglalás időtartama nem különbözött szignifikánsan a mocsarak és halastavak között (Mann-Whitney U-teszt, a telepméretnél:  $n_1=6$ ,  $n_2=4$ ,  $U=10,0$ , a foglalás időtartamára:  $U=7,5$ ), az átlagosan a halastavak telepei voltak nagyobbak és hosszabb időn keresztül használtak. Ez összhangban van a főkomponens-analízis eredményeivel, azaz a régebbi telepek nagyobb kolóniáknak adnak otthont.

A vadászhatóságot tekintve szignifikáns volt a különbség a maximális telepméretben (Mann-Whitney U-teszt,  $n_1=8$ ,  $n_2=2$ ,  $U=0,0$ ).

Ez jól mutatja a vadászat zavarásának negatív hatását a nagy méretű gémtelpek kialakulására.

7. táblázat. A független (élőhely-) változókon végzett főkomponens-analízissel kapott, 1,000-nál nagyobb sajátértékű faktorok által magyarázott varianciák, a faktorok és a független változók közti, valamint a faktorok és a függő változók közti Spearman-korreláció értékei.

---

Faktor	F1	F2
Magyarázott variancia (%)	56,596	29,455
Kumulatív variancia (%)	56,596	86,051

A faktorok és az élőhely-változók közti Spearman-korreláció

Vizes élőhely kiterjedése	0,913	-0,005
Összefüggő –II-	0,980	0,004
Nádfolt kiterjedése	-0,179	0,719
Parttól való távolság	0,953	0,110
Legközelebbi táplálkozóhely távolsága	0,973	0,957
Táplálkozóhelyek száma 10 km-en belül	-0,858	-0,372
Legközelebbi település távolsága	-0,008	0,957
Legközelebbi főút távolsága	-0,322	0,873

A faktorok és függő változók közti Spearman-korreláció értékei

Telep max. mérete	-0,288	-0,346
Telep élettartama	-0,384	-0,314

\*p<0,05, \*\*p<0,01

---

#### 4.2.2. A kék vércse fészkelőhely-választása

A két vizsgált területen 1999-ben összesen 80 pár kék vércse fészkelését jegyeztük fel vetési varjú, dolmányos varjú és szarkafészkekben. Összesen hat esetben találtuk csoportos fészkelésüket: egy helyen 25 (szarkafészkek), egy helyen 8 (varjútelep), három helyen 3, ill. egy helyen 2 fészket találtunk egymás közvetlen közelségében (telepesen). A 80 pár közül egyetlen egy költött dolmányos varjú által épített fészkekben, 33 foglalt vetési varjú fészket (41,3%), 46 pedig szarkafészket (57,5%). A vetési varjú-fészket választó 33 pár közül mindössze 8 költött működő varjútelepen (a százkahalmi telep volt az egyetlen ilyen), a többi az elmúlt néhány évben elhagyott, pusztulófélben levő varjúfészkekben költött. A fészkek-választást nem korlátozta a fészkek kínálat, hiszen az alig 4000 ha-os nyugati mintaterületen az összesen 127 varjúféle által épített fészkek közül mindössze 45 volt foglalt (ebből 29-et foglaltak kék vércsék), és e fészkek állapota hasonló volt. A keleti mintaterületen ugyancsak óriási volt a fészkek túlkínálat mindhárom varjúféle fészkeiből: hat vetési varjú-telep 2500 fészkeiből 2260 volt csak foglalt, ezenkívül 45 üres szarkafészkek és 14 üres dolmányosvarjú-fészkek állt rendelkezésre.

A fafaj, melyen a fészkek épültek, nem játszhatott szerepet a fészkek kiválasztásában, hiszen a kiválasztott fák faja szerinti relatív gyakoriságai nem különböztek jelentősen ( $p > 0.5$  Kruskal-Wallis-teszt) a területen tapasztalható gyakoriságoktól: a nyugati mintaterületen, ahol jellemzőek az akáctelepítések: akácon 93%, nyárfán 10%, keskenylevelű ezüsthán 7%; a keleti területen, ahol a fásszárú növényzetet néhány akácos szárnyékerdőn kívül szinte csak ezüsthán jellemzik: ezüsthán 62%, akácon 33%, tölgyön 4%.

A fészkek magasság szerinti megoszlása a választott fafajta jellegét tükrözte: az ezüsthán levő fészkek általában 3–5 m-en, az akácokon és tölgyeken 6–8 m-en, míg a nyárfákon 7–14 m magasan épültek, ami összhangban van korábbi vizsgálatok eredményeivel (Kalotás, 1982). A magasság nem mutatott jelentős mértékű korrelációt a kiválasztás gyakoriságával.

A kék vércse fészkelőhelyeinek, és így a varjúfélék fészkeinek eloszlása is követte a fás vegetációval borított területek térbeli elhelyezkedését, és nem zavarta őket tanyák, lakott települések, vagy forgalmas utak közelsége. A varjútelepek tekintetében további érdekes megfigyelés volt, hogy 1995-1998 között minden évben létrejött egy olyan, kisebb méretű telep, mely a következő évben meg is szűnt. Ezeket a

telepeken alkalomszerűen költött 1-2 pár kék vércse. Ezeket a „kérészetű” telepeket a 8. táblázat mutatja be. A Hortobágy keleti mintaterületén 1995-1999 között fészkelő kék vércse-párok számát és a varjútelepek méretét a 9. táblázat tartalmazza.

Az 1999-ben a két mintaterületen található kék vércse fészkeket, illetve a varjútelepek helyét a 3. melléklet mutatja be. A varjútelepek 1999-es méretét a szintén a 3. melléklet mutatja be.

8. táblázat. Hortobágyi ephemer varjútelepek adatai.

Év	1995	1996	1997	1998	1999
Terület	Pentezug	Borsós	Kadarcs	Görbehát	Magdolna
Párok száma	25	60	50	15	40

9. táblázat. A Hortobágy keleti mintaterületén 1995-1999 fészkelő kék vércse-párok száma és a varjútelepek mérete.

Év	Kék vércse-párok száma	Varjútelepek nagysága
1995	62	1075
1996	58	1060
1997	69	885
1998	51	2175
1999	44	2035

#### 4.2.3. Szerkőfajok fészkelőhely-választása

1999-ben 28 telepet találtam, összesen 1136 pár fattyúszerkővel, 534 kormos és 1416 pár fehérszárnyú szerkővel. Ebből 7 (25%) három fajos, 13 (46,4%) két fajos és 8 (28,6%) egy fajos telep volt, így összesen 20 (71,4%) vegyes telep létezett. 2000-ben 7 telep létezett, amikben összesen 500 pár fattyúszerkő, 0 pár kormos és 2070 pár fattyúszerkő költött. Ebben az évben csak egy fajos telepek léteztek. A telepek négy blokkban oszlottak meg (4. melléklet): 1999-ben

1. a vésztározással érintett Nagyiváni- és Kunmadarasi-pusztán, Borzason, Ecsezugban, Ózesen és a Német-szigetben (24 telep)
2. az Egyek-Pusztakócsi-mocsarakban (3 telep)
3. Zám-pusztán (1 telep)

2000-ben

1. a vésztározás területén (4 telep)
2. az Egyek-Pusztakócsi-mocsarakban (2 telep)
3. Angyalháza-pusztán (1 telep)

#### *4.2.3.1. A numerikus élőhely-változók hatása*

Az élőhely-változókon végrehajtott faktoranalízis eredményeképpen kapott faktorok egyike (F1) a nagy kiterjedésű, mélyebb (állandóbb) vizű, alacsony borítással jellemezhető vizes élőhelyeken vesz fel nagy értékeket, míg F2 a kis kiterjedésű, sekély vizű, növényzettel nagyobb mértékben borított élőhelyekre jellemző (10. táblázat). A szerkők telepenkénti változóinak (fajonkénti példányszámok, összpéldányszám, fajok száma, sikeresség) és a faktoranalízissel kapott faktorok közötti korrelációs viszonyokat (Spearman rangkorreláció) a 10. táblázat mutatja be. Ez alapján mindhárom faj példányszámai külön-külön és együtt is pozitív, szignifikáns korreláltságot mutattak F1-el. A telepek költési sikerére ugyanez volt igaz. A fent felsorolt függő változók F2 között gyenge korreláltság mutatkozott (10. táblázat).

#### *4.2.3.2. A vizes élőhely típusának és az ezt borító vegetáció típusának hatása*

A függő változók értékeit a vizes élőhely típusa és a vegetáció típusa szerint csoportosítva szignifikáns különbséget csak a fattyú szerkő telepméreténél tapasztaltunk, a vegetációtípusok szerint csoportosítás esetén (Kruskal-Wallis teszt, 11. táblázat). Ennél a fajnál a legnagyobb átlagos telepméreteket a mély vízzel borított szikikákások és szántók esetében láthatjuk, ami összhangban van a faj legnyíltabb vizek felé irányuló preferenciájával.



10. táblázat. A független (élőhely-) változókon végzett főkomponens-analízissel kapott, 1,000-nál nagyobb sajátértékű faktorok által magyarázott varianciák, a faktorok és a független változók közti, valamint a faktorok és a függő változók közti Spearman-korreláció értékei.

---

Faktor	F1	F2
Magyarázott variancia (%)	42,970	20,662
Kumulatív variancia (%)	42,970	63,632

A faktorok és az élőhely-változók közti Spearman-korreláció

Kiterjedés	0,738	-0,385
Vízmélység	0,768	0,004
Borítás	-0,614	0,208
Legközelebbi telep távolsága	0,330	0,909
Legközelebbi telep nagysága	0,727	0,115

A faktorok és függő változók közti Spearman-korreláció értékei

Fattyúszerkő	0,530 **	0,099
Kormos szerkő	0,482 **	0,167
Fehérszárnyú szerkő	0,716 **	0,051
Telep összmérete	0,733 **	0,146
Fajok száma	0,804 **	0,159
Sikeresség	0,826 **	0,148

\*p<0,05, \*\*p<0,01

11. táblázat. A függő változóknak a vegetáció típusa szerinti csoportjai közti különbségek (Kruskal-Wallis teszt).

Függő változó	Kruskal-Wallis H (df=5)	P
Fattyúszerkő	11,581	0,041
Kormos szerkő	5,888	0,317

Fehérszárnyú szerkő	0,307	0,998
Telepméret	4,103	0,535
Fajok száma	3,075	0,688
Sikeresség	0,187	0,999

#### 4.2.4. A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása

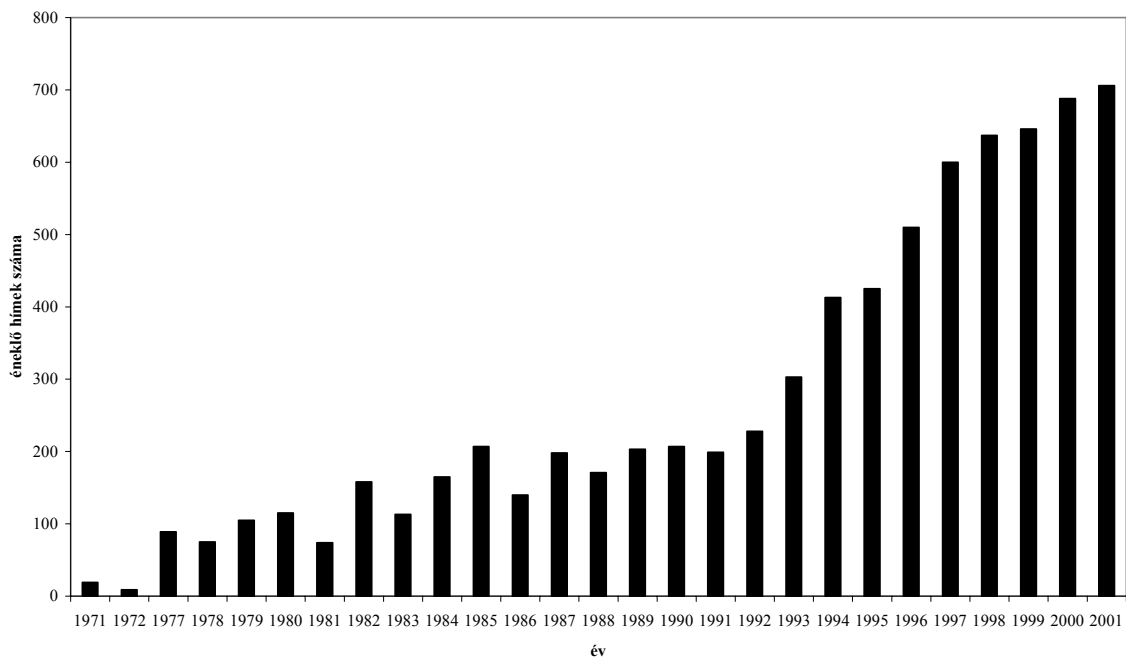
A vizsgált terület és a talált állományok elhelyezkedését a 6. melléklet mutatja be. Az élőhelyek nagysága 5-99 ha között váltakozott (átlagosan 23,86 ha). Az élőhelyeket 4-26 éven keresztül foglalták a csíkosfejű nádiposzáta (átlagosan 13,85 év). Távolságuk az első költőhelytől 0-26 km között váltakozott (átlagosan 5,78).

##### 4.2.4.1. Elterjedés

A csíkosfejű nádiposzáta hortobágyi elterjedését a 6. melléklet mutatja be. A hortobágyi állomány a Nemzeti Park déli, mocsarakban gazdag, korlátozottan látogatható területeire koncentrálódik.

##### 4.2.4.2. Az élőhely változások és az állomány változásainak kapcsolata

A hortobágyi állomány változását a 3. ábra mutatja be. A csíkosfejű nádiposzáta első költőhelye, amely jelenleg a legsűrűbb állománysűrűséget mutatja, a véstározóként nyilvántartott Kunkápolnási-mocsár szegélyzónájában található. Az első jelentős ugrás az éneklő hímek számában 1977-ben volt tapasztalható, egy nagy tavaszi árvizet követően. Ezt az évet 1982-ig viszonylag esős évek követték, mely időszak alatt az állomány kisebb fluktuációkkal ugyan, de növekedett. A következő hét évben, 1989-ig, az állomány lassan növekedett nagyobb fluktuációkkal. Az 1990 és 1994 közti időszakban az 1991-es aszályos év kivételével az állomány erőteljes ugrásnak indult visszaesések nélkül. Ez a trend folytatódott 1997-ig, függetlenül attól, hogy száraz (1995) vagy nagyon csapadékos évek (1996-1997) voltak. Csökkenéseket csak helyenként lehetett tapasztalni, pl. az 1993-ban felfedezett keleti állománynál, melynek élőhelye ugyanennek az évnek a nyarán leégett.



Tehát az éneklő hímek száma stabil vagy növekedő, különösen a tavasszal árasztott területeken (Kovács 1994b). Az állomány nagyság különösen erőteljesen növekedett, ahol a kaszálást beszüntették (Kovács 1994b).

3. ábra. Éneklő csíkosfejű nádiposzáta-hímek száma a Hortobágyon 1971-2001 között.

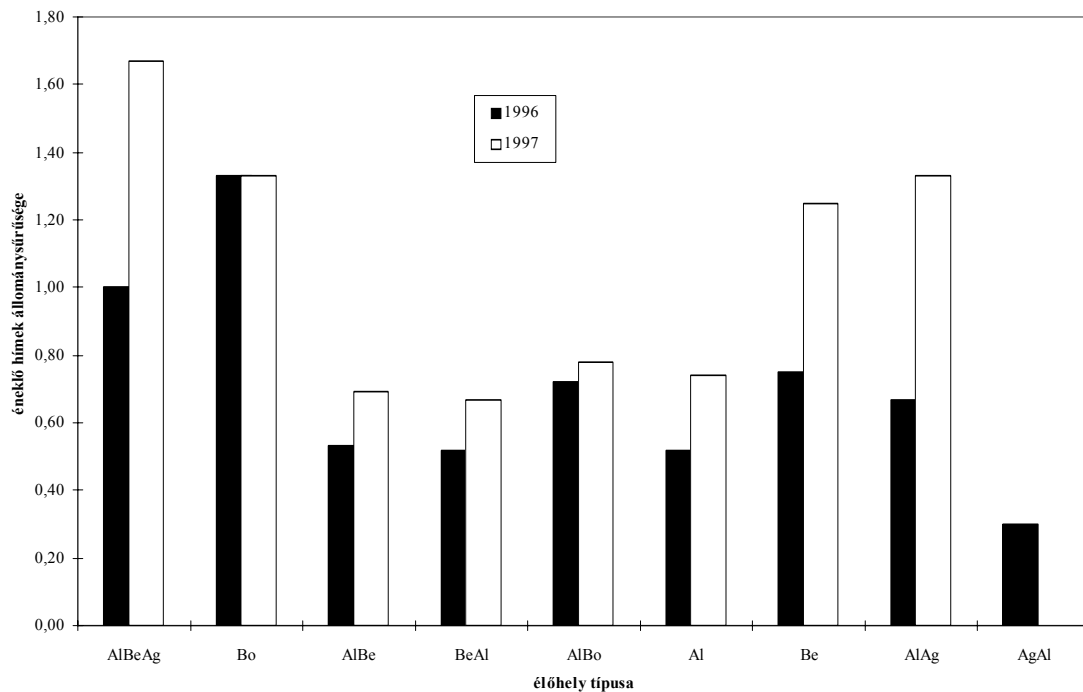
#### 4.2.4.3. Élőhelyválasztás

##### 4.2.4.3.1. Az élőhely numerikus változóinak hatása

1996-ban 331 éneklő hímeket találtunk 2-70 revírt találtunk élőhelyfoltként (átlagos revírszám: 16,55), míg 1997-ben összesen 423-at 0-80-as csoportokban (átlagosan 21,15-öt). A hímek sűrűsége 0,8-1,33 egyed/ha között váltakozott 1996-ban, 0,62-es átlaggal. 1997-ben ez az érték 0,0-2,0 között alakult 0,82-es átlaggal.

A 12. táblázat mutatja az éneklő hímek száma, sűrűsége, valamint az élőhely kiterjedése, az élőhely foglaltságának hossza, az élőhelynek az első költés helyétől való távolsága közti Spearman-korreláció értékeit. A korreláció csak a hímek száma és az élőhely nagysága között volt szignifikáns. Bár a hímek száma nem korrelált az élőhelynek az első költés helyétől való távolsággal, a távolabbi élőhelyek tendenciaszerűen kevesebb hímnek adtak otthont. Továbbá nem sikerült szoros korrelációt találni a

hímek száma és az élőhely foglalásának időtartama között, bár a korábban elfoglalt élőhelyeken több hímeket találtunk. A hímek sűrűsége és az élőhely-változók közti korreláció ugyan nem volt szignifikáns, a nagyobb kiterjedésű élőhelyek tendenciaszerűen alacsonyabb állománysűrűséget mutattak.



4. ábra. Az éneklő hím csíkosfejű nádiposzták állománysűrűsége különböző élőhelytípusokban a Hortobágyon 1996-1997 között.

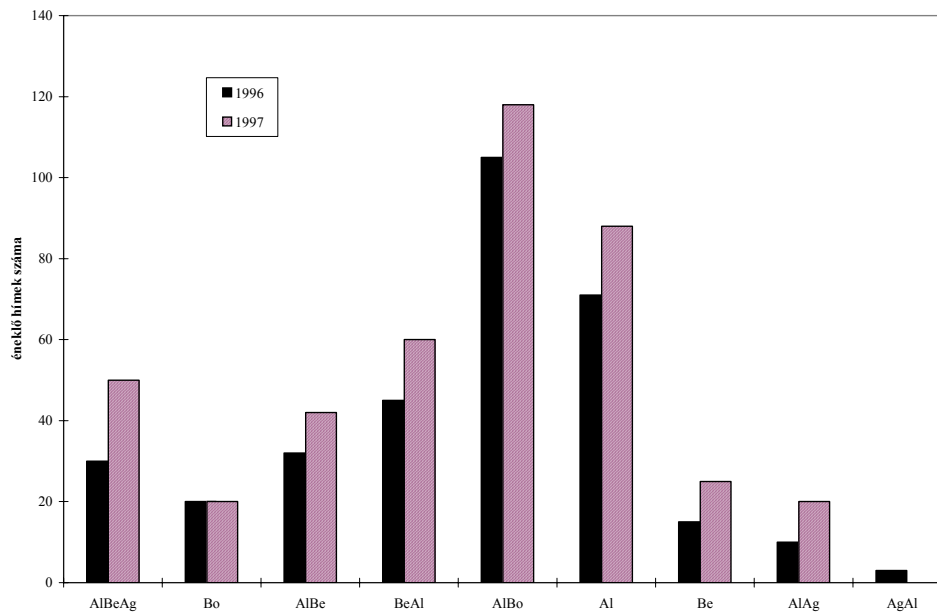
#### 4.2.4.3.2. A növényzettípus hatása

A különböző növényzettípusokban tapasztalt állománysűrűségeket a 4. ábra mutatja be. A legnagyobb sűrűségeket Bo mutatta 1996-ban, míg

1997-ben ez az AlBeAg-ra volt jellemző. A legalacsonyabb értékeket mind 1996-ban, mind 1997-ben az AgAl típus mutatta.

A különböző növényzettípusokban megfigyelt éneklő hímek számát a 5. ábra mutatja. Mind 1996-ban, mind 1997-ben az AlBo típusban találtuk a legtöbb hímeket. A legalacsonyabb értékeket 1996-ban az AgAl, míg 1997-ben

a Bo típus adta. Azokban a növényzettípusokban, ahol az Al volt a domináns, a hímek 75%-át találtuk mindkét évben.



5. ábra. Az éneklő hím csíkosfejű nádiposzták száma különböző élőhelytípusokban a Hortobágyon 1996-1997 között.

12. Táblázat. Az élőhely-változók és a populációt jellemző függő változók közti Spearman-korreláció értékei.

	Élőhely kiterjedése		1971 és az első foglалás közt eltelt évek száma		Az élőhely foglалásának hossza években		Távolság az első fészkelőhelytől	
	1996	1997	1996	1997	1996	1997	1996	1997
Éneklő hímek száma	0,6701**	0,7028*	-0,1382	-0,1984	0,1382	0,1984	-0,1788	-0,2944
Éneklő hímek sűrűsége (1/ha)	-0,1361	-0,1596	0,1338	0,0521	-0,1338	-0,0521	0,0842	-0,1049

\*\* p < 0,01, n=20

## 5. Értékelés

### 5.1. Vonuló fajok

#### 5.1.1. A daru (*Grus grus*) éjszakázóhely-választása

Az élőhelyváltozókat tömörítő faktorokon végzett diszkriminancia-analízis azt jelzi, hogy a darvak által legjobban kedvelt éjszakázóhelyek a következő tulajdonságokkal bírnak: (1) nagy kiterjedésűek, emberi településektől és műutaktól távoliak, valamint védettek (2) viszonylag mélyek (0,40 m-ig) (3) közel vannak táplálkozóhelyekhez.

Az éjszakázóhelyként kiválasztott mocsarak védettek, közepesen nagy (45-110 ha) kiterjedésűek, általában emberi településektől távol helyezkednek el (3-8) km és közelségük a táplálkozóhelyekhez nem jellemző (6 ilyen élőhely távolbb volt a legközelebbi táplálkozóhelyektől). A kiválasztott halastavak tipikusan nagy kiterjedésű (74-794 ha) vizes élőhelyek, melyek emberi településekhez általában közel helyezkednek el (1,5-5) km és közelebb vannak táplálkozóterületekhez (0,2-5,5 km), mint a

mocsarak. Ennek az lehet ez oka, hogy a mocsarak általában kisebbek a halastavaknál és így az emberi zavarásra érzékenyebbek. Emellett a mocsarakat kevesebb daru használta éjszakázóhelynek (160-13000), mint a halastavakat (200-55000).

Ezek az eredmények kiemelik a Hortobágnak a daru vonulásban betöltött szerepét, mivel a fent említett tulajdonságokkal jellemezhető éjszakázóhelyek több, mint 60000 darunak nyújtanak élőhelyet. Ez még fontosabb, ha számításba vesszük, hogy a Hortobágy az Európa-szerte rendelkezésre álló kevés állomásozóhely egyike. Azt is meg kell említeni, hogy a kiválasztott éjszakázóhelyek száma 3-ról 11-re nőtt a vizsgálat időtartama alatt, ami az itt tartózkodó állományok nyújt nagyobb fokú biztonságot. A legközelebbi éjszakázóhelyek Dél-Magyarországon találhatóak az őszi vonulás során, ahol mindössze néhány ezer daru tartózkodik egy-két hétig (Fintha 1993).

A vizsgálat során két vizes élőhelytípust találtunk, melyeket a darvak éjszakázóhelyként használnak: lecsapolt halastavakat és mocsarakat. Az éjszakázó darvak lecsapolt halastavakban való megjelenését a Hortobágyon a dél-magyarországi mocsári éjszakázóhelyek jelentőségének az 1970-es évek közepétől történő csökkenésével párhuzamosan lehetett megfigyelni. Emellett más tényezők, mint pl. az emberi zavarástól – különösen vízivad vadászattól – mentes területek szigorú védelme, az élőhely-rekonstrukciós programok beindítása és halastavak lecsapolásának nem szándékos, de a megfelelő időben történő csapolása játszhatott szerepet a darvak mesterséges élőhelyeken való megjelenésében (Fintha 1993).

1999-ben a Nemzeti Parkot körülvevő halastavak több, mint 80%-a került védelem alá. Közülük kettőt már a védelem első évében használtak a darvak éjszakázóhelyként a csökkentett zavarásnak köszönhetően. Azonban itt lényeges megjegyezni, hogy azok az eredményeink, melyek azt mutatják, hogy ezen élőhelyek kevésbé alkalmasak daruéjszakázásra, mint az 1973 óta védettek, az őszi vízivad vadászat hatásait mutatják az őszi vonulási időszakban, aminek következtében egyszerre csak kevés éjszakázóhelynek alkalmas vizes élőhely található egyidejűleg.

Bár az éjszakázásra kiválasztott halastavak száma sokkal alacsonyabb, mint a mocsaraké, fontosságukat mutatja, hogy a Hortobágyon állomásozó darvak több mint 70%-a egy halastóban éjszakázik, ami tovább növeli a halastavak nagyobb fokú védelmének fontosságát. Bár a halastó méretének az éjszakázó darvak számára gyakorolt hatását az alacsony mintaszám miatt nem lehetett elemezni, lehetséges, hogy a méret volt a legfontosabb szempont a kiválasztásban. A teljes területen az éjszakázó

darvak száma szignifikánsan nagyobb volt a védett, mint a nem védett élőhelyeken, ami szintén a zavartalan éjszakázóhelyek preferenciáját jelzi. Bár a mocsarak, melyek mind védett területeken helyezkednek el, és átlagosan kisebbek a halastavaknál, a bennük éjszakázó darvak száma a védett területeken elhelyezkedő mocsarak és halastavak között nem különbözött szignifikánsan, mivel az egyik kiválasztott védett halastóban nagy darutömeg éjszakázott, míg a választott mocsarakat közepesen nagy csapatok foglalták el. A mocsarak fontosságát továbbá az is jelzi, hogy a lehetséges ilyen élőhelyek 84%-ában éjszakáztak darvak.

Bár a táplálkozó és éjszakázóhelyek közti távolság nem játszott fontos szerepet a választott és nem választott élőhelyek megkülönböztetésében, lényegesnek bizonyult a csak egy évben és a több évben át használt éjszakázóhelyek helyek közti különbségtételben, ami egyezik más vizsgálatok eredményeivel (Cox & Afton 1996, Alonso et al. 1984a, Alonso et al. 1987) és az ún. menekülési elmélettel (Hamilton & Watt 1970). A táplálék minősége térbeli eloszlásának hatását alaposan vizsgáló tesztelés a tápláléknak a teljes területen való eloszlási viszonyait és kezelését tenni szükségesé, ami túlmutat a jelen tanulmány keretein.

A fokozott emberi tevékenységekkel érintett területektől való távolság (városok, falvak, műutak) hatása fontos szerepet játszik az éjszakázóhely kiválasztásában, ami az emberi tevékenységektől távoli vizes élőhelyek rekonstrukciójának fontosságát jelzi.

#### *5.1.1.1. Ajánlások a természetvédelmi kezelés számára*

A XIX. sz. második felében végzett folyószabályozási munkálatok után a legtöbb hortobágyi mocsár elvesztette folyóvízi utánpótlását. Így a mocsárrekonstrukció – amely ezen vizes élőhelyeknek mesterséges vízutánpótlási rendszerrel való ellátását jelzi – az egyik legfontosabb természetvédelmi projectté vált. Ez a tevékenység vezetett több mocsár sikeres újjáélesztéséhez, melyek közül néhány darvaknak is nyújt éjszakázóhelyet (Kovács 1987).

Mivel a Hortobágyon átvonuló és a Hortobágyon állomásozó darvak száma igen nagy értéken stabil, elsőrendű fontosságú az ezen élőhelyek zavartságának korlátozása és alacsony szinten tartása, elsősorban a védett területeken. Emellett nagyon fontos, hogy minden potenciális, vagy már kiválasztott éjszakázóhely törvényes oltalom alá kerüljön. A zavartalan helyek preferenciája mutatja, hogy a vízivad-vadászat vagy intenzív



halászati tevékenységekkel érintett halastavakat kevésbé választanak a darvak, ami már a közepesen nagy (100-150 ha) tavaknál is kifejezett. Emellett a darvak emberi településektől és műutaktól távoli éjszakázóhelyeket választottak, vagy melyekben méretüknél fogva kisebb mértékű zavarást szenvednek el. Így a természetvédelem számára nagyon fontos lenne, hogy a megfelelő számú halastó őszi csapolásának időzítése (szeptember és november közti időszak) beépülne a kezelési tervekbe, hiszen így a darvak számára nagyobb választék áll rendelkezésre, ami a táplálkozóhelyekhez közel eső éjszakázóhelyek választásával (Cox & Afton 1996) a napi energiaszükségletet csökkenthetik, így nőnek túlélési esélyeik a vonulás ideje alatt (King 1974). Emellett a zavarás és predáció által érintettebb vizes élőhelyeket választhatnak. A turizmus által okozott zavarás szintje alacsonynak tűnik, hiszen a nagyközönség számára nyitott területeken is emelkedik az éjszakázó darvak száma.

A halastavak lecsapolását úgy lenne érdemes időzíteni, hogy a vonulás ideje alatt minden táplálkozóhelyhez közel egy nagyobb, vízivad vadászattól mentes halastó állna rendelkezésre. A halgazdálkodás érdekeivel is összhangban nem kell feltétlenül egy-egy tavat a közel három hónapos időszak alatt lecsapolás alatt tartani, hiszen a tapasztalatok szerint a darvak nagyon hamar átállnak egy új, éjszakázóhelynek megfelelő vizes élőhelyre az előző megszűnése esetén. Az őszi vonulás során lecsapolás alatt tartandó tavakat a 7. melléklet mutatja be. Az itt feltüntetett rendszer egyben a lúd-, réce- és partimadár-vonulást is elő tudná segíteni. A mocsarak kezelésénél általánosabb elvet lehet kimondani, hiszen itt nincsenek gazdálkodási korlátok. A darvak és általában a vizes élőhelyeken átvonuló madárfajok számára a július végén megkezdett árasztások nemcsak az őszi időszakban nyújtanak megfelelő élőhelyet, de már a tavaszi vonulás fogadására is felkészítik a mocsarakat. Másrészt a további mocsárrekonstrukciók kivitelezése a fokozottan védett területeken – ahol a hagyományos legeltetésen kívül alig zajlik emberi tevékenység – a fent említett kritériumoknak megfelelő éjszakázóhelyek létrehozását eredményezné. A tervek szerint néhány éven belül elkészül az Angyalháza- és Szelencépuszták vizes élőhelyeinek rekonstrukciója, aminek révén a Hortobágy déli területein kialakítható egy olyan vizes-élőhely hálózat, ami a Nemzeti Park déli és nyugati határaihoz közel eső táplálkozóhelyek darvainak szolgál a fentiekben leírt éjszakázóhely-rendszerrel. Az ilyen élőhelyek kialakítása a darvak állomásozásának segítéséhez megnövelik a darvak túlélési esélyeit Észak-Európából Afrikába tartó útjuk során.

A Nemzeti Park zónabeosztásának kérdéséhez a darvak éjszakázóhely-választása is szempontul kell, hogy szolgáljon. A halastavak esetében nem kell módosítani a tervezett zónabeosztásokat, viszont a vízivad-vadászatot mihamarabb be kell szüntetni, hiszen a darvaknak lehetősége van a nagy számú halastó közül a nagyobbakat kiválasztani (illetve ezt a csapolások időzítésével elősegíteni), ahol sem a turizmus, sem az intenzív halászati tevékenységek nem zavarják a madarakat. A mocsarak esetében viszont, melyek általában kisebbek és ennél fogva a bennük éjszakázó madarak érzékenyek a zavarásra, a következő zónabeosztás-módosítás javasolható: az éjszakázásra használt vizes élőhelyeket és 500 m-es körzetüket (ez a terepi tapasztalatok alapján elegendő távolság) a nem látogatható (A) zónába kellene sorolni. A javasolt zónahatár-módosításokat a 7. melléklet mutatja be.

A fentiek alapján a daru európai állományának megőrzése érdekében javasolhatjuk a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára, hogy ha egy adott területet darvak vonulási útja metsz, és az adott területen a természetvédelemnek beleszólási joga van a terület kezelésébe, érdemes a nagyobb kiterjedésű (min. 100 ha) kiterjedésű vizes élőhelyeket (halastavak, víztározók) a vonulás idejére sekély vízszintre (<0,40 m) állítani. Ezekon az élőhelyeken lényeges szempont a vadászat beszüntetése. Javasolható lenne ezen eredmények beépítését a már meglévő nemzetközi vizes élőhely hálózat, a Ramsari-területek kezelési irányelveibe.

A darvak éjszakázóhely-választásának kutatásában fontos további lépés lenne egy kísérletes stádium, amikor évről-évre különböző éjszakázóhely-mintázatot hoznánk létre a Hortobágyon, és vizsgálnánk az így kialakuló preferenciális viszonyokat. Természetesen ehhez meg kell várni, hogy az összes halastó a Nemzeti Park vagyongazdálkodásába tartozzon, valamint össze kell egyeztetni a más fajok élőhelyigényeihez szabott kezelési terveket.

### **5.1.2. A daru táplálkozóhely-választása**

Mint azt már korábbi tanulmányok megmutatták, a Hortobágy nagyon fontos szerepet játszik a daru európai állományának életében (Fintha 1993), mivel kb. 65000 daru tölt több, mint két hónapot itt észak-afrikai teleöblyeikre való érkezés előtt. Ily módon a darvak jobb túlélési esélyekkel indulnak innen útnak, amit elsősorban a zsírtartalékok feltöltése segít elő. Ez annál is inkább fontos, mert az európai költőállomány közel fele a Hortobágyon vonul keresztül más nagyobb állomásozó lehetőség nélkül.

A darvak legfontosabb táplálkozóterület-típusa a kukoricatábla, melyet a táplálkozó csapatok több mint 80%-a választott, valamint a legnagyobb csapatok is ezeken voltak megfigyelhetőek. A szokásos mezőgazdasági technológiák alkalmazásával nem okoz kárt a darvak táplálkozása, mivel elsősorban elhullott magvakat esznek. Azonban a learatatlan, alacsony, ritka hibridkukorica-vetésekbe a megfigyelések szerint bemerészkednek, talán mert ebből az élőhelyből kilátnak, ami biztonságérzetüket fokozhatja. Ezért a darvak által látogatott mezőgazdasági területeken nem javasolt az ilyen típusú növény termesztése. Továbbá megfigyeléseink szerint a friss búzavetésekben csak technológiai hibák esetén táplálkoznak a darvak. A mezőgazdaság számára pozitív, vagy semleges hatással van, hogy darvak parlagokon és lucernaföldeken elsősorban pocokgradáció idején táplálkoznak, gyakran gólyákkal és nagy kócsagokkal egyes csapatokban. Emellett a táplálkozó csapatok gyakran keresnek fel szikes gyepeket is a gyökerek közt élő gerinctelenekre vadászva. Ennek ellenére a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága 2000-ben kukorica vetését kezdte a darvak számára meg egyes védett területeken elhelyezkedő szántókon.

Azok az eredmények, melyek szerint a családok elkülönült, laza csapatokban táplálkoznak, megegyezik a spanyolországi teelölőterületeken végzett megfigyelésekkel (Alonso 1984).

#### *5.1.2.1. Ajánlások a természetvédelmi kezelés számára*

Eredményeink az sugallják, hogy a darvak azért állomásoznak több, mint két hónapon keresztül a Hortobágyon, mert itt megtalálják a bőséges táplálkozóhelyek és sekély, zavartalan éjszakázóhelyek kombinációját egy viszonylag nagy kiterjedésű (kb. 80000 ha) területen. Az elmúlt években az éjszakázóhelyként használt halastavakat céltudatosan a darvak számára megfelelő időzítéssel csapolják le, mely a helyi halgazdaság érdekeivel is összeegyeztethető. Emellett évente több száz hektár szikes gyepen alakítanak ki nyárvégi árasztásokat, ami daru-éjszakázóhelyek kialakítása mellett vízi- és partimadarak számára is kiváló táplálkozóhelyet nyújt.

Másrésről viszont a táplálékkínálat térbeli és időbeli eloszlása megjósolhatatlan: az aratás időpontja időjárási és gazdasági feltételektől függ, míg a táplálék rendelkezésre állásának ideje teljesen az időjárástól függ. Ráadásul néhány gazdálkodó a darvakat szándékosan zavarja táplálkozás közben, zömében teljesen indokolatlanul, ami a

táplálékforrásokat még megjósolhatatlanabbá teszi. Ennélfogva nagyon fontos lenne a Nemzeti Park belsejében levő szántókon nagyobb területen kukoricát vetni a darvak számára, ahol emberi zavarás szinte teljes hiányában túlélési esélyeiket még tovább növelhetnék. Természetesen az ilyen módon vetett kukorica mennyisége nem vetekedhet a környező szántókon meglévőkével, azonban egyrészt alkalmas a darvak elvonására nagyon zavart területekről, másrészt a Nemzeti Park így törvényi kötelezettségének is eleget tesz a „védett állatfaj kártételének megelőzésében való közreműködés” című törvénykezést illetően. Ezen „daruföldek” elhelyezkedését illetően javasolható lenne, hogy ezek

1. Éjszakázóhely közelébe essenek, ami a kis megteendő távolság és zavartalanság miatt növelné értéküket a darvak számára
2. Ne legyenek távol a nagyobb, nem védett táplálkozóhelyektől, hogy elzavarásuk esetén könnyen találjanak (ideiglenes) táplálkozóterületet
3. Teljesen zavartalanok legyenek, ami néhány év alatt kialakíthat stabil éjszakázó-táplálkozóhely-rendszereket.

E három szempont alapján a javasolt „daruföldek” kialakításának helyszíneit a 4. ábrán vázoljuk.

Hasonlóképpen ajánlható a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára, hogy a védett területek belsejébe eső mezőgazdasági területeken próbáljon a daru számára alkalmas táplálkozóterületeket kialakítani. Ezek ha esetleg kisebb területűek is, vésztartalékként üzemelhetnek. Ezen táplálkozóterületeket érdemes éjszakázóhelyek környékén létrehozni, ezáltal növelve az elfoglalás valószínűségét és csökkentve a darvak zavarásának esélyét, valamint az éjszakázó- és a táplálkozóhely közti mozgás napi energiaszükségletét.

A darvak táplálkozóhely-választását illetően fontos további kutatási feladat, hogy kapcsolatot keressünk a rendelkezésre álló és tényleges táplálkozóhely-mintázat, illetve az éjszakázóhelyek térbeli és időbeli mintázata között. Ehhez szükség lenne a vonulási időszakból (szeptember közepe-november vége) három hetenként a teljes területet (1. melléklet) lefedő légifotóra (esetleg műholdfotóra), melyből a terepbejárások után elkészített élőhely-térképet térinformatikai módszerekkel elemezni lehetne. A darvak táplálkozási szokásait mélyebben felderítendő kísérletes módon is kellene vizsgálni a táplálkozóhely-választást: a Nemzeti Park pufferzónájában, ahol az EU-csatlakozás után talán nagyobb szántóterületeket lehet kompenzációs rendszerrel természetvédelmi kezelésbe venni, különböző táplálkozóhely-mintázatokat lehetne létrehozni. Az ily módon megállapított preferenciális viszonyok tükrében kellene a

környező mezőgazdasági területek művelését a daru védelme érdekében államilag támogatni. Így az európai daruállomány keleti vonulási útjának egyetlen ismert nagy állomásozóhelyén alkalmas élőhelyeket teremthetnénk e faj hosszútávú megőrzése érdekében.

### **5.1.3. Vonuló partimadarak (Charadriidae) élőhely-választása**

Mint azt már korábbi tanulmányok megmutatták, a szikes mocsarak és halastavak alkalmas élőhelyeket nyújtanak a partimadarak számára, melyek a Hortobágyon átvonulnak (Kovács 1984a, Kovács 1990). A vonuló partimadarak számára alkalmas élőhelyek jelentős átalakuláson mentek keresztül az elmúlt ötven évben. A II. Világháború után még a mocsarak jelentős része gyér növényzettel volt borítva vagy teljesen kopár, úgynevezett legelő volt a Hortobágyon akkoriban jellemző intenzív legeltetés következtében (Horváth & Szabó 1981, Molnár 1998, Hetey 1984). A legelő állatok száma ezután gyors csökkenésnek indult, különböző gazdasági okok miatt (Molnár 1998). Ennek következtében a mocsarakban lassan, fokozatosan teret kezdtek hódítani nádasok, gyékényesek (Horváth & Szabó 1981), ami jelentős partimadár-élőhely veszteséssel járt.

Ellenkező irányú folyamat indult be viszont a XX. század elején elkezdett halastóépítésekkel, melyek lecsapolásuk idején nagy felületen biztosítanak kiváló táplálkozóhelyet számukra. Bár a lecsapolás eredetileg egyáltalán nem célozta élőhelyek létrehozását a vonuló partimadarak számára, szerencsére technológiai és gazdasági okok miatt mindig állt rendelkezésre néhány lecsapolt halastó az őszi vonulás idejére (augusztus-október). Ez azért volt fontos a partimadarak számára, mert az őszi esők beköszönte előtt érkező, zsírtartalékaikat feltölteni igyekvő partimadarak egy aszályos nyár után csak száraz mocsarakat találtak, illetve akkor még kisebb felületű természetvédelmi célú árasztásokat. Tavasszal kevesebb halastavat csapolnak le, mint ősszel, azonban minden évben hagynak télre lecsapolás alatt álló halastavat. Viszont megfigyeléseink szerint a halastavak koratavasszal korábban olvadnak ki, mint a mocsarak – feltehetőleg azért, mert iszapjuk az erős trágyázás miatt sötétebb -, így a korábban érkező partimadarak a lecsapolt tavak medrében találnak először táplálkozásra alkalmas felületet. Száraz tél után ugyancsak fontosak a csapolt tavak, hiszen a mocsarak szegélyzónája az őszi természetvédelmi árasztások kivételével ilyenkor alkalmatlan számukra. Az ilyen eseteket elkerülendő egyre gyakoribbak a mocsarak nyár végi-őszi árasztása, ami már a tavaszi

partimadár-vonulást is szolgálja. Ezen kívül hosszan tartó tavaszi fagyok idején egyes fajok költése nem tudja megelőzni az árasztást, mint például a nyári lúd esetében (Kovács 1984b, Ecsedi 1993). Ezt a szezonális aszimmetriát tükrözi a partimadarak élőhelyválasztásának különbözőségét a tavaszi és őszi vonulási időszakokban. Azok a fajok, melyek tavasszal vonulnak át nagy számban, a mocsarakban dominálnak, míg az ősszel tömegesen vonulók zömmel a halastavakon figyelhetők meg.

A partimadár-élőhelyekbe történő szervesanyag-bevitel fontos szerepet játszik az élőhelyválasztásban, ami feltehetőleg a tápanyagban gazdag iszapban található gazdag gerinctelen-faunának köszönhető (Székely 1992).

A partimadár-élőhelyek rekonstrukciója a Hortobágyon lényeges szerepet játszhat a természetvédelmi kezelési tervek kialakításában, mivel több védett és veszélyeztetett faj figyelhető meg huzamosabb ideig a vonulás (állomásozás) során (Kovács 1990, Kovács 1994a).

A nedves iszapos/sekély vízzel borított felszín kiterjedése és a partimadarak száma közti szignifikáns korreláció a partimadarak opportunistá élőhelyválasztását jelzi, ami összhangban van más tanulmányok eredményeivel (Skagen & Knopf 1994). Így a partimadarak számára egyszerűbb élőhely-rekonstrukciót tervezni, mint erős helyhűséget mutató fajoknál. Az élőhely-rekonstrukcióknak a partimadarakra gyakorolt vonzóhatását a Hortobágyon végzett vizsgálatok is igazolják (Kovács 1984b, Kovács 1990, Ecsedi 1993).

Ősszel a vonuló partimadarak többsége lecsapolt halastavakon táplálkozik, így nagyon fontos lenne a csapolásokat oly módon időzíteni, hogy a vonulás teljes időszaka alatt (július közepétől október közepéig) folyamatosan álljon rendelkezésükre táplálkozóhely.

A legeltetésnek a partimadár-élőhelyek kialakításában játszott szerepe, melyet már korábbi tanulmányok is hangsúlyoztak (Székely 1998), magyarázza, hogy lecsapolt halastavak hiányában (ez tavasszal jellemző) nagy partimadár-tömegeket vonzanak a legeltetett mocsarak. Mivel a Hortobágyon átvonuló partimadár-fajok többsége széles sávban vonul (broad-front migrants), javasolható lenne egy partimadár-élőhely hálózatot kialakítása a területen, ahol mindkét vonulási időszakban lecsapolt halastavak, illetve sekély vizű, legeltetett partú mocsarak.

Ennek érdekében a Nemzeti Park területén elhelyezkedő öt nagyobb természetes vizes élőhely-rendszer és mintegy 6000 ha halastó kezelését érdemes lenne úgy tervezni, hogy elsőként a partimadár-vonulás fogadását elősegítendő és a vonulás jellemzően ÉK-DNY-i irányát figyelembe véve

négy blokkot alakítunk ki (7.melléklet). A blokkokban a mocsarakat úgy lenne érdemes kezelni, hogy lehetőség szerint június végére hagyjuk kiszáradni (a szukcessziós folyamatok miatt), majd blokkonként egy legalább 100 ha-os területet (ez alkalmas nagyobb csapatok fogadására is) július közepére elárasztunk. Ennek a helyét évente érdemes változtatni, szintén a szukcessziós folyamatok befolyásolása érdekében. A blokk többi természetes vizes élőhelyét csak késő ősszel töltenék fel a csapadék mennyiségétől függően, hogy a tavaszi korai költségek idejére megfelelő élőhelyek álljanak rendelkezésre. Ezen túlmenően blokkonként ki kellene alakítani egy intenzíven, esetleg túllegeltetett partú mocsarat, amire szükség esetén, és ha tájképi értékeket nem zavar, a nemzetközi természetvédelmi gyakorlatban bevett villanypásztoros megoldást lehet javasolni. Ennek a bevezetésére már jelenleg is folynak próbálkozások a Nemzeti Parkban (Ecsedi 1993). A néhány tíz hektáros, szarvasmarhával intenzíven legeltetett területek vizsgálatunkkal összhangban magas partimadár-sűrűségeket vonzanak mind a költőfajokat, mind a vonulókat tekintve (Ecsedi 1992b, Ecsedi 1993). Minden blokkban minden télen állna lecsapolás alatt egy-két halastó, mely a legkorábban érkező partimadaraknak nyújtana élőhelyet. Továbbá minden blokkban javasolható lenne egy tavaszi halastó-csapolás, mely a jég elolvadtától május végéig tartana, fogadva a tavasszal a halastavakon tömegesen átvonuló fajokat (pl. a nagy godát). Az őszi vonulás fogadására nyár második felétől (július közepétől) kellene blokkonként egy-egy halastónak csapolás alatt állnia. Figyelembe véve a táplálékbázis néhány hét alatti kimerülését (személyes megfigyelések, egyelőre csak a partimadarak számának csökkenésén alapul), valamint a technológiai korlátokat, javasolható, hogy július közepétől október végéig minden blokkban ha lehetséges, három hetente kezdjenek újabb csapolásokat (ennek a pontos időzítése még előzetes vizsgálatokat igényel). Ha technikailag megoldható, érdemes úgy időzíteni, hogy a legtöbb lecsapolt halastó augusztus végétől szeptember végéig álljon a vonuló partimadarak rendelkezésére.

Figyelembe véve a legtöbb partimadár faj opportunistá táplálkozóhely-kereső viselkedését, valamint viszonylag kis érzékenységét az emberi zavarásra, a Nemzeti Park zónabeosztásának módosítását a partimadár-élőhelyek tekintetében nem tartjuk javasolnandónak. A fentiek alapján a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára ajánlhatjuk, hogy a kontinens belsejébe eső nagyobb kiterjedésű vizes élőhely-komplexumokban olyan élőhely-hálózatot alakítsanak ki, mely a tavaszi és őszi partimadár-vonulás ideje alatt folyamatosan kínál kopárra legeltetett

partú mocsarakat, vagy lecsapolt (és erősen trágyázott) halastavakat, víztározókat.

Elsősorban a hatékonyabb élőhely-kezelést célzandó lenne szükség a partimadarak élőhelyválasztásának további kutatására, így például a mocsarak és halastavak iszapjában élő gerinctelen fajok, mint táplálékbázis térbeli és időbeli állományváltozásaira, különös tekintettel a partimadarak által okozottakra. Kísérletes úton vizsgálni kellene a különböző kezelések hatásait a táplálkozó partimadarak egyed- és fajszámára, illetve egyedsűrűségére: a vizes élőhely vízborításának időzítése, időtartama, kiterjedése, mélysége, a bevitt trágya minősége és mennyisége, a legelő állatok típusa és sűrűsége, illetve a legeltetés időzítése és időtartama. Az így kapott eredmények alapján finomítani lehetne a partimadár-élőhelyek kezelési tervét. Szintén érdemes lenne a vizes élőhelyek tájszintű mintázatának hatását vizsgálni a vonuló partimadarak térbeli és időbeli eloszlására, majd ezt a jövőben kísérletesen változtatva elemezni.

## **5.2. Fészkelő fajok**

### **5.2.1.A kanalgém fészkelőhely-választása**

A kanalgém hortobági fészkelési lehetőségei a halastavak megépítésével és a mocsarak legeltetettségi szintjének csökkenésével terjeszkedni kezdő nádasok kialakulásával megnövekedtek, amit tényleges állománynövekedés jelez. Ezt a folyamatot nagyban elősegítette a halastavak nádszigeteinek létrejötte, hiszen legnagyobb és legállandóbb telepük évtizedek óta halastavi nádszigeten található. Itt érdemes megjegyezni, hogy ez a folyamat nemcsak a kanalgém, hanem az összes, korábban erdei gémtelepeken költő faj védelmét segítette elő, melyek az 1980-as években települtek át nádasokba. Ezek a kanalgémmel vegyes telepek ugyanis mind emberi, mind emlősragadozók zavarásával szemben teljesen védettek.

A vizes élőhelyek kezelése több feladatot is ad a kanalgémtelpek védelme érdekében:

- Mivel a kanalgém februári érkezésének idején a learatott nádasok még nem nőnek fel, a telepek nádasait vágatlanul kell hagyni, az éves felújító vágások kivételével, melyek csak kisebb foltokat érintenek.
- A nádasok hosszútávú fennmaradása érdekében az állandó vízborítás kívánatos, ami legegyszerűbben halastavakon oldható meg. Az állandó



vízborítás a mocsarakban gyors elnádásodáshoz vezet, ami viszont más fajok élőhelyvesztésével jár. A mocsarak vízellátásának problematikáját az Összefoglalóban elemezzük.

- A kanalasgém sekély vizű élőhelyeken táplálkozik, amit februártól októberig rendelkezésére kell bocsátani. Ez egyrészt a halastavak lecsapolásának időzítésével, másrészt száraz tavasz, illetve aszályos nyár idején mesterséges árasztások kialakításával érhető el.

A fentiek alapján a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára javasolhatjuk, hogy nagyobb felületű vízterek esetén (esetleg kotrással) nádszigeteket hozzanak létre. Továbbá javasolt az esetleg kialakuló telep környékén a vadászat teljes tilalma, valamint a telep környékén mesterséges árasztások kialakítása.

A kanalasgémtelepek zavarásérzékenységét tekintve (elsősorban a vadászatra kell gondolni), a telepek „A”-zónába sorolásával kellene a Nemzeti Park zónabeosztását módosítani, ahol csak a telep nádasának fenntartó munkálatai folyhatnak.

További fontos kutatási téma lenne a kanalasgém költési sikerének vizsgálata a különböző telepeken, ami újabb információkat adna a telepválasztás módjáról.

### **5.2.2.A kék vércse fészkelőhely-választása**

A bevezetésben említett, több helyen megfigyelhető varjútelep-növekedés (pontosabban állománykoncentráció) alapján azt várhattuk volna, hogy a gyarapodó varjútelepeken az ott költő kék vércsék száma is növekedni fog, és a magányosan álló szarkafészkekbe „kényszerült” kék vércse-párok újra a hatékonyabb telepes védekezési módot kínáló varjútelepekben fognak költeni. Ezzel szemben az adatokból kitűnik, hogy pl. a legnagyobb, száalkahalmi varjútelep növekedésével párhuzamosan többé-kevésbé állandó maradt a telepen fészkelő kék vércsék száma, holott a közeli borsósi-fasorok szarkafészkeiben költő vércsék elvileg áttelepedhettek volna az „egyre ideálisabb” telepbe. Ezek a vércsepárok még az után sem telepedtek át a száalkahalmi varjútelepbe, hogy az 1997/1998-as tél végén vadőrök leverték szinte az összes szarkafészket az említett fasorokból. Még kifejezettebb volt ez a jelenség a Nádudvar határában, Szelencés-pusztá szélén található Varjúerdő esetében, ahol az ugyan erősen ingadozó méretű, de jelenleg nagynak számító varjútelep nem vonzotta magába a néhány száz méterre,

keskenylevelű ezüstoffákon, szarkafészkekben költő kék vércse-párokat. Talán adalék lehet e jelenség megfejtéséhez az a tény, hogy a fészkelő szarkapárok száma, és ezzel párhuzamosan az évente újra épített fészkek száma (Cramp 1994) egyre növekszik a Hortobágy egész területén, ami oda vezetett, hogy helyenként 20-25 szarkafészket is találhatunk egymás közvetlen szomszédságában. Ezáltal tehát az ilyen helyeken megtelepedő vércsék tudnak telepesen fészkelni ill. ragadozók ellen védekezni, és nem következik be a magányos párok esetében leírt költési siker-csökkenés (Haraszthy & Bagyura 1993). Ráadásul a szarkafészkek köztudomásúan stabilabbak a vetési varjúénál, tehát mindenképpen vizsgálatra érdemes a varjútelepekben és szarkafészkek-csoportokban költő kék vércsék költési sikerét összehasonlítani. A szarkafészkekben való egyre gyakoribb költés felvet néhány új, természetvédelmi jellegű problémát. Nevezetesen, hogy a jórészt fátlan Hortobágyon az erdőtelepítések jelentős része utak mellett történt, magához vonzva rengeteg szarkát. Ezáltal a forgalmas utak mellett fészket választó kék vércsénél jelentős lehet az elütések okozta veszteség: pl. a 33-as főút Borsóshoz közel eső, néhány kilométeres szakaszán, ahol 1995–1997 között 12-15 pár kék vércse költött, évente 5-6 madarat ütöttek el. Az ilyen helyeken meggondolandó a szarkafészkek költési időn kívül történő eltávolítása, hogy a kék vércsék kevésbé forgalmas helyekre koncentrálódjanak. Egy másik fontos probléma a kék vércsék szarkafészkekben való költését illetően az, hogy a szarka a jelenlegi magyar jogrend szerint dúvadnak, tehát egész évben gyéríthető fajnak számít. Következésképpen a gond nemcsak azáltal merülhet fel, hogy a fészket az esetlegesen benne tartózkodó egyéb védett fajjal-kék vércsével, vörös vércsével, erdei fülesbagollyal -együtt pusztítják el, hanem a fészkek megsemmisítésével a kék vércsék fontosnak számító fészkelőhelyét is elpusztítják. Terepi munkánk során számos alkalommal találkoztunk a területük „szarkamentességével” dicsekvő vadgazdálkodókkal. Ehhez hozzávéve a varjak országos méretű, rohamos fogyását, az ilyen területek egyben kékvércse-mentesnek is tekinthetők. A kék vércsék mesterséges fészkekben való megtelepítése egyelőre sikertelennek bizonyult itt a más területeken – pl. a Kiskunságban – bevált fészektípusokkal. Ezek alapján talán megfontolandó lenne javasolni a szarkafészkek pusztításának tiltását. A Nemzeti Parkban található telepített fás társulások megőrzését szinte kizárólag a fészkelő ragadozómadarak védelme indokolja (Molnár 1998), köztük a kék vércsé is. E faj esetében a varjútelepeknek otthont adó erdők fenntartása, felújítása mellett a kék vércsék által választott szarka-költőhelyek megőrzése is lényeges. Ez utóbbiak többsége a keskenylevelű

ezüstfa (*Eleagnus angustifolia*) sűrű állományaiban található, melyek felújítási feladatokat nem adnak.

Mivel a kék vércse táplálékának egy részét vízirovarok adják (Haraszthy 1981), a mocsarak megfelelő vízellátása e faj számára is fontos. Ezért a faj megőrzésének érdekében a tervezett vizes-élőhely rekonstrukciók tervét érdemes lenne a kék vércse telepeinek elhelyezkedésével összevetni, illetve úgy módosítani, hogy a minden nagyobb telep néhány kilométeres körzetében legyen egy, legakább a költési időszakra feltöltött vizes élőhely, hogy a táplálékkeresés idejét lecsökkentve megnövekedhessen a vércsék költési sikeressége.

A fentiek alapján a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára ajánlható, hogy a kék vércsék fészkelőhelyein nemcsak a vetési varjú, de a dolmányosvarjú és szarka fészkei is megkímélendők a dúvadgyérítéstől. Vizes élőhelyekben gazdag területeken a kék vércse állománya talán erősíthető lenne ezek fészkelési időben való megfelelő vízszintre állításával.

Mivel a kék vércse nem különösebben érzékeny a zavarásra, hiszen számos esetben tanyák mellett találhatóak nagy telepei, fészkelőhelyeinek elhelyezkedése nem kell, hogy befolyásolja a jelenlegi zónabeosztást.

A további kutatási feladatok közé tartozik a legeltetésnek a kék vércse fészkelőhely-választására gyakorolt hatásának vizsgálata, ugyanis az irodalmi adatok (Horváth & Szabó 1981) alapján úgy tűnik, hogy a legeltetés csökkenésével erőteljesebben érintett területeken jobban csökkent az állománya. Így a legeltetés kutatással megalapozott megfelelő koordinálásával talán stabilizálható lenne az állomány. A kaszálásnak a kék vércse fészkelési- és táplálkozási szokásaira gyakorolt hatásai egyelőre ugyan teljesen ismeretlenek, de saját megfigyelések szerint a frissen kaszált területeken átlagosnál nagyobb a táplálkozó madarak sűrűsége, így ezt tovább vizsgálva ajánlásokat lehet tenni a kaszálás térbeli és időbeli kordinálására.

Továbbá érdemes lenne mesterséges fészektelepek kialakításával kísérletesen vizsgálni a vércsék fészkelőhely választását, különböző fás társulásokban, fészeksűrűségben, és fészekmagasságban. Ezzel párhuzamosan érdemes lenne a kék vércse költési sikerét vizsgálni az egyes élőhelyeken, illetve fészektípusokban, ami újabb adalékokat nyújthat a faj élőhelyeinek kezeléséhez.

### 5.2.3. Szerkőfajok fészkelőhely-választása

A vizsgált két évben a Hortobágyon az azt közvetetten előtű nagy tiszai árvíz mind a Nemzeti Park történetének, mind Közép-Európának legnépesebb és legnagyobb számú szerkőtelepeit találtuk. A telepek jellemzően a déli és a nyugati, mocsarakban gazdagabb pusztákon, de főként a nagy egybefüggő vésztározó területén alakultak ki. Mivel a telepek egymástól való távossága és nagysága pozitívan, szignifikánsan korrelált, a telepek szegregálódtan helyezkedtek el. A vegyes telepek nagyobb összlétszámúak voltak, mint az egyfajosak, amit a több fajból álló csapatok fajonként eltérő ébersége okozta hatékonyabb antipredációs viselkedés okozta aggregáció magyarázhat. Mindhárom fajnál a telepméret pozitívan, szignifikánsan korrelált a vizes élőhely méretével, ami azzal lehet összefüggésben, hogy a nagyobb élőhelyek több fészkelő- és táplálkozóhelyet nyújthatnak. Szintén szignifikáns volt a telepméret és a vízmélység közti kapcsolat, ami az esetleges száraz időszakok beköszöntéhez való adaptációt jelentheti. A telepek mérete szignifikánsan korrelált a legközelebbi telep méretével, amit a szerkők a ragadozók elleni védekezésben a megfigyelések szerint is hatékonyan kihasználtak, de a költési siker és a legközelebbi telep mérete közötti szoros korreláció is jelez. Mind a telepek összmérete, mind a fajonkénti mérete, mind a költési siker negatívan, szignifikánsan korrelált a borítással, ami a szerkőfajok növényzettel ritkásan benőtt vízfelületek preferenciáját jelzi (Hagemeijer & Blair 1997).

A fentiek alapján mindhárom szerkőfaj a nagy kiterjedésű, növényzettel csak ritkásan borított, 0,1-0,8 m mély vizű élőhelyeket kedvelik, ahol a viszonylag sűrűn elhelyezkedő telepek együttes védekezésükkel nagyobb költési sikert érhetnek el, mint a szétszórtabbak. Érdeemes megfigyelni, hogy a több, mint egy évig tartó tartós vízborítás a növényzet szemmel látható burjánzása mellett a szerkőtelepek drasztikus fogyatkozását is magával vonta. Emögött természetesen a későbbiekben vizsgálandó táplálékkínálat szukcessziót követő változásai is húzódnak, de a magas , szerkők számára fészkelőhelyet nem nyújtó vízínövényzet – elsősorban - gyékény rohamos terjeszkedése a szerkőtelepek helyén meghatározó lehet.

Ily módon mind a hazai, mind a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára javasolható, hogy a szerkőfajok hatékony védelme érdekében nagyobb vizes élőhelyeken a telepfogalási és költési időszakban

(április közepe-július közepe) 0,1-0,8 m-es vízzel borított felületeket hozzanak létre. A hosszú távú fenntarthatóság érdekében azonban szükség van a szukcessziós folyamatok lassítására, vagy mozaikszerű változtatására: a fiókkák kirepülése után érdemes a vizes élőhelyeket hagyni kiszáradni, vagy vizüket leeresztetni, és csak nyár végén hozni létre árasztásokat, évről-évre váltogatott területen. A kiszáradt vizes élőhely legeltetési kezelésével az egyelőre még nem vizsgált táplálékellátottságot is javíthatja. Ez természetesen összevetendő más fajok élőhelyeinek kezelésével, amire az Összefoglalóban teszünk kísérletet.

A jövő kutatási feladatai közé tartozik a szerkők fészkelőhely-választásának, költési sikerének és a feltehetőleg igen foltos táplálékkínálat kapcsolatának vizsgálata, illetve a potenciális és aktuális vizes élőhelyek térbeli mintázatának elemzése.

#### **5.2.4. A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választása**

##### *5.2.4.1. Elterjedés*

Bár a csíkosfejű nádiposzáta Hortobágyon kívüli elterjedésére nincs bizonyíték, kisebb populációk alkalmasszerű felfedezése jelzi, hogy e faj könnyen maradhat észrevétlenül tapasztalt megfigyelők által nem járt területeken. A hortobágyi állomány az első költőhely köré koncentrálnak néhány szatellit-állománnyal a Nemzeti Park keleti területein.

##### *5.2.4.2. Az élőhelyváltozások hatásai az állományváltozásra*

A leírások és légifotók tanulságai szerint a mocsári növényzet jóval ritkább volt és alacsonyabb a XX. század közepén, ami valószínűleg elsősorban az erőteljes legeltetésnek köszönhető, míg jelenleg a Hortobágy zömmel alullegetett (Molnár 1997). Ennek következtében a mocsarak szegélyzónáját magas, ecsetpázsitos szikirét (*Agrostio-Alopecuretum pratensis*), harmatkákás szikirét (*Agrostio-Glycerietum pratensis*) és hernyópázsitos (*Agrostio-Beckmannietum*) szikirét társulások foglalták el. Bár az élőhelyváltozások hatását a csíkosfejű nádiposzáta állományváltozásaira nem vizsgálták, feltehetőleg fontos szerepe volt benne.

A vízszint nem tűnik lényegesnek a csíkosfejű nádiposzáta élőhelyválasztásánál, mivel több esetben találták fészkelve teljesen száraz sziki rétben (Kovács 1994b). Ráadásul e faj szokatlanul száraz években is mutatott jelentős állományemelkedést (pl. 1992-1994 között). Egyes vizsgálatok szerint ez a jelenség a csíkosfejű és a foltos nádiposzáta közötti agresszivitás csökkentésére alakult ki, mivel az utóbbi, magasabb vízszintet igénylő faj az agresszívebb (Szabó 1974, Leisler 1988, Kovács 1994b).

#### *5.2.4.3. Ajánlások a természetvédelmi kezelés számára*

Annak érdekében, hogy a csíkosfejű nádiposzáta első költésének befejezéséig megfelelő szinten tarthassuk a vízszintet (ami egyéb mocsárréti fajok, pl. pettyes vízcisibe, sárszalonka számára is lényeges) a legfontosabb élőhelyeit mesterségesen kell árasztani. A másik fontos természetvédelmi kezelési módszer a kaszálás teljes tilalma a faj élőhelyén, hiszen az ilyen területeken gyors növekedésnek indult az állománya (Kovács 1994b). Ahol ez nem lehetséges, a kaszálás kezdetét ki kell tolni júliusig, hogy a költések biztonságban befejeződhessenek. Mivel több esetben figyelték meg, hogy a költőhely leégését követően évekig, vagy egyáltalán nem térnek vissza a madarak költetni, a tűzvédelem is lényeges szerepet kap a Nemzeti Park természetvédelmi kezelésében. Itt meg kell jegyezni, hogy bizonyos élőhelyeken a nemzetközi gyakorlatban bevett szokás a tűzzel való kezelés (fire control), a Hortobágyon ez még előzetes vizsgálatokra szorul.

A Nemzeti Parkban zajló rekonstrukciós projektek a vizes élőhelyek kezelésére fókuszálnak, melyben a csíkosfejű nádiposzáta fontos szerepet kap.

A csíkosfejű nádiposzáta élőhelyei kiemelt szerepet kapnak a Nemzeti Park zónabeosztásában: minden költőhely a nem látogatható zónába esik. Annak érdekében, hogy elősegítsük a faj további terjeszkedését, érdemes lenne az összes lehetséges, azaz az Eredményekben meghatározott tulajdonságú élőhelyeknek ebbe a kategóriába sorolása, ahol elsősorban a kaszálás megtiltásával tehetünk a legtöbbet. Eddigi, egyelőre részletesebben még nem vizsgált megfigyelések alapján az enyhébb fokú legeltetés nem okoz olyan élőhelyváltozásokat, mely a nádiposzáta állománycsökkenéséhez vezetne.

Ezek alapján javasolhatjuk a nemzetközi természetvédelmi gyakorlat számára, hogy azokon az élőhelyeken, ahol a kaszálás hiánya nem jár a fászszerű növények felnövekedésével, a kaszálás mellőzését igyekezzenek

eléri mind az aktuális, mind a potenciális fészkelőhelyeken. Azonban itt megemlítendő, hogy egyes vidékeken a láprétek kaszálása hagyományosan a fészkelési idő után kezdődik, ami viszont az itt jellemző szukcessziós folyamatok kezelésének egyetlen módja (Kłoskowski & Krogulec 1999).

A jövő kutatási feladatai közé tartozik, hogy a csíkosfejű nádiposzáta táplálkozásökológiájának vizsgálatával az alkalmas élőhelyeket pontosabban meghatározhassuk. Emellett élőhelyválasztását tovább vizsgálva érdemes lenne a lehetséges és a tényleges élőhelyek mintázatelemzésével újabb információkat nyerni a faj igényeiről, ami a természetvédelmi kezelési tervekbe beépíthető lenne.

## 6. Összefoglaló

Az esettanulmányok kapcsán vizsgált fajok élőhelyválasztási és természetvédelmi kezelési kérdéseit a Bevezetőben tárgyalt felosztásban és sorrendben elemezzük.

### 6.1. Élőhelyválasztás

A darvak éjszakázóhely-választása kapcsán megállapítást nyert, hogy a legjobb éjszakázóhelyek az emberi településektől és forgalmas utaktól távoli, mélyebb vizű, meredek partú vizes élőhelyek, míg a táplálkozóhelyek közelsége kevésbé fontos szerepet játszik a darvak éjszakázóhely-választásában. Továbbá egyértelművé vált, hogy a terület védettsége jelentős hatással van a darvak éjszakázóhely-választására: a darvak száma (maximuma) szignifikánsan különbözött a védett és nem védett területek között, mely feltehetőleg a vízivad-vadászat hiányával magyarázható. Emellett sikerült kimutatnom, hogy a természetes vizes élőhelyeken a darvak által legjobban preferált éjszakázóhely-típus a nádfoltokkal tarkított, előntött szikespuszta. Az elemzések eredményei alapján az emberi zavarásoktól szinte teljesen mentes természetes vizes élőhelyek közül a kisebbeket is éjszakázóhelyként választják a darvak, míg a zavartabb halastavak közül csak a legnagyobb kiterjedésűekben éjszakáznak.

A daru táplálkozóhely-választásának vizsgálata során azonosítottam a Hortobágyon átvonuló darvak táplálkozóhely-típusait, valamint ezeknek a darvak táplálkozásában felállítható preferenciális sorrendjét a csapatsűrűségek és a táplálkozási aktivitás alapján. Továbbá sikerült becslést adnom az átvonuló darucsapatokban a fiatalok arányára, valamint jellemeztem a fiókás családoknak a nem költő madaraktól álló csapatok táplálkozási szokásaitól való eltéréseit. Emellett újabb példát szolgáltatottam a csapatméret és az aktívan táplálkozó darvak számának elemzésével a predáció elleni védekezési stratégiák egyik formájára.

A vonuló partimadarak élőhely-választásának elemzése kapcsán megállapítottam a Hortobágyon tavasszal és ősszel átvonuló partimadarak faji összetételét, mennyiségi viszonyait, valamint ezek időbeli dinamikáját, illetve jellemeztem az egyedszámváltozások egyik okául szolgáló



élőhelyváltozásokat. Emellett sikerült kimutatnom, hogy a partimadarakat jellemző (numerikus) függő változók a kis kiterjedésű, legeletlen, nedves kopár felszínű, nagy trágyasűrűséggel bíró és magas növényzetben szegény élőhelyekre (azaz a kisebb kiterjedésű lecsapolt halastavakra), valamint a nagy, legeletlen, közepes trágyaellátottságú, nedves kopár felszínekben gazdag vizes élőhelyekre (azaz nagy lecsapolt tavakra és egyes nagyobb mocsarakra) jellemző változókkal mutatnak szignifikáns korreláltságot, valamint megállapítottam, hogy a vegyes partimadár-csapatok a sekély, legeltetett mocsarakat preferálják vonulásuk során. Emellett vizsgálataim során megállapítást nyert, hogy a partimadarak egyedszáma a halastavak és mocsarak között szignifikánsan különbözött (a halastavak javára), ami a főkomponens analízis eredményei alapján a halastavak trágyázottságának és átlagosan nagyobb iszapfelszín-borítottságának tulajdonítható.

A kanalasgém fészkelőhely-választásának vizsgálata során e faj hortobágyi fészkelőfajként való megjelenése óta megfigyelhető állományváltozásait az élőhelyváltozások tükrében elemeztem, illetve feltártam a kanalasgém hortobágyi fészkelőhely-típusait, valamint bemutattam a társfészkelő-fajokat. Elemzéseim során megállapítást nyert, hogy szintjén korrelál egymással a maximális telepméret és a foglalás időtartama, ami a összhangban lehet a telepesen fészkelő madarak nagy telepeinek állandóságával, valamint kimutattam a vadászat zavarásának negatív hatását a nagy méretű gémtelpek kialakulására.

A kék vércse fészkelőhely-választásának elemzése során feltérképeztem a vetési varjú telepeinek, valamint a kék vércse által elfoglalt fészkek térbeli eloszlását a Hortobágy nyugati és keleti részén. Vizsgálataim során felderítettem a kék vércse által használt fészektípusokat, valamint ezek preferenciális viszonyait. Emellett megállapítottam, hogy sem a fészket tartó fa faja, sem a fészkek földfelszíntől mért magassága nem játszott szerepet a fészkelőhely-választásban.

Szerkőfajok fészkelőhely-választásának vizsgálata során feltérképeztem a három szerkőfaj fészkelőtelepeit a Hortobágy déli és nyugati területein 1999-ben és 2000-ben. Elemzéseim eredményei alapján mindhárom faj költési sikere, illetve a költőpárok számai külön-külön és együtt is pozitív, szignifikáns korreláltságot mutattak a nagy kiterjedésű, mélyebb (állandóbb) vizű, alacsony borítással jellemezhető vizes élőhelyekre jellemző új (a faktoranalízis eredményeképpen kapott) numerikus változóval. Továbbá a függő változók értékeit a vizes élőhely típusa és a vegetáció típusa szerint csoportosítva szignifikáns különbséget csak a fattyú szerkő telepméreténél tapasztaltunk.

A csíkosfejű nádiposzáta fészkelőhely-választását vizsgálva feltérképeztem a csíkosfejű nádiposzáta hortobágyi elterjedését, illetve jellemeztem állományváltozását az élőhelyváltozások tükrében. Elemzéseim során megállapítást nyert, hogy a hímek száma és az élőhely nagysága közötti korreláció szignifikáns volt. Emellett a korábbi irodalmi adatokban nem szereplő élőhelyeken találtam meg a fajt, valamint felmértem e faj énekítő hímeinek állománysűrűségét a különböző élőhelytípusokban, valamint megállapítottam ezek preferenciális viszonyait.

Az esettanulmányok eredményeiből levont következtetéseket a következőképpen foglalhatjuk össze.

Vizsgálataim eredményei alapján az élőhelyváltozókat tömörítő faktorokon végzett diszkriminancia-analízis azt jelzi, hogy a darvak által legjobban kedvelt éjszakázóhelyek a következő tulajdonságokkal bírnak: (1) nagy kiterjedésűek, emberi településektől és műutaktól távoliak, valamint védettek (2) viszonylag mélyek (0,40 m-ig) (3) közel vannak táplálkozóhelyekhez. Továbbá az éjszakázóhelyként kiválasztott mocsarak védettek, közepesen nagy (45-110 ha) kiterjedésűek, általában emberi településektől távol helyezkednek el (3-8) km és közelségük a táplálkozóhelyekhez nem jellemző. A kiválasztott halastavak tipikusan nagy kiterjedésű (74-794 ha) vizes élőhelyek, melyek emberi településekhez általában közel helyezkednek el (1,5-5 km) és közelebb vannak táplálkozóterületekhez (0,2-5,5 km), mint a mocsarak. Ennek az lehet az oka, hogy a mocsarak általában kisebbek a halastavaknál és így az emberi zavarásra érzékenyebbek.

Vizsgálataim eredményei alapján a darvak legfontosabb táplálkozóterület-típusa a kukoricatábla, melyet a táplálkozó csapatok több mint 80%-a választott, valamint a legnagyobb csapatok is ezeken voltak megfigyelhetőek. Azok a tapasztalatok, melyek szerint a családok elkülönült, laza csapatokban táplálkoznak, megegyezik a spanyolországi telelőterületeken végzett megfigyelésekkel.

Sikerült kimutatnom, hogy szezonális aszimmetria jelentkezik a partimadarak élőhelyválasztásában a tavaszi és őszi vonulási időszakokban, a Hortobágyon, ami az egyes fajok aszimmetrikus vonulási stratégiáival magyarázható. Eredményeim szerint a nedves iszapos/sekély vízzel borított felszín kiterjedése és a partimadarak száma közti szignifikáns korreláció a partimadarak opportunistá élőhelyválasztását jelzi, ami összhangban van más tanulmányok eredményeivel. Emellett világossá vált, hogy a partimadar-élőhelyekbe történő szervesanyag-bevitel fontos szerepet játszik az

élőhelyválasztásban, ami feltehetőleg a tápanyagban gazdag iszapban található gazdag gerinctelen-faunának köszönhető.

A kanalasgém fészkelőhely-választásánál vizsgálatom eredményei alapján (főkomponens-analízis) átlagosan a halastavak telepei voltak nagyobbak és hosszabb időn keresztül használtak, azaz a régebbi telepek nagyobb kolóniáknak adnak otthont.

Megállapítást nyert, hogy a vércsék szarkafészkek-preferenciáját magyarázhatja az, hogy a fészkelő szarkapárok számanak növekedésével a vércsék tudnak telepesen fészkelni ill. ragadozók ellen védekezni, és nem következik be a magányos párok esetében leírt költési siker-csökkenés.

A szerkőfajok fészkelőhely-választásánál az elemzések alapján, mivel a telepek egymástól való távolsága és nagysága pozitívan, szignifikánsan korrelált, a telepek szegregálódtnan helyezkedtek el. A vegyes telepek nagyobb összlétszámúak voltak, mint az egyfajosak, amit a több fajból álló csapatok fajonként eltérő ébersége okozta hatékonyabb antipredációs viselkedés okozta aggregáció magyarázhat. Továbbá sikerült kimutatni, hogy mindhárom fajnál a telepméret pozitívan, szignifikánsan korrelált a vizes élőhely méretével, ami azzal lehet összefüggésben, hogy a nagyobb élőhelyek több fészkelő- és táplálkozóhelyet nyújthatnak. Az eredmények alapján szignifikáns volt a telepméret és a vízmélység közti kapcsolat, ami az esetleges száraz időszakok beköszöntéhez való adaptációt jelentheti. A telepek mérete szignifikánsan korrelált a legközelebbi telep méretével, amit a szerkők a ragadozók elleni védekezésben a megfigyelések szerint is hatékonyan kihasználtak, de a költési siker és a legközelebbi telep mérete közötti szoros korreláció is jelez. Emellett igazolást nyert, hogy mind a telepek összmérete, mind a fajonkénti mérete, mind a költési siker negatívan, szignifikánsan korrelált a borítással, ami a szerkőfajok növényzettel ritkásan benőtt vízfelületek preferenciáját jelzi. További fontos eredmény volt, hogy mindhárom szerkőfaj a nagy kiterjedésű, növényzettel csak ritkásan borított, 0,1-0,8 m mély vizű élőhelyeket kedvelik, ahol a viszonylag sűrűn elhelyezkedő telepek együttes védekezésükkel nagyobb költési sikert érhetnek el, mint a szétszórtabbak.

A csíkosfejű nádiposzata fészkelőhely-választásának vizsgálatai alapján az éneklő hímek száma nem korrelált szignifikánsan az élőhelynek az első költés helyétől való távolsággal, a távolabbi élőhelyek tendenciaszerűen kevesebb hímnek adtak otthont. Továbbá nem sikerült szoros korrelációt találni a hímek száma és az élőhely foglalásának időtartama között, bár a korábban elfoglalt élőhelyeken több hímeket találtunk. A hímek sűrűsége és az élőhely-változók közti korreláció ugyan nem volt

szignifikáns, a nagyobb kiterjedésű élőhelyek tendenciaszerűen alacsonyabb állománysűrűséget mutattak.

Az alábbiakban az esettanulmányok eredményei levont következtetések alapján javaslatokat teszünk a természetvédelmi kezelés számára.

## **6.2. Kezelési javaslatok**

### **6.2.1. Szikes pusztai vizes élőhelyek**

#### *6.2.1.1. Természetes vizes élőhelyek*

Az esettanulmányok kapcsán a természetes vizes élőhelyek – a szikes mocsarak – kezelésénél a következő szempontok érvényesülését tartjuk kívánatosnak: A fészkelő fajok esetében (1) A kanalasgémek védelme érdekében a mély vizű, aratatlan nádasok megőrzését és terjeszkedni engedését, illetve sekély, nyílt vizű élőhelyek kialakítása február-november között (2) A szerkőfajok védelme érdekében a sekély- közepesen mély, hínárnövényzettel ritkásan benőtt vízfelületek kialakítása. (3) A csikosfejű nádiposzta védelme és terjeszkedésének elősegítése érdekében a mocsarak réti zónájának kaszálatlanul hagyása és terjeszkedni engedése. Vonuló fajok esetében: (1) A daru éjszakázóhelyeinek védelme és újabb alvóhelyek létrejöttének érdekében a szeptember eleje – november vége közötti időszakban sekély-közepesen mély, nyílt vizű, zavartalan, emberi településektől és utaktól távoli, táplálkozóhelyekhez lehetőleg közel eső vizes élőhelyek kialakítása. (2) Vonuló partimadarak megfelelő táplálkozóhelyeinek védelme és kialakítása érdekében sekély, iszapos, növényzettől mentes, kopárra legeltetett, erősen trágyázott, lehetőleg nagy kiterjedésű vizes élőhelyek fenntartása.

A fentiek alapján ellentétes érdekeket tapasztalunk a természetes vizes élőhelyek kezelésében, ami abban áll, hogy míg a kanalasgém és a csikosfejű nádiposzta számára szikes mocsarak állandó vizen tartása az ideális a potenciális fészkelőhelyeik terjeszkedése érdekében (nádasok és magas mocsárétek), míg a szerkők, partimadarak és darvak számára az időszakos elárasztással és legeltetéssel fenntartott, növényzetben szegény mocsarak létezése az ideális. Mivel azonban a több, mint 80000 hektáros Nemzeti Park területének összesen kb. 10 %-át borítja szikes mocsár, a fenti fajok védelme

érdekében ezen vizes élőhelyeknek a következőkben leírt kezelési rendszerét tartjuk javasolnandónak:

1. Mivel a kanalasgémtelepek száma alacsony és ezek állandó helyen léteznek, az ezeket tartalmazó szikes mocsarakat a jég elolvadásától a költés végéig (július elejéig) mély vizen kell tartani, és a telepeknek otthont adó nádasokban felújító vágásokat szabad csak végezni. A nádasok fenntartása érdekében az élőhely hosszabb szárazra állítása nem javasolt.
2. Mivel a csíkosfejű nádiposzáta állományának megőrzésében a Hortobágy fontos szerepet tölt be, élőhelyeinek megőrzése prioritást kell, hogy élvezzen a természetvédelmi kezelési tervekben. Így e faj hortobágyi állományait megőrzendő és ezek terjeszkedését elősegítendő a meglévő élőhelyek (melyek az előzőekben felsorolt szikes rét-típusokba tartoznak) sekély vizen tartása javasolt, ügyelve a nádas-gyékényesek előretörésének megakadályozására, amit az élőhely nyár középi kiszáradása elősegíthet. Kaszálás semmilyen, legeltetés csak kis mértékben megengedhető.
3. A fent említett fajoknak otthont nem adó szikes mocsarak intenzív legeltetésével és néhány évenkénti teljes feltöltésével kaphatunk megfelelő fészkelőhelyet szerkők számára, illetve táplálkozóhelyet vonuló partimadarak számára. A szukcessziós folyamatokat lassítandó a mocsarak nyári-őszi szárazra állítása javasolt.
4. A természetes vizes élőhelyeken a daruészakázóhelyek és partimadár-vonulóhelyek kialakítása szikronba hozható azáltal, hogy a legalább egy nyáron szárazra állított mocsarakat augusztus közepére sekély vízzel feltöltjük, ami a szeptember közepén érkező darvak számára is megfelelő éjszakázóhelyet nyújt.

#### *6.2.1.2. Mesterséges vizes élőhelyek*

Ebben a pontban a halastavak kezelésével kívánunk foglalkozni. A tárgyalt fajok védelméhez az előző fejezetek értékelései alapján a következő szempontok érvényesülését tartjuk fontosnak: Fészkelő fajok esetében 1. A kanalasgém védelme érdekében nádszigetek, illetve nagyobb, összefüggő nádasok aratatlanul hagyása, illetve az ilyen élőhely-foltokat tartalmazó medencék február-július közötti feltöltése. 2. Szerkőfajok védelme céljából (halastavakon kivételes esetektől eltekintve csak fattyúszerkők költenek) a hínárnövényzetben gazdag medencék április-július között feltöltött

állapotban tartása, tókaszálások mellőzése. Vonuló fajok esetében 1. A daru éjszakázóhelyeinek védelme érdekében nagy kiterjedésű, településektől és utaktól távoli medencék szeptember-november közötti lecsapolása, melyek lehetőleg közel esnek potenciális táplálkozóhelyekhez. 2. Vonuló partimadarak számára március-április, illetve július vége-október vége között lehetőleg minél több halastó lecsapolása.

Ezek alapján a halastavak kezelése terén is érdekellentét mutatkozik: míg a kanalasgémek és fattyúszerkők a tavak mély vizen tartását igénylik február és július között, a tavasszal vonuló partimadarak március-május között lecsapolt halastavakat igényelnek. Azonban a Nemzeti Parkban mintegy 6000 hektáron 75 halastó található, mind, a fent említett fajok védelme érdekében ezek kezelési rendszerét a következőkben képzelhetjük el: A kanalasgém, gémfajok, szerkőtelepek által rendszeresen elfoglalt tavakat a jég elolvadásától július közepéig feltöltött állapotban kell tartani. A 8. ábrán feltüntetett blokkokban legalább egy halastavat lecsapolás alatt érdemes tartani a jég elolvadásától május közepéig, illetve július végétől november végéig. Ezen kívül azokat a tavakat, melyeket a darvak rendszeresen éjszakázóhelyként használnak, minden évben lecsapolásra javasolunk július végétől november végéig, ami a partimadár-vonulás fogadására is alkalmassá teszi ezeket.

### **6.2.2.Száraz szikes puszták**

A kék vércse fészkelőhely-választásának természetvédelmi elemzése alapján e faj állományának stabilizálása érdekében vizsgálatokkal még meg nem erősített megfigyelések alapján a gyepek erőteljesebb legeltetése fontos lehet.

### **6.2.3.Szikes pusztai erdők**

Szintén a kék vércse fészkelőhely-választásának természetvédelmi elemzése alapján mind varjútelepeknek, mind szarkáknak otthont adó szikes pusztai erdők megőrzése fontos a kék vércse állományának fenntartásában. Ez a tevékenység ugyan ellentétben áll azzal, hogy a telepített erdők megőrzése tájkép-védelmi okokból nem indokolt, azonban e faj megőrzése érdekében, mely a természetes eredetű sziki tölgyesekből (Ohati- és Tilos-erdő) az ottani varjútelepek megszűnésével kikapott, és csak a telepített erdők varjú- és szarkafészkeiben telepszik meg, a természetvédelmek igazodnia kell ehhez az új igényhez. Azokon a helyeken pedig, ahol

szarkafészek-csoportokban kék vércsék költenek, a szarkák védelme is indokolt. Ezt érdemes lenne törvénnyel szabályzott módon általánosságban is kiterjeszteni.

#### **6.2.4. Mezőgazdasági területek.**

A daru táplálkozóhelyeinek védelme érdekében a Nemzeti Park belsejébe eső szántóterületeken az e faj számára alkalmas (alacsony, ritkás állományú) kukoricatáblák kialakítása, illetve a lehetséges éjszakázóhelyekhez közel eső, lehetőleg a Nemzeti Park pufferzónájába tartozó, mezőgazdasági területek vásárlása. Az éjszakázó- és táplálkozóhelyek elhelyezkedésének figyelembevételével a „daruföldek” rendszerét a 7. melléklet alapján javasoljuk kialakítani.

Szem előtt kell tartani azonban, hogy a fenti esettanulmányok alapján született javaslatok csak ezen fajok védelmét tartják szem előtt, noha a szikes pusztai élőhelyeken élő számos, a természetvédelem számára igen fontos faj érdekei eltérőek lehetnek, legyen az növényfaj, gerinces vagy gerinctelen állatfaj. Ennélfogva javasolandó, hogy az általunk tárgyalt fajok fajok esetében felvázolt kutatási témák mellett a vizsgált élőhelyek kezelésére más fajok élőhelyválasztásának vizsgálata, illetve az ebből levonható, a gyakorlati természetvédelem számára is felhasználható következtetések értékelése is kapjon prioritást mind az állami, mind a társadalmi szinten működő természetvédelem programjaiban.

## 7. Summary

The questions of habitat selection and conservational problems of habitats of the above case studies are analysed in the order given by the Introduction.

### 7.1. Habitat selection

When analysing the roost site selection of the Common Crane I have shown that the optimal roost sites are relatively deep, steep-banked wetlands far from human settlements and traffic, while the role of the distance from feeding areas is not so important in the roost site selection of the Common Crane. Furthermore it became evident that the protection status of the wetland has a significant effect on the roost site selection of cranes: the peak number of cranes was significantly different between protected and non-protected areas which can be possibly explained by the lack of waterbird hunting. Besides I have shown that the most preferred type of natural wetland used for roosting is the flooded alkaline meadows with patches of reed. I have called the attention that cranes select even smaller ones from almost undisturbed natural wetlands, while only larger ones are selected from highly disturbed fishponds.

When studying the feeding area selection of the Common Crane During my study I have identified the types of feeding areas of cranes migrating in the Hortobágy, as well as these are ranked according to the preference of the Common Crane according to flock densities and feeding activities. Furthermore I have estimated the proportion of young in migrating flocks, as well as I have characterised the differences between the feeding strategies of families and non-breeding birds. In addition I have given a new example for antipredation strategies by analysing the relation between flock size and actively feeding cranes.

When studying the habitat selection of migrating waders I have given the species composition, quantity and its temporal dynamics of waders migrating in the Hortobágy in spring and autumn in large sample areas. Furthermore I have characterised the habitat alterations resulting in changes of the migration volume of several species. Besides I have shown that dependent (characteristic for waders), numeric variables strongly correlate



with an extracted variable typical for small, ungrazed wetlands with wet barren surfaces, large densities of manure and without tall vegetation (i.e. smaller drained fishponds) and another variable typical for large, ungrazed wetlands with medium manure densities and rich in barren surfaces (i.e. large drained fishponds and some larger marshes), as well as I have shown that mixed flocks of waders prefer shallow grazed marshes. According to my results it became clear that the number of waders was significantly different between fishponds and marshes (greater in the former one), which is due to the high manure content and the larger extent of mudflats of fishponds, according to the results of factor analysis.

When analysing the nest site selection of the Spoonbill I have analysed the population changes of the Spoonbill from its first year of breeding in the Hortobágy as a function of habitat alterations. Furthermore I have described the types of nesting habitats of the Spoonbill in the Hortobágy as well as the other species breeding in mixed colonies together with Spoonbills. Besides it could have been shown that the maximum colony size and duration of occupation of the colony strongly correlate which may be due to the long-livedness of large colonies of colonial birds, as well as I have shown that hunting activities have a negative impact on the formation of large Spoonbill colonies.

When studying the nest site selection of the Red-footed Falcon I have mapped the spatial distribution of rookeries and nests occupied by Red-footed Falcons in the western and eastern part of the National Park. During my investigations I have described and ranked the nest types used by the Red-footed Falcon. Besides I have shown that neither the species of tree supporting the nest nor the nest height plays an important role in the nest site selection of the Red-footed Falcon. When studying the nest site selection of marsh terns I have mapped the colonies of marsh terns in the southern and western part of the National Park in 1999 and 2000. Furthermore, according to the results of my analyses the breeding success and number of breeding pairs (either that of each species or the sum of them) positively, significantly correlated with extracted factors typical of large, deeper (stagnant) wetlands with sparse vegetation. Besides according to my statistical analyses significant differences among dependent variables grouped by wetland and vegetation types could have only been found in the Whiskered Tern. When studying the nest site selection of the Aquatic Warbler I have mapped the distribution of the Aquatic Warbler in the Hortobágy, as well as characterised the population changes of the Aquatic Warbler as a function of habitat alterations. Furthermore, according to my investigations it became

clear that the correlation between the number of singing males and the size of habitat was significant. Besides I have found this species breeding in habitats not mentioned in previous studies. I have surveyed the population density of singing males in various types of habitats, as well as these were ranked according to preference.

The conclusions drawn from the results of my investigations can be summarized as follows.

According to the results of my investigations it can be shown by the discriminant analysis performed on extracted factors that roost sites most preferred by cranes can be characterised as follows: (1) large, protected and situated far from human settlements and motorways (2) relatively deep up to 0,40 m (3) close to feeding areas. According to the results of my study the marshes selected for roosting are medium-sized (45-110 ha), protected and generally far from human settlements (3-8km), and not typically close to feeding areas. Selected fishponds are typically large (74-794 ha), often close to human settlements (1,5-5 km), and nearer to feeding areas than marshes (0.2-5.5 km). It might be due to the fact that marshes are generally smaller than fishponds, so more susceptible for human disturbance.

According to the results of my studies the most important type of feeding area of the Common Crane is the maize field selected by more than 80% of feeding flocks; the largest flocks could have been observed in the same type. My results showing that families feed in isolated, loose flocks are in a good accordance with investigations carried out in wintering grounds in Spain.

I have shown that there is a seasonal asymmetry in the habitat selection of migrating waders in the autumn and spring migration periods due to asymmetrical migration strategies. According to my results the significant correlation between the extent of mudflats and number of waders shows the opportunistic way of selecting habitats in waders which is in agreement with results of other studies. I have shown that the input of organic material in wader habitats plays an important role in habitat selection which might be due to the presence of rich invertebrate fauna of mudflats.

According to my results the colonies Spoonbills in fishponds were generally larger and used for a longer period, i.e. older colonies were larger.

I have suggested that the preference of Magpie's nests of Red-footed Falcons can be explained by the fact that falcons can form nesting colonies with the increasing number of Magpies (in solitary pairs the breeding success is much lower than in colonial pairs).

According to my results marsh tern colonies segregated since the distance and size of colonies correlated significantly. Mixed colonies were larger than single-species ones, that can be explained by higher antipredator vigilance of mixed colonies. I have shown that colony size correlated positively, significantly with the size of wetland that can be explained by the fact that larger habitats provide more possibilities for breeding and feeding. According to my results the colony size correlated significantly with water depth that can be due to an adaptation to dry seasons. The size of colonies correlated significantly with the size of the nearest colony that led to common antipredator behaviour suggested by field observations, as well as shown by a high degree of correlation between breeding success and the size of the nearest colony. Based on my studies it could have been verified that the size of colony and the breeding success correlated negatively, significantly with vegetation cover, which is due to a preference for sparsely vegetated water bodies. I have shown that all three marsh tern species prefer large, sparsely vegetated marshlands, where the high density of colonies result in a larger breeding success.

The number of singing males of Aquatic Warblers did not correlate significantly with the distance between the its territory and the first Aquatic Warbler habitat. Furthermore, there was no correlation between the number of singing males and duration of occupation of the habitat, however more singing males were found in areas occupied earlier. Although the correlation between the density of singing males and independent variables was not significant, larger habitats tended to have smaller population densities.

In the following section recommendations are given for nature conservation management based on conclusions drawn from the results of the above case studies.

## 7.2. Recommendations for conservation

### 7.2.1. Wetlands of alkaline grasslands

#### *7.2.1.1. Natural wetlands*

Based on the results of case studies natural wetlands must be managed as follows: In breeding species: (1) For the conservation of the Spoonbill unharvested reedbeds with deep stagnant water must be preserved and let them expand, as well as shallow, open wetlands must be created between february and november.( 2) For the protection of marsh terns shallow water bodies or those of medium depth sparsely covered by patches of floating sea-weeds must be created (3) For the conservation and expansion of the Aquatic Warbler marshy meadows must be left uncut. In migrating species: (1) For the protection of the roost sites of Common Cranes and for the possibility to let other roost sites come into existence undisturbed, deep, open wetlands far from human settlements and motorways, but close to feeding areas. (2) For the protection and creation of habitats of migrating waders shallow, large, unvegetated, strongly grazed wetlands with high concentrations of organic manure must be preserved.

Therefor there is some contradiction between the ways of managing natural wetland, i.e. for Spoonbills and Aquatic Warblers it would be ideal to keep stagnant water in alkaline marshes to be able to expand, while for marsh terns, waders and cranes it would be necessary to have sparsely vegetated, only temporarily flooded and grazed marshes. Since only 10% of the 80,000 ha large National Park is covered by alkaline marshes, the following way of managing natural wetlands can be recommended:

1. Since there are only a few Spoonbill colonies on fixed sites, alkaline marshes including them must be kept under deep water from ice-melt to the end of the breeding season (late July) with only renewal-cuttings performed in the reedbeds. For preserving reedbeds it is not suggested to keep such habitats dry for a longer period.
2. Since the Hortobágy plays an important role in the conservation of the population of the Aquatic Warbler, the preserving of their habitats must have a higher priority in management plans. Therefore

it is necessary to keep shallow water on these habitats with inhibiting stands of reed reedmace to expand to be able to sustain their population and help them expanding. No haycutting must be allowed, while a lower degree of grazing might be possible without damaging their habitats.

3. In alkaline marshes without the above-mentioned species suitable nest sites for marsh terns and feeding areas for waders can be obtained by grazing and temporarily filling them up. It can be recommended to keep them dry in late summer-autumn to slow successional processes.
4. In natural wetlands the forming of roost sites of Common Cranes and habitats of migrating waders can be synchronised by filling up marshes dried out in summer with shallow water, that provides excellent roost sites for cranes arriving in mid-September.

#### *7.2.1.2. Artificial wetlands*

In this section the recommended way of managing fishponds is described, based on the results of the case studies: In breeding species: (1) For the conservation of the Spoonbill reed-islands or larger unbroken stands of reed must be left uncut with filling up ponds containing such habitats between February and July. (2) For the protection of marsh tern species (in fishponds other species than Whiskered Tern breed only exceptionally) fishponds rich in floating vegetation must be kept under deep water between April and July without cutting stands of sea-weeds. In migratory species: (1) For the protection of roost sites of the Common Crane large ponds far from human settlements and motorways and close to feeding areas must be drained between September and November. (2) For migrating waders as many fishponds as possible must be drained between March and April, as well as between late July and late October.

Therefore there is a contradiction between ways of managing fishponds: while Spoonbills and Whiskered Terns need deep, stagnant water between February and July, waders migrating in spring want drained fishponds between March and May. Since there are 75 fishponds on 6000 hectares in the National Park, their management plans can be recommended to modify as follows: fishponds regularly occupied by Spoonbills, egret and heron species

as well as marsh tern colonies must be fulfilled from ice-melt to mid-July. In blocks indicated on Fig.8. at least one fishpond must be kept drained from ice-melt to mid-May, as well as from late July to late November. Besides fishponds regularly occupied by cranes when roosting, must be drained from late July to late November every year, thus providing habitats for migrating waders as well.

### **7.2.2.Dry alkaline grasslands**

According to the previous analyses of the nest site selection of the Red-footed Falcon the local breeding population of this species can be strengthened by a higher degree of grazing in alkaline grasslands.

### **7.2.3.Forests of alkaline grasslands**

Based on the results of the analyses of the nest site selection of the Red-footed Falcon it is important to preserve the forests of alkaline grasslands with rookeries and Magpies to be able to conserve colonies of Red-footed Falcons. However, this activity is contradictory to the idea that forest plantations must not be sustained because of landscape-protection measures. On the other hand this species got extinct from natural alkaline oak forests (Ohati- and Tilos-forests) after the extinction of rookeries, therefore nature conservation management must take into consideration the new situation. In sites where Red-footed Falcons breed in groups of Magpie's nests, the protection of Magpies is also important.

### **7.2.4.Agricultural areas**

For the conservation of the feeding areas of the Common Crane it is necessary to create maize-fields suitable for them (short and sparse) in agricultural areas inside the National Park. It can be also important to buy agricultural fields near possible roost sites in the buffer zone of the National Park. Therefore the spatial distribution of 'crane-fields' is recommended as shown by Fig.4.

It must be emphasized, that recommendations based on the above case studies concentrate only on the interests of species in question. Although the

needs of several species of conservational importance can be different. Therefore it is to be recommended to study the habitat selection of other species as well, with the results and conservational evaluation of it embedded in the management programs of state organizations and NGOs with a higher priority.

## **Köszönetnyilvánítás**

Köszönetemet fejezem ki témavezetőmnek, Dr. Varga Zoltánnak szakmai és módszertani segítségéért, Dr. Juhász Lajos és Dr. Szép Tibor opponenseimnek az építő bírálataikért, Dr. Székely Tamásnak a témaválasztásban nyújtott segítségéért, Dr. Barta Zoltánnak a dolgozat alapjául szolgáló cikkek kéziratának előzetes bíralásáért, Dr. Aradi Csabának a terepmunka elvégzésének lehetőségéért, valamint a Hortobágyi Nemzeti Park Természetvédelmi Őrszolgálatá tagjainak a terepmunkában nyújtott segítségéért.



## Irodalomjegyzék

- Alerstam, T. 1990: Bird Migration. Cambridge University Press.
- Alon, D. 1999: Status of Common Crane *Grus grus* in Israel. *Die Vogelwelt* 120: 363-366.
- Alonso, J.A., Alonso, J.C. & Veiga, J.P. 1984a: Winter feeding of the Crane in cereal farmland at Gallocanta, Spain. *Wildfowl* 35: 119-131.
- Alonso, J.C., Veiga, J.P. & Alonso, J.A., 1984b: Familienauflösung und Abzug aus dem Winterquartier beim Kranich *Grus grus*. *J.Orn.*, 125: 69-74.
- Alonso, J.A., Alonso, J.C. & Veiga, J.P. 1985: The influence of moonlight on the timing of roosting flights in Common Cranes *Grus grus*. *Ornis Scand.* 16: 314-318.
- Alonso, J.C. & Alonso, J.A. 1996: Updated estimate of numbers and distribution of Common Cranes wintering in Spain. *Vogelwelt* 117:149-152.
- Alonso, J.C., Alonso, J.A. & Veiga, J.P. 1987: Flocking in wintering Common Cranes *Grus grus*: influence of population size, food abundance and habitat patchiness. *Ornis Scand.* 18: 53-60.
- Aquatic Warbler Conservation Team 1999 (Flade, M., Giessing, B., Gorban,I., Kalyakin, M., Keišš, O., Kłoskowski, J., Kovács, G., Kozulin, A., Krogulec, J., Poluda, A., Preiksa, Z., Schäffer, N., Schulze-Hagen, K., Tischechkin, A., Végvári, Z., Vinchevski, A. : World population, trends and conservation status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*: *Vogelwelt* 120:65-85.
- Berthold, P. 1993. Bird Migration. Oxford University Press.
- Birdlife International/European Bird Census Council 2000. European bird populations: estimates and trends. Cambridge, UK: Birdlife International (BirdLife Conservation Series)

- Botton, M.L., Loveland, R.E. & Jacobsen, T.R. 1994. Site selection by migratory shorebirds in Delaware Bay, and its relationship to beach characteristics and abundance of Horseshoe Crab (*Limulus polyphaemus*) eggs. *The Auk* 111:605-616.
- Bull, E.L. & Blumton, A.K. 1997: Roosting behavior of postfledging Vaux's Swifts in northeastern Oregon. *Journal of Field Ornithology* 68:302-305.
- Burger, J., Howe, M.A., Hahn, D.C. & Chase, J. 1977. Effects of tide cycles on habitat selection and habitat partitioning by migrating shorebirds. *The Auk* 94:743-758.
- Caraco, T. 1981. Risk-sensitivity and foraging groups. *Ecology* 62: 527-531.
- Clark, K.E. & Niles, L.J. 1993. Abundance and distribution of migrant shorebirds in Delaware Bay. *The Condor* 95:694-705.
- Clark, R. 1996: Preliminary observations on the importance of a large communal roost of wintering harriers in Gujarat (NW. India) and comparison with a roost in Senegal (W. Africa). *Journal of the Bombay Natural History Society* 93:44-50.
- Clarke, R., Combridge, M. & Combridge, P. 1997: A comparison of the feeding ecology of wintering Hen Harriers *Circus cyaneus* centred on two heathland areas in England. *Ibis* 139:4-18.
- Cody, M. 1987. *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, 1987.
- Colwell, M.A. & Oring, L.W. 1988. Habitat use by breeding and migrating shorebirds in southcentral Saskatchewan. *Wilson Bull.* 100:554-566.
- Connors, P.G., Myers, J.P., Connors, C.S.W & Pitelka, F.A. 1981. Interhabitat movements by Sanderlings in relation to foraging profitability and the tidal cycle. *The Auk* 98:49-64.
- Cox, R.R. Jr. & Afton, A.D. 1996: Evening flights of female Northern Pintails from a major roost site. *The Condor* 98:810-819.

- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1980. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 2.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1985. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 4.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 8.
- Ecsedi, Z. 1992a. 1991-es limikola vizsgálat az Északkelet-Hortobágyon (1991.01.01-11.23.). Partimadár 1992/1:7-14.
- Ecsedi, Z. 1992b. 1992-es tavaszi-nyári limicola vizsgálat az ÉK-Hortobágyon. (1992.01.01-07.20.). Partimadár 1992/2:18-22.
- Ecsedi, Z. 1993. A gulipán *Recurvirostra avosetta* hortobágyi helyzetének vizsgálata és a mesterségesen kialakított szikes élőhelyek jelentősége. Partimadár 1993/3:4-27.
- Fintha, I. 1993: Autumn Crane migration in Hungary, with a special reference to the recent records. *Aquila* 100:137-150
- Folk, M.J. & Tacha, T.C. 1990: Sandhill Crane roost site characteristics in the North Platte River Valley. *J. Wildl. Mgmt.* 54:480-486.
- Glahn, J.F., May, A., Bruce, K. & Reinhold, D. 1996: - Censusing double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) at their winter roosts in the Delta Region of Mississippi. *Colonial Waterbirds* 19:73-81.
- Gudmundsson, G.A., Lindström, A. & Alerstam, T. 1991. Optimal fat loads and long-distance flights by migrating Knots *Calidris canutus*, Sanderlings *Calidris alba* and Turnstones *Arenaria interpres*. *Ibis* 133:140-152.
- Hamilton, W.J. & Watt, K.E.F. 1970: Refuging. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1: 263-286.
- Haraszthy, L. 1981. Adatok a Hortobágyon 1973-ban költő kék vércsék mennyiségi viszonyaihoz és ökológiájához. *Aquila*, 87. 117-122.p.
- Haraszthy, L. & J.Bagyura 1993. A comparison of the nesting habits of the Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*) in colonies and solitary pairs. In:

Nicholls, M.K. and Clarke, R. (Eds): *Biology and Conservation of Small Falcons*. Hawk and Owl Trust, London: 80-85.

Hagemeijer, E.J.M. & Blair, M.J. 1997: *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A. D. Poyser, London.

Hetey, S.Gy. 1984. Debrecen város törzsménesének története 1944-ig. Hajdú-Bihar megyei Tanács V.B. mezőgazdasági és élelmezésügyi osztálya. 1984.

Hill, I.F. & Cresswell, B. 1997: The use of a communal summer roost by radio-tagged Blackbirds *Turdus merula*. *Bird Study* 44:114-116.

Horváth, L. & Szabó, L.V. 1981. A Hortobágy madárvilága. Kézirat.

Hosken, D.J. 1996: Roost selection by the Lesser Long-eared Bat, *Nyctophilus geoffroy*, and the Greater Long-eared Bat, *N. major* (Chiroptera: Vespertilionidae) in *Banksia* woodlands. *Journal of the Royal Society of Western Australia*. 79:211-216.

Kalotás, Zs. 1982. A vetési varjú (*Corvus frugilegus* L.) táplálkozása és állományszabályozásának szelektív lehetőségei. Doktori disszertáció, Gödöllő.

Kelsey, M.G. & Hassal, M. 1989. Patch selection by Dunlin on a heterogeneous mudflat. *Ornis Scand.* 20:250-254.

Kent, J.P., McElligott, A.G. & Budgey, H.V. 1997: Ground-roosting in domestic fowl (*Gallus gallus domesticus*) in the Gambia: The anticipation of night. *Behavioural Processes* 39:271-278.

King, J.R. 1974: Seasonal allocation of time and energy resources in birds. - In: Paynter, R.A. Jr. (ed.), *Avian Energetics*: 4-85. Nuttall Ornithol. Club, Cambridge, MA.

King, D.T. 1996: Movements of Double-crested Cormorants among winter roosts in the Delta Region of Mississippi. *Journal of Field Ornithology* 67: 205-211.

- Kłoskowski, J. & Krogulec, J. 1999: Habitat selection of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poland: consequences for conservation in the breeding areas. *Vogelwelt* 120: 113-120
- Kovács, G. 1977. A hortobágyi halastavak madárvilágának dinamikája. Doktori disszertáció. pp.1-89.
- Kovács, G. 1982: A csíkosfejű nádiposzáta (*Acrocephalus paludicola*) terjeszkedése a Hortobágyon. *Mad.Táj.* 1982.-4.: 277-280
- Kovács, G. 1983: Szerkőtelepek vizsgálata a Hortobágyon. *Pusztá*, 1 (10). 89-102.
- Kovács, G. 1984a. A comprehensive survey of the avifauna of fishponds in the Hortobágy pusztá. *Aquila* 91:21-46.
- Kovács, G. 1984b. The effects of floodings on the avifauna in the Hortobágy pusztá. *Aquila* 91:163-176.
- Kovács, G. 1984c: Az árasztások hatása a Hortobágy madárvilágára. *Aquila*, 91. 163-176.
- Kovács, G. 1987: Staging and summering of cranes (*Grus grus*) in the Hortobágy 1975-1985. - *Aquila* 93-94:153-158.
- Kovács, G. 1990. Nesting and migration of shorebirds in the Hortobágy. *Aquila* 96-97:65-80.
- Kovács, G. 1991: A csíkosfejű nádiposzáta Magyarországon. Kézirat. pp. 1-7
- Kovács, G. 1993. A hortobágyi partimadár élőhelyek leírása és jellemzése. *Partimadár* 1993-1:18-20.
- Kovács, G. 1994a: Increasing occurrence of rare littoral bird species in the Hortobágy. *Aquila* 101:218-220.
- Kovács, G. 1994b: Population increase and expansion of the Aquatic Warbler

(*Acrocephalus paludicola*) on the Hortobágy between 1977 and 1994. *Aquila*, 1994. 101.:(133-143)

Kovács, G. (1984): Az árasztások hatása a Hortobágy madárvilágára. *Aquila*, 91. 163-176.

Kovács, G. (1998): Fehérszárnyú szerkők (*Chlidonas leucopterus*) táplálkozása szántóföldi növénykultúrák felett. *Tűzok*, 3. 158-159.

Kovács, G. (1999): Fattyúszerkő. Kormos szerkő. Fehérszárnyú szerkő. In: Ecsedi Z. (Szerk.): *A Hortobágy madárvilága*. (Megjelenés alatt.)

Kovács, G. & Végvári, Z. 1999: Population size and habitat of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Hungary. *Vogelwelt* 120: 121-126.

Kovács, G. 2000a: Fattyúszerkő. In: *Magyarország madarai*. Szerk: Harszthy L. Mezőgazda Kiadó 2000. p. 195-196

Kovács, G. 2000b: Kormos szerkő. In: *Magyarország madarai*. Szerk: Harszthy L. Mezőgazda Kiadó 2000. p. 196-197

Kovács, G. 2000c: Fehérszárnyú szerkő. In: *Magyarország madarai*. Szerk: Harszthy L. Mezőgazda Kiadó 2000. p. 197-198.

Kovács, G. 2000d: Kanalasgém. In: *Magyarország madarai*. Szerk: Harszthy L. Mezőgazda Kiadó 2000. p. 32-33.

Kovács, G., Kapocsi, I., Végvári, Z. 2000: Szerkőfajok fészkelése a Hortobágyon 2000-ben. Kézirat.

Kovács, G. 2002: Kanalasgém. In: *A Hortobágy madárvilága*. Editor: Z. Ecsedi.

- Kozulin, A. & Flade, M. 1999: Breeding habitat, abundance and conservation status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Belarus. *Vogelwelt* 120: 97-111.
- Krebs, J.R. 1977: Optimal foraging: decision rules for predators. In: Krebs, J.R. & Davies, N.B. (eds). *Behavioural ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 22-36.
- Lane, S.J. & Hassal, M. 1996: Nocturnal feeding by Dark-bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla*. - *Ibis* 138:291-297.
- Leisler, B. 1988: Intra- und interspezifische Aggression bei Schilf und Seggenrohrsänger: Ein Fall akustischer Verwechslung? *Vogelwarte*, 34:281-290.
- Loch, J. & Á. Nosticzius: *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. 1992. Mezőgazda Kiadó, Budapest. (in Hungarian)
- Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T., Bankovics, A. 1998: An annotated list of the birds of Hungary. KTM Természetvédelmi Hivatal Madártani Intézete. 1998.
- Marchant, J., Prater, T. & Hayman, P. 1991: *Shorebirds: an identification guide to the waders of the world*. 1991. Christopher Helm, London.
- Molnár, A. 1998. *A Hortobágyi Nemzeti Park kezelési terve*. 1998. Unpublished. (in Hungarian)
- Myers, J.P. & L.P. Myers 1979. Shorebirds of coastal Buenos Aires Province, Argentina. *Ibis* 121:186-200.
- Nowald, G. 1996: Feeding preferences of Cranes during the autumn staging period. *Die Vogelwelt* 117: 153-157
- Prange, H. 1996: Staging Common Cranes *Grus grus* in Germany during 1960-1995. - *Vogelwelt* 117:125-138.
- Prange, H. 1999: Migration of Common Crane *Grus grus* in Europe. - *Vogelwelt* 120: 301-305.

Prange, H. 1996: Staging Common Cranes *Grus grus* in Germany during 1960-1995: 125-138.

Salvi, A. 1996: New data on the Common Crane *Grus grus* in France. - *Vogelwelt* 117:145-147.

Skagen, S.K. & Knopf, F.L. 1994. Migrating shorebirds and habitat dynamics at a prairie wetland complex. *Wilson Bull.* 106:91-105.

Sterbecz, I. 1984: The transformation of the character of migration of the crane in Hungary [*Grus grus* (L., 1758)] (in Hungarian). - *Állattani Közlemények* 71:145-150.

Sutherland, W.J. & Hill, D.A. 1995: *Managing Habitats for Conservation*. Cambridge University Press.

Sümegei Pál, Molnár Attila, Szilágyi Gábor 2000: Szikessedés a Hortobágyon. *Természet Világa* 131: 15-18.

Szabó L.V. 1974: A csíkosfejű nádiposzáta (*Acrocephalus paludicola*) fészkelése a Hortobágyon. *Aquila*, 78-79. 133-141.

Szabó L.V. 1975: Das brüten des Seggenrohrsängers (*Acrocephalus paludicola*) in der Hortobágy. *Aquila*, 80-81. 45-53.

Székely, T. 1992. Predation of waders (*Charadrii*) on prey populations: an enclosure experiment. *Journal of Animal Ecology* 61:447-456.

Székely, T. 1998. Széli lile. – In: Haraszthy, L. (ed.). *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp.133-134.

Rinne, J. 1995: The eastern flyway in Europe. In: Prange, H. (ed.), *Crane Research and Protection in Europe*: 141-144. Halle/Saale.

Szymkiewicz, M. & M. Mellin 1999: Crane gathering and staging sites in Masury region, northeastern Poland. *Die Vogelwelt* 120: 327-329



- Trivedi, P. & Johnsingh, A.J.T. 1996: Roost selection by Indian Peafowl (*Pavo cristatus*) in Gir Forest, India. - Journal of the Bombay Natural History Society. 93:25-29.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (eds) 1994: Birds in Europe – their conservation status. - Conservation series No.3. Birdlife International :234-235. Cambridge, UK.
- Udvardy, M. 1983: Dinamikus állatföldrajz. Tankönyvkiadó, Budapest, 1983.
- Vertse, A. 1943. A vetési varjú elterjedése, táplálkozása és mezőgazdasági jelentősége Magyarországon. Aquila, 50. 143-208.p.
- Végvári, Z., 2000: Roost site selection of the Common Crane in the Hortobágy National Park, Hungary. Kézirat.
- Wawrzyniak,H.- Sohns,G. 1977: Der Seggenrohrsänger. Neue Brehm Bücherei. Nr.504. Wittenberg-Lutherstadt. 1-100 pp.
- Weisbrod, A.R., Burnett, C.J., Turner, J.G and D.W. Warner 1993. Migrating birds at a stopover site in the Saint Croix River valley. Wilson Bull.105:265-284.
- Wiersma, P. and Piersma, T. 1994. Effects of microhabitat, flocking, climate and migratory goal on energy expenditure in the annual cycle of Red Knots. The Condor 96:257-279.
- WWF 2000. Disease Vector Management for Public Health and Conservation. 3<sup>rd</sup> Report.

# **Fészkelő- és vonuló madárfajok élőhelyválasztása, valamint ennek természetvédelmi vonatkozásai a Hortobágyi Nemzeti Parkban**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
a Biológia tudományában

Írta: Végvári Zsolt okleveles fizikus

Készült a Debreceni Egyetem Biodiverzitás doktori programja  
(..... alprogramja) keretében

Témavezető: Dr. Varga Zoltán

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Borbély György .....

tagok: Dr. Altbäcker Vilmos .....

Dr. Rácz István .....

A doktori szigorlat időpontja: 2002.szeptember 17

Az értekezés bírálói:

Dr. ....

Dr. ....

Dr. ....

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. ....

tagok: Dr. ....

Dr. ....

Dr. ....

Dr. ....

Az értekezés védésének időpontja: 200... ..

