

AGRÁRMINISZTÉRIUM
TERMÉSZETMEGŐRZÉSI FŐOSZTÁLY

FAJMEGŐRZÉSI TERVEK

HAMVAS RÉTIHÉJA

Circus pygargus (Linnaeus, 1758)



2024

Összeállította: Turny Zoltán

Közreműködött: Fatér Imre, Kaufman Gábor, Konyhás Sándor, Kovács András, Palatitz Péter, Tóth Imre, Tóth Pál, továbbá: Balogh Sándor, Fellner Zoltán, Godó Laura, Hák Flóra, Hencz Péter, Kemencei Zita, Molnár Géza, Nagy Lajos, Sári Gergő, Szelényi Balázs, Széll Antal, Szitta Tamás, Váczi Miklós, Zábrák Károly

Témafelelős és lektor a tervekészítés koordinálásáért felelős szakmai főosztályon: Nagy Gergő, Rapala Miklós, Schmidt András

Lektorálta: Haraszthy László

Borítókép: Hencz Péter

Felelős kiadó: Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztály

Jóváhagyta: Balczó Bertalan Természetvédelemért felelős Helyettes Államtitkár



A fajmegőrzési terv az Európai Unió és a Magyar Állam által támogatott LIFE-IP GRASSLAND-HU (LIFE 17 IPE/HU/000018) projekt keretében került kidolgozásra.

Tartalomjegyzék

1. Összefoglalás.....	3
2. Általános jellemzés, háttér-információk.....	4
2.1. Természetvédelmi helyzet.....	4
2.2. Rendszertani helyzet.....	12
2.3. Megjelenés, azonosítás.....	13
2.4. A faj biológiája.....	18
2.5. Elterjedés.....	30
2.6. Hazai állományok jellemzése.....	32
2.7. A fajjal kapcsolatos vizsgálatok.....	37
2.8. Megvalósult természetvédelmi intézkedések és jó gyakorlatok.....	42
3. Veszélyeztető tényezők.....	48
3.1. Antropogén eredetű hatások.....	48
3.2. Természeti eredetű hatások.....	53
4. A cselekvési program célkitűzései és intézkedései.....	54
4.1. Jogszabályi, intézményi, adminisztratív intézkedések.....	54
4.2. Fajmegőrzési tevékenységek.....	56
4.3. Monitorozás és kutatás.....	57
4.4. Környezeti nevelés, kommunikáció.....	58
4.5. A fajmegőrzési terv felülvizsgálata.....	59
4.6. Intézkedések összesítése.....	59
5. Irodalomjegyzék.....	60
6. Mellékletek.....	72

1. Összefoglalás

A hamvas rétihéja (*Circus pygargus*, Linnaeus, 1758) hazánkban fokozottan védett, pénzben kifejezett értéke 500 000 Ft. A hazai Vörös Lista szerint kritikusan veszélyeztetett. A Natura 2000 Priorizált Intézkedési Terv 2021–2027 alapján kiemelt prioritás, mely szerint természetvédelmi helyzete kedvezőtlen, a hazai állományok veszélyeztetettsége jelentős, természetvédelmi helyzetének javítása vagy fenntartása érdekében sürgős beavatkozás szükséges. Az Európai Unió állománya veszélyeztetett, globálisan azonban nem veszélyeztetett.

Magyarországon elsősorban a nyílt, sík területek üde, vizenyős füves élőhelyeihez, valamint szántóterületeihez kötődik. Az erdősült területeket és a magasabb térszíneket kivéve több elterjedési foltja is ismert, de mindenhol ritka fészkelő. A kilencvenes években egész Európában tapasztalható állománynövekedését hazánkban is megfigyelték, azonban az ezredforduló után a párok száma a legtöbb ismert helyszínen lecsökkent, néhány területen már csak vonulásban látható. A hamvas rétihéja a talajon fészkel. A fészkek gyakran egymás közelében helyezkednek el, laza csoportokat alkotva. Táplálkozása szempontjából generalista, ezért elterjedését elsődlegesen az elérhető biztonságos fészkelőhelyek korlátozzák. Fészkelési szokásainak alaposabb megismerése emiatt kulcsfontosságú a védelme érdekében.

Állománya Magyarországon valószínűleg a kis kiterjedésben még rendelkezésre álló, gyakran alulhasznosított természetközeli fészkelőhelyek miatt tudott fennmaradni napjainkig. Stabilabb állományai ott találhatóak, ahol sűrű és éveken át háborítatlan lágyszárú növényzet is rendelkezésre áll a fészkeléshez. Ezek jellemzően időszakosan többletvízhatásnak kitett közösségi élőhelytípusok is egyben. Utóbbi évek tapasztalata, hogy más fajoknak kedvező természetvédelmi kezelési célok kedvezőtlenül érinthetik fészkelőhelyeik állapotát.

A természetközeli élőhelyeken – és azokon kívül még inkább – beszűkítette biztonságos fészkelőhelyeit a mezőgazdasági célú intenzív tájhasználat, bár ezzel együtt kedvező táplálkozási feltételeket is teremtett számára. Emiatt a beszűkülő természetes vagy természetközeli élőhelyek mellett – hazánkban kisebb arányban, de főleg Európa területén – jelentős állományok fészkelnek szántóföldi kultúrákban. Ezek azonban a védelmi beavatkozásoktól erősen függenek, mivel a két hónapot is meghaladó szaporodási időszak és a betakarítások időben átfednek. A külföldön bevált aktív védelmi módszerek átvétele előtt szükséges a magyarországi állomány sajátosságainak megismerése. Ha az állomány aktív fészkek védelmi beavatkozások általi növelését nem kíséri természetközeli élőhelyeinek védelme, visszaállítása, gyarapítása, akkor újabb konfliktusforrás alakulhat ki, a faj főként az intenzív szántóterületeken a védelmi beavatkozásoktól válik függővé.

Emiatt hosszú távon fenntartható, kevesebb beavatkozással járó védelmi megoldásokra van szükség. Ezeknek elsőként a még meglévő természetközeli élőhelyek állományait kell segíteni. Ez gyakran néhány éves kezeletlenség, bolygatatlanság és esetenként többletvízhatás biztosításával, valamint a ragadozók hatásának csökkentésével valósulhat meg jelen tudásunk szerint. Az ilyen fészkelőhelyeken előforduló többi közösségi jelentőségű, védett állat- és növényfajra is gondolva ernyőfajként tekinthetünk a hamvas rétihéjára.

Nagy figyelmet kell fordítani a már meglévő, ismert fészkelőhelyek biztosítására. Továbbá a biztonságos fészkelés több éven át jogszerűen fenntartható lehetőségét nemtermelő beruházásokon (például szántóföldi művelésre kevésbé alkalmas területek visszaállítása),

diverzitás növelési célú agrártámogatásokon keresztül elő kell teremteni, természetközeli élőhelyeken és szántóföldi környezetben egyaránt. Ehhez azonban vizsgálatokra és gyakorlati megoldások kidolgozására is szükség van.

2. Általános jellemzés, háttér-információk

2.1. Természetvédelmi helyzet

Hazai védeltségi státusz: fokozottan védett, pénzben kifejezett értéke 500 000 Ft

Védetté nyilvánítás éve: 1954

Európai Unió Madárvédelmi irányelv: I. melléklet

EU27 veszélyeztetettsége: veszélyeztetett

Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) Globális Vörös Lista: nem veszélyeztetett (Least Concern)

Európai Vörös Lista: nem veszélyeztetett

Magyarországi Vörös Lista; 1989-ben veszélyeztetettként szerepel (EN), 2018-ban kritikusan veszélyeztetett (CR)

Berni Egyezmény: II. melléklet

Bonni Egyezmény (CMS): II. melléklet, Ragadozómadár-védelmi Aegyezmény 1. melléklet

CORINE 1991, 1994: veszélyeztetett faj

CITES II., EU CITES

Natura 2000 Priorizált Intézkedési Terv Magyarország 2021–2027 G.2.3. és G.2.4. mellékleteiben (AGRÁRMINISZTERIUM BUDAPEST 2021): kiemelt prioritás

Irányelvek: Az Európai Unió Madárvédelmi Irányelv 12. cikkének rendelkezése alapján készített 2019-es országjelentés szerint a magyarországi költőállomány 49-60 párra tehető, csökkenő trenddel.

2.1.1. Hazai és nemzetközi veszélyeztetettség

Magyarországi védeltségi státusz:

A védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján fokozottan védett faj, pénzben kifejezett értéke 500 000 Ft. Teljes védelmet 1954 óta élvez, 1982 óta fokozottan védett. Fészkelőállománya hazánkban a nyolcvanas-kilencvenes években tapasztalt emelkedés, majd az ezredfordulón elért tetőzése után jelentősen lecsökkent. Az északi országrész néhány területéről ekkor tűnt el, mint rendszeres fészkelő. 2013–2019 között az ismert párok száma 14 és 88 pár között ingadozott (TURNY 2022). Magyarországi állománya a legutóbbi országjelentés (2019) alapján 2015–2017 közt: 49–60 pár volt (csökkenő). Ez azonban inkább az adathiányosságnak tudható be. A vélelmezett teljes hazai állománynagyság megközelítőleg 80-220 pár körüli lehetett 2019–2023 között. Bővebben lásd 2.6.1. fejezet.

Természetvédelmi Világszövetség (IUCN):

A hamvas rétihéja világállományát 300 000-550 000 ivarérett egyedre becsülik, állományváltozásának tendenciája csökkenő (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). Biztos állományadatai csak Európából vannak, így a világállományt ez alapján becsülték meg. Mind a világ, mind az európai állományt az IUCN vörös listájának 1-es függeléke alapján a nem veszélyeztetett (Least Concern) kategóriába sorolják, mivel a csökkenés aránya a teljes területhez viszonyítva, valamint annak mértéke nem lépi át a veszélyeztetett kategóriákhoz szükséges küszöbértékeket. Ázsiából igen kevés információ áll rendelkezésre, de ott is valószínűsíthető a fogyatkozása.

Európai állománya: 139 000–219 000 ivarérett egyedből áll, ami 69 700–110 000 fészkelő tojónak felel meg, amely a világállomány 41%-a (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021, 2023). Az 1980-as éveket megelőző időszakból kevés állományadattal rendelkezünk. Európa egyes területein 1970–2005 között jelentős állománynövekedést tapasztaltak, amiben több tényező is szerepet játszhatott (TURNY *et al.* 2022). Ekkor kezdődött meg expanziója intenzíven művelt szántóföldekre. Ezzel egy időben több országban sikeres védelmi programokat kezdtek meg, amelyek napjainkban is zajlanak. Több ilyen helyszínen, ahol ezeket az intézkedéseket a mai napig fenntartják, a párok száma továbbra is stabil. Napjainkban a Pireneusi-félszigeten 70–80%-ra, míg a többi nyugat-európai országban 40–50%-ra teszik az ilyen élőhelyen költő párok arányát (ARROYO *et al.* 2002) Ezek sokszor emberi beavatkozásoktól függenek. Az adatgyűjtés minőségi javulásának köszönhetően mára átfogó ismeretekkel rendelkezünk, főleg az Európai Unióban fészkelő állományáról és annak változásáról, ami jellemzően 2005-től kezdődően csökkenést mutat. Ennek mértékét az utóbbi 15 évre vetítve 10%-ra teszik (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023). Európa oroszországi, ukrajnai területeiről kevés ismerettel rendelkezünk, de az egyik fekete-tengeri vonulási útvonalon Grúziában (Batumi) 2011–2018 között jelentős, 17%-os csökkenést tapasztaltak a fiatal egyedek számában (VANSTEELANT *et al.* 2020). Az európai állomány csökkenéséért és a faj veszélyeztetettségéért felelőssé tehető a mezőgazdaság intenzifikációja és a megváltozó mezőgazdasági gyakorlatok (betakarítás idejének korábbra tolódása, új termesztett növények megjelenése), a mezőgazdasági gépek által okozott fészkelj-pusztulások, a peszticidek túlzott használata és a rovarirtás hatékonyságának javulása, a predátorok megnövekedett száma, valamint a prédafajok (kisemlős- és madárfajok) állománycsökkenése, a szélenergiaparkok veszélyeztető hatása (ütközések), a melegebb és szárazodó klíma, illetve az illegális vadászat (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023).

Az Európai Unió (EU28: 2013–2018) állománya (világállomány 20%-a): 14 200–20 200 fészkelő tojó, amely rövid távon csökkenést mutat, hosszú távon azonban ismeretlen. Európai Unión belüli jelentős állományok és állományváltozásuk iránya: Spanyolország (2007–2018): 4393–5493 fészkelő tojó (csökkenő), Franciaország (2005–2017): 3900–5100 fészkelő tojó (csökkenő), Lengyelország (2008–2018): 3400–4500 fészkelő tojó (csökkenő) (EIONET.EUROPA.EU 2023).

Az európai állomány afrikai telelőterületein is hasonló trendet tapasztaltak, ahol a rovarirtás és az élőhelyek átalakulása (fakitermelés, túllegeltetés és a területek felégetése), a szárazodás, valamint elejtésük jelenthetnek problémát (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023).

Veszélyeztetettség:

Az IUCN Európai besorolása szerint nem veszélyeztetett (Least Concern) (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023).

Az Európai Unió EU 28 (2013–2018) Vörös Lista besorolása szerint: Population status: Threatened, short term trend: decreasing, Long-term trend.: unknown (eionet.europa.eu (2023), European Red List of Birds, 2023)

EU27 Madárvédelmi irányelv I-es mellékletének besorolása szerint veszélyeztetett, speciális élőhely igényei, élőhelyeinek megváltozása, elszigetelt vagy kis számú populációi és azok csökkenése, valamint a szántóföldi betakarítási munkálatok miatt. Emiatt a tagállamoknak a populációk védelmére területeket kellett kijelölni. A hazai Natura 2000-területek közül a Különleges Madárvédelmi Területek kijelölésénél több helyen is szerepel, de ezek nem fedik le a teljes állomány elterjedési területeit.

Magyarországi állománya a madárvédelmi irányelv 12. cikke alapján elkészített 2019-es országjelentés szerint a 2015–2017 közötti időszakban 49-60 pár (fészkelő tojók száma) tehető. Rövid távon, 2005–2017 között mért állományváltozás trendje 70%-os csökkenést mutat, az 1980–2018 között vizsgált hosszú távú trend pedig 18-25%-os csökkenést. Elterjedési területének hazai kiterjedése 2005–2017 között szintén csökkent 6%-kal. A vizsgált időszakban az adatgyűjtés eltérő intenzitással és módszerekkel történt. Ettől függetlenül is jelentős a változás az összeurópai csökkenés mértékéhez képest, kiváltképp a rövidtávú trend tekintetében (AGRÁRMINISZTERIUM 2019).

Hazai veszélyeztetettség mértéke:

Az 1989-es magyarországi Vörös Lista szerint (RAKONCZAY 1989) veszélyeztetett. Ennek oka az akkori állománycsökkenés volt. Ugyanakkor az 1960-as évek előtti nagyobb állományra utalva mindössze egy hivatkozás szerepel, de az archív adatok esetében az alulkutatottság valószínűsíthető. Az állománycsökkenés okának a nem szelektív ragadozógyérítést határozták meg (mérgezett tojások, egyéb apróvadfajok irtása), ami akkoriban tömegesen pusztította a rétihéjakat, köztük a hamvas rétihéját is (HARASZTHY – BAGYURA 1993, TÓTH 2004, BÜKI J. szóbeli közlése).

A legfrissebb hazai Vörös Lista szerint már Kritikusan veszélyeztetett (CR). Ezt a besorolást az alábbi adatok indokolták:

- A populáció méretének csökkenése alapján Sérülékeny (VU). A2abc kategória. Múltban bekövetkezett észlelt, becsült, következtetett vagy feltételezett állománycsökkenés,

amelynél a csökkenés okai valószínűleg nem szűntek meg vagy az okok nem ismertek vagy feltehetőleg nem visszafordíthatók. (a: közvetlen megfigyelés, b: adott taxonra vonatkozó abundancia index, c: elfoglalt terület és elterjedési terület csökkenése, és/vagy az élőhely minőségének leromlása).

- Alacsony populációméret és csökkenő tendencia alapján Kritikusan veszélyeztetett (CR). C1 kategóriában. Ivarérett egyedek száma <250. Észlelt, becsült, előrejelzett folyamatos csökkenés 25% 3 év vagy 1 generáció alatt.
- Kis egyedszámú és szűk elterjedési területű populáció alapján Veszélyeztetett (EN). Ivarérett egyedek száma <250

A Natura 2000 Priorizált Intézkedési Terv Magyarország 2021–2027 (AGRÁRMINISZTERIUM 2021) szerint a hamvas rétihéja kiemelt prioritás, azaz a faj természetvédelmi helyzete kedvezőtlen, a hazai állományok veszélyeztetettsége jelentős, természetvédelmi helyzetük javítása vagy fenntartása érdekében sürgős beavatkozás szükséges.

Jelenleg megközelítőleg jó ismereteink vannak a hazai hamvasrétihéja-populáció magyarországi elterjedéséről, de egyedsűrűség tekintetében ez nem mondható el. Így azt sem tudhatjuk, hogy az állomány mekkora része fordul elő védelmi intézkedésekkel érintett területeken. Az sem ismert, hogy elterjedési területén belül történt-e vagy zajlik-e jelentősebb állománysűrűség-változás, átcsoportosulás. Emiatt javasolt a monitoring módszerek fejlesztése, hogy az állományváltozások megítélhetősége javulhasson, valamint az erőforrásokat a szükséges helyekre lehessen koncentrálni.

Felmerül a perempopulációk helyzete is. Az EBBA-felmérés alapján az Alföld keleti-délkeleti populációja részben elkülönül a Kisalföld vonzáskörzetében fészkelőktől, így ez az állomány sérülékenyebb lehet. Kiemelendő, hogy a hazai populáció élőhelyválasztása csak részben egyezik meg a más országokban tapasztaltakkal. Az utóbbi évtizedből származó adatok szerint a hazai állomány 13%-a fészkel szántóföldi kultúrákban és 87%-a természetközeli élőhelyeken. Tapasztalat szerint akár a más fajoknak kedvező természetvédelmi kezelési célok, vagy a KAP gyepterületeket érintő támogatásaihoz szükséges Feltételeesség (korábban Kölcsönös megfeleltetés) vagy a Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot előírásai is kedvezőtlenül érintik fészkelőhelyeiket (lásd: 2.4. faj ökológiája fejezet). A mezőgazdasági területek gyakori madárfajainak állománycsökkenésén keresztül kimutatható táplálékkínálat- és fészkelőhely csökkenés (SZÉP *et al.* 2021), valamint a romló túlélési esélyek a vonulás és telelés kapcsán is veszélyeztetik a fajt. Ezen tényezők és a sikertelen költségek magasabb száma miatt is szükséges a faj védelmi stratégiájának kidolgozása.

2.1.2. Jogszabályi háttér

A védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 2. számú mellékletében szereplő fokozottan védett faj, pénzben kifejezett értéke 500 000 Ft.

A madárvédelmi irányelv I. mellékletében szereplő közösségi jelentőségű madárfaj. A hazai 56 különleges madárvédelmi területből (KMT) 20 esetben jelölőfajként szerepel (3. táblázat). A jelölő fajként való feltűnés a területkijelölések időszakában ismert állományok figyelembevételével történt, ezért az adatlapokon szereplő kategóriák (c, r) és állományszámok felülvizsgálása időszerű. A KMT-k területén kívül a különleges természetmegőrzési területeken (KTT) is ismertek fészkelőállományaik, amelyek a közösségi jelentőségű élőhelyekhez is kötődhetnek (lásd 2.4.1.4 fejezet). Azok kezelése a hamvas rétihéja költőhelyeinek állapotát is befolyásolhatja, ezért az aktuális elterjedési terület és állománysűrűség, valamint a fontos fészkelőterületek meghatározása szükséges, hogy a céldokumentumokban meghatározott célok egyeztethetőek legyenek a hamvas rétihéja igényeivel. 2018–2022-es adatok alapján az összes ismert fészkelés 42,3%-a KMT-k, 70%-a KTT-k, 57%-a országos jelentőségű védett természeti területeken került elő. Ezek a területek sok esetben jelentősen átfednek (TURNY szóbeli közlése).

A Magyarország által is ratifikált nemzetközi egyezmények közül szerepel a Berni Egyezmény II. függelékén, amelynek értelmében a részes államoknak megfelelő intézkedéseket kell hozni az ott felsorolt állat- és növényfajok élőhelyeinek védelme érdekében. A Bonni Egyezmény II. függelékén is szerepel, így a hamvas rétihéjára is érvényes a vonuló ragadozómadár- és bagolyfajok védelmének biztosítása nemzetközi együttműködésben Eurázsia és Afrika területén (akár az egyezmény aláírói között nem szereplő államokban is). Ezen túl a közös vándorlási útvonalba eső országok megállapodásokat köthetnek egy-egy állatcsoport közös, összehangolt védelmének érdekében. Továbbá egyetértési memorandumokkal egy-egy faj védelmét szolgáló tapasztalatcsere alapján közös akciótervek és területkezelési tervek dolgozhatók ki.

Nemzetipark-igazgatóságok	Országos jelentőségű egyedi jogszabállyal védett és ex lege védett (db; %)	Natura 2000 KMT (db; %)	Natura 2000 KTT (db; %)	Védett és Natura 2000 területen kívül (db; %)	Összes ismert fészkelés 2018–2021 közt (db)
Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság	0	0	0	0	0
Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság	0	1; 3,3%	5; 16,7%	24; 80%	30
Bükk Nemzeti Park Igazgatóság	7; 87,5%	8; 100%	3; 37,5%	0	8
Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság	0	0	0	0	0
Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság	24; 68,6%	13; 37,1%	23; 65,7%	0	35
Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság	0	0	0	0	0
Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság	9; 40,9%	18; 81,8%	17; 77,3%	4; 18%	22

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság	50; 86,2%	25; 43,1%	58; 100%	0	58
Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság	7; 53,8%	7; 53,8%	13; 100%	0	13
Órségi Nemzeti Park Igazgatóság	0	0	0	4; 100%	4
Összesen	97; 57,1%	72; 42,4%	119; 70%	32; 19%	170

1. táblázat: A hamvas rétihéja 2018–2021 közötti időszakban ismert biztos fészkeléseinek felosztása természetvédelmi oltalmi kategóriák szerint. A valószínű és lehetséges fészkelések nem szerepelnek a táblázatban. Az átfedő területek fészkelései kategóriánként külön is szerepelnek (adatok forrása: MME, RMVVSZ-NPI).

Védetté nyilvánító jogszabály neve és száma	Hatályosság (-tól)	Melléklet száma	Védettségi szint	Faj tudományos neve	Faj magyar elnevezése	Pénzben kifejezett értéke (Ft)
Magyar Népköztársaság Minisztertanácsának 59/1954 (IX. 9.) MT számú rendelete a madárvédelemről	1954	nem releváns	fokozottan védett	<i>Circus pygargus</i>	hamvas rétihéja	
3/1975 (OTvH) utasítás	1975		fokozottan védett	<i>Circus pygargus</i>	hamvas rétihéja	30 000
1/1982 (III. 15.) OKTH sz. rendelet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, egyedeik értékéről, a fokozottan védett barlangok körének megállapításáról, valamint egyes védett állatfajokkal kapcsolatos korlátozások és tilalmak alóli felmentésekről	1982	4. számú	fokozottan védett	<i>Circus pygargus</i>	hamvas rétihéja	500 000

<p>A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény-és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) Köm rendelet</p>	<p>2001</p>		<p>fokozottan védett</p>	<p><i>Circus pygargus</i></p>	<p>hamvas rétihéja</p>	<p>500 000</p>
---	-------------	--	--------------------------	-------------------------------	------------------------	----------------

2. táblázat: A hamvas rétihéja védetté nyilvánításának folyamata

No.	Különleges madárvédelmi terület neve	Hamvas rétihéja mint jelölőfaj	Az országos állományhoz viszonyított arány*	Fenntartási terv
1.	Aggteleki-karszt (HUAN10001)	nem		igen
2.	Putnoki-dombság (HUAN10002)	nem		igen
3.	Miklósfai Móríchelyi-halastavak (HUBF10001)	nem		igen
4.	Északi-Bakony (HUBF30001)	nem		igen
5.	Balaton (HUBF30002)	nem		igen
6.	Kis-Balaton (HUBF30003)	igen (c/r)	C	igen
7.	Bodrogzug–Kopasz-hegy–Taktaköz (HUBN10001)	nem		igen
8.	Borsodi-sík (HUBN10002)	igen (c/r)	B	igen
9.	Bükk-hegység és peremterületei (HUBN10003)	nem		igen
10.	Hevesi-sík (HUBN10004)	igen (r)	C	igen
11.	Kesznyéten (HUBN10005)	igen (c/r)	C	igen
12.	Mátra (HUBN10006)	nem		igen
13.	Zempléni-hegység a Szerencsi- dombsággal és a Hernád-völgygel (HUBN10007)	nem	D	igen
14.	Nyugat-Dráva (HUDD10002)	igen (c)	C	igen
15.	Gemenc (HUDD10003)	nem		igen
16.	Béda-Karapanca (HUDD10004)	nem		igen
17.	Kisszékelyi-dombság (HUDD10005)	nem		igen
18.	Pacsmagi-tavak (HUDD10006)	nem		igen
19.	Mecsek (HUDD10007)	nem		igen
20.	Belső-Somogy (HUDD10008)	igen (c)	C	igen
21.	Balaton berkek (HUDD10012)	igen (c/r)	B/C	igen
22.	Zselic (HUDD10013)	nem		igen
23.	Abonyi-kaszálóerdő (HUDI10001)	nem		igen
24.	Börzsöny és Visegrádi-hegység (HUDI10002)	nem	D	igen
25.	Gerecse (HUDI10003)	nem		igen
26.	Jászkarajenői puszták (HUDI10004)	igen (r)	C	igen
27.	Sárvíz völgye (HUDI10005)	nem		igen
28.	Tatai Öreg-tó (HUDI10006)	nem		igen
29.	Velencei-tó és Dinnyési-Fertő (HUDI10007)	nem		igen
30.	Ipoly völgye (HUDI10008)	igen (c)	C	igen
31.	Vértés (HUDI30001)	nem		igen
32.	Zámolyi-medence (HUDI30002)	igen (r)	C	igen
33.	Fertő-tó (HUFH10001)	nem		igen

34.	Mosoni-sík (HUFH10004)	nem		igen
35.	Szigetköz (HUFH30004)	nem		igen
36.	Hanság (HUFH30005)	nem		igen
37.	Szatmár-Bereg (HUHN10001)	igen (r)	B	igen
38.	Hortobágy (HUHN10002)	igen (r)	B	igen
39.	Bihar (HUHN10003)	igen (c/r)	B/C	igen
40.	Közép-Tisza (HUHN10004)	nem		igen
41.	Jászság (HUHN10005)	nem		igen
42.	Felső-Tisza (HUHN10008)	nem		igen
43.	Kígyósi-puszta (HUKM10001)	igen (c)	C	igen
44.	Kis-Sárrét (HUKM10002)	igen (c/r)	C	igen
45.	Déványai-sík (HUKM10003)	igen (c/r)	C/B	igen
46.	Hódmezővásárhely környéki és csanádi-háti puszták (HUKM10004)	nem		igen
47.	Cserebökényi-puszták (HUKM10005)	igen (c)	B	igen
48.	Felső-kiskunsági szikes puszták és turjánvidék (HUKN10001)	igen (r)	B	igen
49.	Kiskunsági szikes tavak és az őrjegi turjánvidék (HUKN10002)	igen (r)	B	igen
50.	Alpár-bokrosi tiszta-ártéri öblözet (HUKN10004)	nem		igen
51.	Alsó-Tisza-völgy (HUKN10007)	igen (c)	B	igen
52.	Balástya–Szatymaz környéki homokvidék (HUKN10008)	nem		igen
53.	Csongrád-bokrosi Sóstó (HUKN30001)	nem		igen
54.	Gátéri Fehér-tó (HUKN30002)	nem		igen
55.	Izsáki Kolon-tó (HUKN30003)	nem		igen
56.	Órség (HUON10001)	nem		igen

3. táblázat: A hamvas rétihéja jelölő fajként történő szerepeltetése az 56 különleges madárvédelmi területen. A táblázatban a 2013–2022 közötti időszakból származó nemzetipark-igazgatósági és az MME Monitoring Központjából származó adatokat vettük alapul (fészkelő; időszakos megtelepedés; nem ismert). (r = reproducing, c = concentration) (NATURA 2000.HU 2023)

*A: 100% >= p > 15%, B: 15% >= p > 2%, C: 2% >= p > 0%, D: nem jelentős, előfordul

A hazai Important Bird Areas (IBA) területek listájában nem szerepel a hamvas rétihéja alapján kijelölt terület (NAGY 1998).

2.2. Rendszertani helyzet

- Törzs: gerinchúrosok (Chordata)
- Altörzs: gerincesek (Vertebrata)
- Osztály: madarak (Aves)
- Rend: Vágómadár-alakúak (Falconiformes)
- Család: Vágómadárfélék (Accipitridae)
- Alcsalád: Rétihéjaformák (Circinae)

- Nem: *Circus*
- Faj: *Circus pygargus* (Linnaeus, 1758)

További hazai rétihéja fajok (*Circus* spp.):

- barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) – fészkelő, átvonuló és telelő
- kékes rétihéja (*Circus cyaneus*) – rendkívül ritka alkalmi fészkelő, rendszeres átvonuló és telelő
- fakó rétihéja (*Circus macrourus*) – átvonuló és ritka telelő

A hamvas rétihéjának ismert a fakó rétihéjával (*Circus macrourus*) történő hibridizációja (Forsman 1993, 1995).

2.3. Megjelenés, azonosítás

Hazánkban a hasonló megjelenésű és életmódú rétihéja fajokra (*Circus* spp.) egyaránt jellemző az ivarok eltérő színezete és az, hogy ezen belül vedlésük alapján három korcsoportra különíthetők el. Emiatt megkülönböztetésük kiváltképp az átszíneződő egyedek esetében szakértelmet igényel. E fajok tollazati különbségeit részletesen terjedelmi korlátok miatt nem ismertetjük, több magyar nyelvű irodalom is bővebben tárgyalja (VAS *et al.* 2011, KOVÁCS *et al.* 2021, TURNY *et al.* 2022) ezt a kérdést. A hamvas rétihéjához leginkább hasonló megjelenésű és életmódú fakó- és kékes rétihéja jelenleg nem fészkel hazánkban. Az átvonuló, kóborló és telelő egyedeiknek a hamvas rétihéja védelmében tett intézkedések azonban szintén kedveznek.

A védelmi intézkedések során szükséges lehet a barna- és a hamvas rétihéja pelyhes fiókáinak felismerése is. Mivel a két faj fiókáinak elkülönítése még a jó felkészültségű, de ebben a kérdésben speciális ismeretekkel nem rendelkező szakemberek számára is nehéz, ezért ajánlott egy fényképes ismertető összeállítása.



1. *ábra.* Az öreg tollruhás hím feje és szárnyfedői szürkék. A szárnyon keresztbe húzódó két sötét sáv a többi hazai rétihéjafaj hímjein nem látható, azonban a kézevezők fekete színe igen (fotó: Hencz Péter)



2. *ábra.* A világosbarna színezetű tojó hasa szárfoltos, evezői és kormánytollai keresztcsávozottak (fotó: Hencz Péter)



3. ábra. A fiatalok a tojónál élénkebb színezetűek, a fehér farkfedők és a sávozott evezőtollak alapján jól megkülönböztethetők a barna rétihéjától (fotó: Hencz Péter)

Testtömeg: Az öreg hímek 227–369 g, a fiatal hímek 200–378 g; az öreg tojók 319–445 g, a fiatal tojók 208–409 g tömegűek (DEMONGIN 2016).

Szárnyfesztávolság: 102–132 cm (FERGUSON-LEES – CHRISTIE 2001).

Farokhossz: 198–250 mm (DEMONGIN 2016).

Szem: A szivárványhártya színe a korral változik. A fiókáké sötétbarna, de a hímek nagyobb részének kirepüléskor már világosabb, szürkés. A tojók sötétbarna szemszíne akár harmadik évükig is látható, a hímeké már második naptári évüktől is az öreg hím és tojó példányokra jellemző citromsárga (FORSMAN 2016, CLARKE 1996, BLASCO-ZUMETA–HEINZE 2020).

Csőr: Csőre a fejhez viszonyítva a többi rétihéjához képest arányaiban kisebb, röptében kevésbé feltűnő. A viaszhártya élénksárgás színű, míg a szarukávák szürkésfeketék.

Láb: A lábak enyhén narancssárgák, a karmok feketék.

Hang: A fészek környezetében gyakrabban szól, de ez távolról alig hallható. Hangja hasonló a többi rétihéjafajéhoz. A nászidőszakban magasan keringve *nyif-nyif* hangokat hallat, de jellemzőbb, a héjaszerű, 10-12 hangból álló, gyors *tyük-tyük-tyük-tyük-tyük-tyük* figyelmeztető vészjelzése. A fiókanevelés alatt a tojó halk és magas, rövid *psziii* hangon szól. A hím egy mélyebb, szintén halk és tompa, rövid *tyukk* hangot hallat fészke közelében.

Terepi határozás: Az említett fajok közül arányaiban a hamvas rétihéja teste a legkisebb a szárnyfelületéhez képest. Megjelenése és röpte könnyed. Más rétihéjához hasonlóan vitorlázáskor szárnyát enyhe V alakban tartja, de a barna rétihéjához képest kevésbé törik meg a szárny íve a kéztőnél. Szárnya is hegyesebb a barna és kékes rétihéjájénál, mivel az előbbi két fajnál öt, a hamvas és fakó rétihéjánál csak négy kézevező különül el a szárny csúcsán.

Tollazat: A hamvas rétihéja *öreg hímjének* fedőtollai a fejen, a háton és a szárnyfedőkön, valamint a begyen sötétebb hamuszürkék. A hastollak, az alsó szárnyfedők és az alsó farokfedők nagyrészt fehérek, vörösesbarna mintázattal: az alsó szárnyfedőkön és a hónaljtolakon vastagabb keresztávok, míg a hason vékony hosszanti szárfoltok vannak. Az elsőrendű evezők döntő többsége mélyfekete, ami röptében távolról is jól látható sötét szárnyvéget eredményez. A másodrendű evezők keresztávozottak, ami egy-két vastag sávot alkot a szárny belső, testhez közelebbi részén. A hátsó szárnyélt alulról egy halványabb fekete sáv zárja le. Felülről a másodrendű evezők világos hamuszürke alapszínűek, rajtuk legtöbbször csak egy fekete sáv látható. Ez a keresztáv általában röptében is megfigyelhető, így ez alapján elkülöníthető a többi rétihéjafaj hím egyedétől. A faroktollak alapszíne hamuszürke, ez a szélsők felé haladva egyre világosodik, a szélsők alapszíne már egészen fehéres. A középső faroktollak mintázatlanok, a többi toll belső zászlóján négy-öt széles, feketésbarna keresztáv van, kifelé haladva ezek egyre inkább rozsdabarnába hajlanak. A sávok nagyjából egyforma szélességűek, nem alkotnak szélesebb végszalagot. Alulról ez a sávozás kevésbé észlelhető.

Az *öreg tojók* tollazata felülről homogénebb, földbarna. Az arcfátyol sötétebb, a szemöldöksáv és a szemek alatti tollak fehérek vagy világosak, valamint a keskeny nyakörv is világosabb barna. A szárny felülről szintén földbarna, a karfedők okkeres alapja azonban világos foltot képez rajta. Ezek a fedőtollakon hosszanti barnás sávok is vannak, amelyek azonban csak közelről láthatók. A felső oldal barnás tollazatától távolról is határozottan elüt a fehér felső farokfedők alkotta sáv, amely a kékes, a fakó és a hamvas rétihéja tojóira és fiataljaira is jellemző, de a barna rétihéjánál csak a hím egyedek vagy vedléskor a tojó színezetű egyedeknél fordulhat elő, de sokkal kevésbé feltűnő, mint az említett három fajnál. A tojó hamvas rétihéja szárnyán felülről a másodrendű evezőkön keresztben egy sötétebb sáv látható. Ez a fiatalkori tollazatban (és a fakó rétihéja tojóin) nincs meg, így csak a harmadik naptári évtől kezdve észlelhető. A faroktollak alapszíne felülről világos földbarna, a szélsők felé kivilágosodik. Rajtuk keresztben négy-hat széles, sötétbarna sáv van, amelyek közül az utolsó szélesebb, határozott végszalagot alkot. A faroktollak alulról hasonló, de halványabb mintázatúak. A tojó testének alsó oldala világosabb homokbarna (ritkán halvány fahéjbarna), erősen mintázott. Az alsó oldal keskeny hosszanti csíkokkal mintázott, a has és a mell sávazottsága között legtöbbször nincs kifejezett kontraszt. A szárnybélés sávazottsága feltűnő. Az alsó szárnyfedőkön sötétebb vöröses alapon szabályosabb sorokba rendeződő világos foltok láthatóak. A másodrendű evezőkön világos alapon egy-két feltűnő, széles, sötét keresztáv található (ezzel ellentétben a fakó rétihéja tojójának sötét alapon világosan sávazottak a másodrendű evezői), ez a mintázat azonban csak a harmadik naptári évben válik teljessé. Az elsőrendű evezők sötét keresztávazása már vékonyabb, néha szabálytalan vagy ritka is lehet. A hátsó szárnyélen sötét szalag fut végig, azaz nemcsak a másodrendű, hanem a belső elsőrendű evezők vége is sötét (a fakó rétihéja tojóknál a belső elsőrendű evezők csúcsa általában halványabb).

A frissen kirepült *fiatalok* az öreg tojókra hasonlítanak, viszont színük felülről jóval sötétebb, szinte fényes csokoládébarna, emiatt a faroktoll fehérsége még hangsúlyosabb. A szárnyfedők világosbarna foltja azonban náluk is látható. Megfelelő közelségből a karfedők végén lévő világos szegések egy vékony krémszínű szalagot alkotnak. Fontos megkülönböztető jegyük az öreg tojóktól a másodrendű evezők sötét alapszíne, amelyen alig látszik a tojókra is jellemző vastag keresztávazás. Ezek a tollak fontosak a korhatározásnál, mert csak a következő

év augusztusában kezdik el kivedleni azokat. Az elsőrendű evezők nagyobb részének alapszíne fehéresszürke, esetenként halványvöröses árnyalattal. Keresztsávozásuk a tojókéhoz hasonló, de néha csak elszórt foltokkal mintázott, esetleg a sávok hiányozhatnak is (a fiatal fakó rétihéja külső elsőrendű evezőinek töve világosabbnak tűnik, mert a kéztőhöz közeli keresztsávok halványabbak, mint a középső sávok). Az elsőrendű evezők ujjas végei sötétek, „füstös” alapszínűek és rendszerint sávozatlanok. Ez a sötét alapszín az ujjas elsőrendű evezőtollak szűkítéséig is kiterjed (a fakó rétihéja fiataljain világosabb alapszínű). Testük alsó oldala a tojókéval ellentétben egyöntetű narancsos-, esetleg bronzbarna. Rendszerint néhány halvány sötétebb hosszanti sáv indul a fej irányából, ami a begyen egyre halványul (a fakó rétihéja fiataljain ez hiányzik, alsó oldaluk pedig valamivel világosabb, barnásabb árnyalatú). Az alsó szárnyfedők a hashoz hasonló vöröses színűek, hosszanti mintázatuk igen halvány. A fej alapszíne is sötétbarna, kontrasztosan világosabb szemöldöksávval, ami a szem alatti területen is határozott (a fiatal fakó rétihéjánál a szem körüli világos foltok kevésbé kiterjedtek). A nyakörv világosabb krémszínű, keskenyebb és halványabb, mint a fiatal fakó rétihéjéké, sokszor alig látható, bár ebben is nagy az egyedi változatosság. Világos tarkófoltjuk néha nem feltűnő.

Második naptári évük elején (még a telelőterületen) a fiatalok egy része megkezdik a testtollak vedlését. Emiatt a tavasszal visszatérő másodéves *átszíneződő példányok* eltérő mértékben viselnek már öregkori és még kopott, világosabb fiatalkori testtollakat, ezért a tojó fakó rétihéjakkal vagy azok fiataljaival téveszthetők össze. Az elkülönítést az egyöntetűen sötét, még át nem vedlett másodrendű evezők is nehezítik. Ebben az időszakban az elsőként vedlésre kerülő hónaljtolak használhatók a határozás során: a hamvas rétihéja esetében ilyenkor már sokszor látható a vörösesbarna és fehér sávozottságuk. Az átszíneződő egyedek közül a hímek nyár végén már nagyon hasonlóak az öreg hímekhez, de másodrendű evezőikben még vannak teljesen sötét, fiatalkori tollak is. Az ugyanilyen korú, átszíneződő tojók megjelenése – a sötét másodrendű evezők és a már sávozott testtollak miatt – igen hasonló lehet az öreg tojó fakó rétihéjához.

A hamvas rétihéjánál is előfordulnak sötét színezetű ún. *melanisztikus példányok*. Az ilyen hím színezete egyöntetűen feketés sötétszürke. A melanisztikus tojó evező- és faroktollai világosabb alapszínűek, így látható rajtuk a sávozottság. Az elsőrendű evezők világos belső foltja gyakran jól látható a sötét madáron. A tollazat többi része enyhén barnás árnyalatú fekete. Kisebb mértékű világos alapszín előfordulhat a legkülső kézevezőn is (TURNY *et al.* 2022).

Határozás kézben tartott példány esetén: A kézben tartott rétihéja határozásánál a szárnyformula különbségeit kell figyelembe venni, mivel a fiatalok és tojók hasonlóak. A hamvas rétihéjánál a szárnycsúcsot – akárcsak a fakó rétihéjánál – három elsőrendű evező (9–7.) alkotja (a leghosszabb evező a 8.), szemben a kékes rétihéjával, ahol négy (9–6.). A hamvas rétihéja legkülső nagy elsőrendű evezője (10.) az 5-nél egy picit hosszabb, míg a fakó rétihéjánál rövidebb (LONTKOWSKI & SKAKUJ 1995). A hamvas rétihéjánál csak a 10.; 9. és a 8. elsőrendű evező belső zászlóján van bemetszés, a fakó rétihéja esetében ritkán, a kékes rétihéjánál pedig a 7. belső zászlója mindig bemetszett. Ennek megfelelően a hamvas rétihéjánál csak a 9. a 8. és a 7. elsőrendű evező külső zászlóján látható szűkítés, hasonlóan a fakó rétihéjához (de annál kivételesen a 6-on is lehet), míg a kékes rétihéja esetében a 9–6. evező szűkített (VAS *et al.* 2011). A hamvas rétihéjánál a legkülső nagy elsőrendű evező (10.) belső

zászlóján lévő bemetszés és a leghosszabb kézfedők közötti távolság nagyobb (19–41 mm), mint a fakó rétihéja esetében (az öreg madaraknál legfeljebb 17 mm, a fiataloknál legfeljebb 11 mm). Ugyanakkor a 9. elsörendű evező külső zászlójának szűkítése a hamvas rétihéjánál a kézfedőkön kívül látható (az öreg madaraknál 13–35 mm-rel, a fiataloknál 3–35 mm-rel a leghosszabb kézfedő csúcsa előtt), míg a fakó rétihéján ez a szűkítés – a kékes rétihéjához hasonlóan – a kézfedők takarásában van (az öreg madaraknál 8–16 mm-rel, a fiataloknál 5–16 mm-rel a leghosszabb kézfedők csúcsa alatt) (LONKOWSKI – SKAKUJ 1995).

2.4. A faj biológiája

2.4.1. Fészkelés

Magyarországon elsősorban a nyílt, alacsony vegetációjú sík területekhez kötődik, ahol a mozaikos táj prédafajokban gazdag. Ezekben az élőhelyeken természetes körülmények között ott maradtak fent kisebb állományai, ahol kiterjedtebb foltokban sűrű és lehetőség szerint éveken át háborítatlan, átlagosan 50-100 cm magas lágyszárú növényzet is rendelkezésre áll, ami védi földre épülő fészket (CLARKE 1996, TURNY *et al.* 2022). Emellett az ezekkel határos intenzív szántóterületeken is fészkel. Ezeket az élőhelyeket akár felváltva is használhatják eltérő éveken.

A jelenlegi csökkent állomány valószínűleg a kis számban rendelkezésre álló természetközeli élőhelyek megközelítőleg biztonságos fészkelőhelyei miatt tudott fennmaradni, de napjainkban nem foglalja el az összes számára alkalmas területet. 2014–2022 között adatgyűjtés folyt az ismert elterjedési területre kiterjedve. Lentebb ennek alapján ismertetjük a fészkelésre választott jellemző élőhelytípusokat és kultúrákat (2.4.1.6. Választott élőhelytípusok). Állománynövekedés esetén a telített költőhelyeket elhagyva új, akár védelmi szempontból kedvezőtlen élőhelyeket vagy területeket is elfoglalhat (OROZCO *et al.* 2016). Erre a 90-es évek hazai példája az üde kaszálókon és intenzív mezőgazdasági területeken fészkelésbe kezdő párok voltak (FATÉR *et al.* 2004, TÓTH 2004).

Fészkelhely-választásában valamennyire rugalmas, de annak kezelésére kifejezetten érzékeny. Fészkeléssel kapcsolatos szokásainak megismerése kulcsfontosságú a védelem szempontjából. Az 1930-as évektől kezdődően rendelkezünk hazai adatokkal, de az ismert fészkek környezetének növényzete és a költési siker regisztrálásán túl, élőhelypreferencia-vizsgálatok máig nem készültek. A faj Európa-szerte számos ilyen vizsgálat tárgya, jóllehet az ottani állományok döntően a hazaitól eltérő élőhelyeket foglalnak el. Mivel mezőgazdasági területekhez kötődik, a gazdálkodási tevékenységek erősen befolyásolhatják életterét és ezen belül a fészkelési lehetőségeket, a költési sikert. Elterjedési területének csökkenése miatt is a hazai védelmi intézkedések céljainak pontosításához a helyi viszonyokat értékelő vizsgálatok alapján szükséges megismernünk, hogy milyen ágazatokon belül milyen kezelések járulnak hozzá az állomány fennmaradásához vagy gyarapodásához (KOVÁCS 2018).

A Magyarországon 1990–2005 között vizsgált 229 pár 49%-a természetes vegetációban, 51%-a szántóföldi kultúrában költött (40% őszi búza (*Triticum aestivum*), 3% tritikálé (\times *Triticosecale*), 3% lucerna (*Medicago sativa*), 5% egyéb) (FATÉR 2014). A 2018–2019 között vizsgált 88 költés 92%-a különböző természetes növénytársulásokban, 8%-a pedig szántóföldi

kultúrában volt (TURNY Z. szóbeli közlése). 2020–2022 között a 93 vizsgált fészkelés 4%-a szántóföldi kultúrákban, 88%-a természetes társulásokban és 8%-a idegenhonos özönnövényekben volt (TURNY Z.–FELLNER Z. szóbeli közlése). Bár a vizsgált területek részben eltérnek, a szántóföldi fészkelések visszaszorulására az ország teljes területéről származó további megfigyelések is utalnak (lásd 2. 6. 1. Állományváltozások összefüggései). A fészek pontos helye évenként változó, de ha tehetik, kötődnek a korábbi sikeres költések helyszíneire (FATÉR *et al.* 2004, JANOWSKI *et al.* 2018). Természetes élőhelyeken jellemző, hogy akár 20–30 méteren belül építi fészkeit az egymás utáni években. A Kiskunságban 139 fészkelőhely 75%-át minimum kétszer 100 m sugarú körön belül foglalták el 2020–2022 között (TURNY Z. szóbeli közlése). Ezek a hazai adatok is alátámasztják területhűségét.

A fészek homogén szerkezetű, jellemzően fűszálakból, szalmaszálakból áll, néhány centiméter vastagságú, lapos építmény. A Magyarországon 2019–2020 között vizsgált 11 fészék átlagos átmérője 41,5 cm volt (TURNY Z. szóbeli közlése).

2.4.1.1 Természetközeli fészkelőhelyek

Mai hazai viszonyok között leginkább a jó táplálkozóterületeken vagy azokkal közvetlenül érintkező, mozaikoló, időszakosan többletvízhatásnak kitett fátlan élőhelytípusokban fészkel. Mocsárrétek, láprétek, mocsarak, lápok és szikesek táji környezetében települ meg a legszívesebben. A sásfajok uralta társulások a legjellemzőbb választásai, de az idegenhonos özönnövény aranyvesszőben (*Solidago* spp.) vagy jellegtelen üdőbb növénytársulásokban is rendszeresen előfordulnak. A szukcesszió szempontjából nézve a homogén, magas nádasokból (*Phragmites australis*) hiányzik. A sásos társulásokon át egészen a mintegy 30%-os záródottságú üde és nedves cserjésekig ismertek fészkelőhelyválasztásai. A nádborítást megfigyelések szerint mintegy 70%-ig elviselheti, ha foltokban sűrű, sásfajok által dominált 50–100 cm magas aljnövényzet még rendelkezésre áll. Kiterjedtebb mesterséges medencékben, például felhagyott halastómederben vagy felhagyott tőzegkitermelő medencékben kialakult üde növényzetében is ismertek fészkelései. Néha zavartabb helyeken, például emberi települések közvetlen közelében vagy kis forgalmú műút mellett – attól 30 m-re – is költethet. Intenzív mezőgazdasági területek által dominált tájban a beékelődő, fentiekhez hasonló adottságú természetközeli élőhelyfoltokban is fészkelhet (ökológiai folyósok jelentősége). A Marcal-medence területén a 2009–2020 között vizsgált 88 költés esetében a leggyakrabban választott élőhelyek magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) uralta magassásosok és mocsárrétek voltak (KOVÁCS *et al.* 2019).

Az említett helyeken jellemzően az alulkezelt, akár évekig kezeletlen, esetleg már cserjésedő területrészekben találjuk, ahova több éven át is visszatérhet (WIĄCEK 2009, VÁLI 2017, LÓRÁNT – TURNY 2018). A fészkelésre kiválasztott élőhelyfoltok mérete Magyarországon 0,25–70 ha közötti tartományban ismert.

Ahol az említett élőhelyeken a beerdősülés folyamata kezelés nélkül évtizedekig is eltarthat, állománya is stabilabb. Ennek oka az is, hogy az ilyen helyeken a mezőgazdasági munkák kártétele minimális. A predátorok száma és néha a nagyobb távolság a táplálkozóterületektől azonban kedvezőtlen lehet. Ócsa közelében 1933-tól ismert jelenléte (STUDINKA 1942), a Marcal-medencében 2005–2022, a Felső-Kiskunságban több élőhelyfoltban 2014–2023 között ismert rendszeres költése évről évre ugyanazonokon a

területrészekben zajlott. Az ilyen, költésre éveken át használt élőhelyfoltok felkutatása, tulajdonságaik vizsgálata és megőrzésük fontos feladat országos szinten.

Teljes elterjedési területén az üde élőhelyek mellett számos szárazabb természetes élőhelyen is költ. Például Spanyolországban, Olaszországban, Svédországban, Kazahsztánban sűrű és alacsony őshonos cserjésekben (TERRAUBE *et al.* 2010). Hazai hasonló fészkelőhelyválasztása nem ismert. Az észak- és északkelet-európai országokban gyakran télisásosokban (*Cladium mariscus*) fészkel (VIACEK 2009, RODEBRAND 2015, VÁLI 2017), amelyekben Magyarországon is megtalálható.

2.4.1.2. Szántóföldi környezet fészkelőhelyei

Európa több részén az intenzív mezőgazdasági területek egyéves vagy évelő szántóföldi kultúráiban, illetve a parlagterületeken fészkel az 1990-es évektől kezdődően. Leginkább őszi vetésű gabonafélékben és lucernában. E környezet előnye, hogy a szőrmés predátorok jelenléte általában alacsonyabb, ugyanakkor a növényzet néha nem rejti jól a fészket, viharok esetén pedig a homogén növényzet beboríthatja azt. Szántóföldi kultúrákban általában ritkábban költenek azonos helyszínen a párok, mivel a táblák tulajdonságai évről évre változhatnak vetésváltás esetén. Amennyiben a választott kultúra állandóan jelen van a sikeres költőhely közelében, a párok szintén előnyben részesítik a korábbi helyszíneket (Fáter I. szóbeli közlése). Magyarországon stabil állománya az 1990–2010 közötti időszak óta az intenzív szántóterületek által dominált térségekben jelenleg nem ismert.

Fontos kihangsúlyozni, hogy a fészkelésre alkalmas szántóföldi kultúrák betakarítása döntően megelőzi a fiókák kirepülésének időpontját (ARROYO *et al.* 2007, KOKS *et al.* 2007). A gyakorlati védelmi beavatkozások nélkül a fészkaljak átlag 60%-a pusztulna el (ARROYO *et al.* 2002, MILLON *et al.* 2002). Emiatt az intenzív agrárterületeken megnövekedett nyugat- és észak-európai állományok 70–90%-a a közvetlen védelmi beavatkozásoktól erősen függenek. Egy ökológiai csapdahelyzetet kénytelenek orvosolni, egyben állandósítva annak fennmaradását is (CARDADOR *et al.* 2015) (lásd vizsgálatok fejezet). Franciaországban védelmi beavatkozások hiányában 20 év alatt tűnne el egy vizsgált populáció (THIOLLAY *et al.* 2004). Mindezek miatt alternatív védelmi megoldások felkutatására is igény mutatkozik (SUTHERLAND–WOODROOF 2009, CARDADOR *et al.* 2015).



4 ábra: A barna rétihéjával ellentétben a hamvas rétihéja fészekanyagában szinte sosem található fásszárú gally vagy nádszár (fotó: Turny Zoltán)

2.4.1.3. A fészkelés tényének megállapítása a hamvas rétihéjék viselkedése alapján

A hamvas rétihéja a fészkelési időszakban általában rejtett életmódot folytat. A fészkekre természetes körülmények között nem lehet rálátni, ellenőrizni. Megközelítése pedig kizárólag védelmi beavatkozáskor indokolt, ugyanis a nyomunkban letaposott növényzetet át rendszeresen hatolnak be szörmés ragadozók.

Főleg a szoliter párok esetében sokszor egy-két órán keresztül semmilyen látható esemény nem történik, ezért nehéz meghatározni a költés stádiumát és így az adott élőhelyfeltétel kezelésével kapcsolatos lehetőségeket, tennivalókat. Az ilyenkor jellemző viselkedése miatt kulcsfontosságú a kezelők számára. Alább röviden összefoglaljuk a legjellemzőbbeket. Részletesebben az Útmutató a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) terepi felméréséhez című kiadványban olvashatóak (TURNY–KOVÁCS 2020).

- A hamvas rétihéja a tavaszi nászrepüléskor figyelhető meg legkönnyebben, ami koloniális költőhelyen kifejezetten látványos lehet. A hímek – a barna rétihéjához (*C. aeruginosus*) hasonlóan – nagy magasságokba emelkednek, és onnan szinte véletlenszerű, csapongó zuhanással, néha hangadás kíséretében érkeznek földközébe.
- Zsákmánnyal nemcsak fészkekhez ereszkednek le talajközébe, hanem ún. tépőhelyeik is ott találhatóak.

- A kotlás idején a zsákmányhordás néha három–öt órán át is szünetelhet, ezért a pár tagjai nem láthatóak a fészeknél. A fészkelés alatt sokáig csak a zsákmány levegőben történő átdobása az egyetlen látványos viselkedésforma.
- Jellemző tapasztalat, hogy általában egy párt észlelnek a megfigyelők, de több is van egy területen. A hímek sokszor eltérő időben etetnek, így egyszerre csak ritkán láthatóak egy helyen.

Néha megfigyelhető, hogy a fészek közelében a földön mozgó állatokat rárepüléssel, a madarakat pedig levegőben támadva próbálják elriasztani.

2.4.1.4. Táplálkozóterületek

A vadászat szempontjából – ellentétben a fészek helyével – az alacsonyabb növényzet az előnyös számára, a talajközeli mozgó zsákmányfajok jobb elérhetősége miatt (KOKS *et al.* 2007). Ez vagy a növényzet természetes állapotának köszönhetően tartamosan (pl. nyílt homokpusztagyeppek, ürmös szikes puszták) vagy a hasznosítás folyamatában időszakosan valósul meg (szántóföldi kultúrák, hasznosított gyeppek). A hasznosítások és a kapcsolódó mezőgazdasági technológiák befolyásolják a prédafajok egyedsűrűségét és elérhetőségét is. A természetes vagy természetközeli gyeppek a fajgazdagságuk, stabilabb állapotuk miatt lehetnek előnyösek, míg az intenzív szántók az időszakosan és néha nagyobb számban elérhető prédafajok (mezei pocok, *Microtus arvalis*) miatt (KOKS *et al.* 2007). Ezeken az élőhelyeken a kis parcellaméretűek kedvezőek, mert azok mozaikossága miatt a betakarítások időben jobban eloszlanak. További előnyt jelentenek a parlagok, alulkezelt határmezsgyék, kisebb vizes élőhelyek, amelyek élőhelyet biztosítanak számos énekesmadár (Passeriformes) fajnak is az intenzíven művelt környezetben (TRIERWEILER 2010). A hamvas rétihéjék a természetes gyeppek közül a legtöbb száraz és üde, nyílt és zárt gyeptípuson egyaránt megfigyelhetőek. A Madáratlasz Program (továbbiakban MAP) modelljei alapján a szikes és szikesedésre hajlamos gyeppek, domb- és hegyvidéki zárt gyeppek és a kötött talajon előforduló zárt gyeppek, valamint az agrárterületek, szántók esetében mutattak ki nagyobb előfordulási valószínűséget, a hazai és az átvonuló egyedeket együtt vizsgálva (SZÉP *et al.* 2021). A nem költő egyedek nyár közepétől bárhol előfordulhatnak. Gyakran kaszálatlan természetközeli gyeppeken találkozni velük, ahol főként egyenesszárnyúakra (Orthoptera) vadásznak. Kora tavasszal jellemzően alacsony szárazgyepeken tücskökre (Gryllidae) vadásznak.

2.4.1.5. Hazai nyomkövetős példányok élőhelyhasználatának előzetes ismertetése

A táplálkozóterület kiterjedése táplálékhiány esetén csökkenhet, ezért mérete évenként eltérő lehet. A hímek közel kétszer akkora területet járnak be, mint a többnyire a fiókák közelében vadászó tojók. Egy Kiskunságban jelölt hím legnagyobb elmozdulása a fészektől 24,7 km-volt. Költési időszakban a mozgáskörzete 2021-ben 283 km², 2022-ben 248 km² volt (90% Kernel D.). A hímek által használt terület átlagos nagysága (90–95% Kernel D.) Franciaországban 14,2 km² (SALAMOLARD 1997), Hollandiában 35 km² (TRIERWEILER 2010), Spanyolországban pedig átlagosan 104 km² volt (GUIXÉ AND ARROYO 2011). A területhasználat a korábban említett jelölt hazai egyednél a 2021–2022 közötti költési időben (90% denzitás)

lényegében nem tért el egymástól. 55%-ban füves és vizes élőhelyeket, 37%-ban szántóterületeket, 6%-ban fűszárú társulásokat és ültetvényeket használt (a 0,5%-os használatot el nem érő élőhelytípusok nélkül).

A szaporodási időszak után használt területekről eddig kevés ismeret gyűlt össze. Ezek ugyanakkor a hazai és az átvonuló egyedek túlélése szempontjából is fontosak. Hazai nyomkövetős egyedek kóborlása során csoportos éjszakázóhelyeik is előkerültek.

2.4.1.6. Választott élőhelytípusok

Számos növénytársulásban megtalálhatjuk fűszkét, kiváltképpen a terület több éves kezeletlensége esetén. Az alábbi lista tehát nem kizárólagos. Az ÁNÉR 2011 (BÖLÖNI *et al.* 2011) szerinti élőhelytípusokat, amelyeket kezelési terveknél a hamvas rétihéja költőhelyvédelme szempontjából figyelembe kell venni, az alábbiakban soroljuk fel. A legjellemzőbbeket **kiemeltük** vagy megjegyzéssel egészítettük ki. Fűszkelőhelyeik sokszor több élőhelytípus átmeneti zónáiban, vagy igen kis kiterjedésű, egymással mozaikoló foltokban helyezkednek el, amelyeket a kezelések tervezésekor már nem értelmeznek különálló kezelési egységként. Emiatt azokat is felsoroltuk, amelyek nagyobb kiterjedésük miatt kezelési szempontból fontosabb egységeket képeznek, de bennük fűszkelés egyelőre nem ismert. Például kékperjés lápréteken belül kisebb magassásosokban, magaskórósokban fűszkel.

A fejezet pontosításához fontos feladat az eddig megismert és a még nem vizsgált állományok élőhelyválasztásainak feltérképezése is.

Nádasok és mocsarak

B1a – Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások: Ebben az esetben a szikespusztákon található, de nem erősen szikes talajú tavikákás, zsiókások (*Schoenoplectetum lacustris*) magassásos állományait kell érteni.

B1b – Úszólápok, tőzeges nádasok, **télisásosok** – Ebben az esetben az 5. alegysége: télisásos nádasok értendők (*Cladietum mariscii*). **11: nádasodott zombékosok**

B2 – Harmatkásás, békabuzogányos, pántlikafüves mocsári-vízparti növényzet

B4 – **Lápi zombékosok, zombék-semlyék komplexek** Főleg a 2. láprétszerű zombékosok és 6. cserjésedő változatai

B5 – **Nem zombékoló magassásrétek**

B6 – Zsiókás, kötő kákás és nádas szikes vizű mocsarak nem jellemzőek, de a kiédesedő vagy kevésbé szikes, hosszabb vízborítású, sásfajokkal és kétszikűekben gazdagabb változatában lehet, de ezekben is a magassásos foltokban.

Nedves gyeppek és magaskórósok

D1 – meszes láprétek, rétlápok

D2 – Kékperjés rétek

D34 – **Mocsárrétek**

D5 – **Mocsári és lápi magaskórósok**

Domb- és hegyvidéki üde gyepek

E1 – Franciaperjés rétek

Szikesek

F2 – Szikes rétek

Cserjések és szegélyek

J1a – Fűzlápok (ez esetben a B4, B5, D34 táji környezete miatt érintett)

P2a – Üde és nedves cserjések (ez esetben a B4, B5, D34 táji környezete miatt érintett)

Egyéb fátlan élőhelyek

OA – Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek

OB – Jellegtelen üde gyepek

OD – Lágyszárú özönfajok állományai (mocsárréteken, időszakos vízhatás alatt álló területeken az évelő aranyvessző fajok állományában gyakran költ).

Agrár élőhelyek

T1 – Egyéves, intenzív szántóföldi kultúrák (jellemzően őszi vetésű egyéves nagyüzemi kalászosok: T1a, és egyéb egyéves intenzív szántóföldi kultúrák: T1c például borsó, elvétve repce)

T2 – Évelő, intenzív szántóföldi kultúrák (lucerna, pillangós keverékek, fűves lucerna, perje keverékek)

T6 – Extenzív szántók (jellemzően őszi vetésű egyéves kalászosok: T6a, és egyéb egyéves szántóföldi kultúrák: T6c)

T10 – Fialat parlag és ugar

T12 – Évelő energianövények ültetvényei. Egyelőre nem ismert, lágyszárúak esetén valószínűsíthető.

Egyéb élőhelyek

U7 – Homok-, agyag-, tőzeg- és kavicsbányák, digó- és kubikgödrök, mesterséges löszfalak. Csak a tőzegtánya és a kubikgödrök érintettek, de azok már regenerálódó állapotában, amelyek pedig már az OA, OB, AD-ba tartoznak. A kezelési tervekben azonban szerepelhetnek U7 megnevezéssel.

A választott élőhelytípusok közösségi besorolása (Natura 2000-élőhelytípusok) a következő (BÖLÖNI *et al.* 2011):

- ezek az Élőhelyvédelmi Irányelv mellékleteiben szereplő élőhelytípusok.
- *-gal jelöltek: A közösségi szempontból kiemelt jelentőségű élőhelytípusok (vastaggal a fontosabbak)

1530* Pannon szikesek (jellemző táplálkozóhely költési időben és fészkelőhely is a sásos típusokban, lásd ÁNÉR felsorolás)

- 5130** Borókásodó szárazgyepek (tavaszi vonulása alatt táplálkozóterületként)
- 6210** Szálkaperjés-rozsnokos xero-mezofil gyepek (tavaszi vonulása alatt táplálkozóterületként)
- 6240*** Pannon lejtősztyepppek és sziklafüves lejtők (tavaszi vonulása alatt táplálkozóterületként)
- 6250*** Síksági pannon löszsztyepppek (táplálkozóhely)
- 6260*** **Pannon homoki gyepek** (jellemző táplálkozóhely költési időben)
- 6410** **Kékperjés láprétek** (jellemző táplálkozóhely költési időben és fészkelőhely is a sásos típusokban, lásd ÁNÉR felsorolás)
- 6440** **Ártéri mocsárrétek** (jellemző táplálkozóhely költési időben és fészkelőhely is a sásos típusokban, lásd ÁNÉR felsorolás)
- 6510** Sík- és dombvidéki kaszálórétek (tavaszi vonulása alatt táplálkozóterületként)
- 7210*** **Télisásosok** (jellemző fészkelőhely nyílt füves élőhelyek táji környezetében)
- 7230** Mészkedvelő (meszes talajú) üde láp- és sásrétek (táplálkozóhely és fészkelőhely is lehet)
- 91N0*** Pannon homoki borókás-nyárasok (jellemző táplálkozóhely)

2.4.1.7. Fajon belüli és fajok közötti kapcsolatok

Fészkelőhelyén gyakran laza csoportokat alkot, amely számos előnnyel jár, például a predátorok elleni védekezést is segíti. Egy-egy csoportos költőhely védelmével kisebb ráfordítással nagyobb eredmény érhető el, ezért védelmi szempontból ezek kiemelt figyelmet érdemelnek. Nemzetközi gyakorlat szerint szemikolonialis fészkelésnek tekinthető, ha a fészkek között mért távolság 1 km-nél kisebb. Magyarországon általában kettő–öt páros csoportosulások jellemzőek, amelyekben a fészkek 50–300 m távolságra találhatók egymástól. STUDINKA (1942) a Hanságban 20-25 párt említ egy 350 ha-os területen 1933-ban. A Hevesi-síkon és a Borsodi-Mezőségben 1995–2002 között ellenőrzött 48 fészkelés 52%-a (FATÉR *et al.* 2004), a Kiskunságban 2019–2020 között vizsgált 45 fészkelés 62%-a volt csoportos (TURNY Z.). Legnagyobb, 45 párból álló kolóniája Spanyolországból ismert (BERGER-GEIGER *et al.* 2019).

A hamvas rétihéják nem csak a költőhelyeken csoportosulnak. Kóborlás idején szikes pusztáinkon gyakran gyűlik össze 15-30 példány egy-egy táplálkozóterületen (BALOGH G.–TAR I. szóbeli közlése, KONYHÁS–KOVÁCS 2005). Ezek legtöbbször közösen is éjszakáznak a fészkelőhelyekkel megegyező vagy hasonló élőhelyfoltokban. Ilyenkor gyakran társul barna rétihéjához. Dévaványa térségében legnagyobb egyedszámuk vegyesen 30–50 példány volt (SZÉLL A. – PUSKÁS L. szóbeli közlése). 2023-ban a Hevesi-síkon 24 példány (BORBÁTH P. és FATÉR I. szóbeli közlése), a Borsodi-Mezőségben 84 példány (SERES N. szóbeli közlése) hamvas rétihéja éjszakázott egy-egy magassásosban. Rendszeresen előfordul az is, hogy korábbi költőhelyeken, vagy másik pár fészkenél éjszakáznak. A fakó-, kékes- és barna rétihéják a hamvas rétihéja fészkelőhelyeit ősszel és télen is rendszeresen használják (TURNY Z. szóbeli közlése). Az éjszakázó és fészkelőhelyek védelmével ezért a többi rétihéjafaj, valamint az ott élő egyéb, a kímélő kezelést és a többletvízhatást kedvelő védett állat- és növényfajok védelme is megvalósulhat, ezért ezeken az élőhelyeken ernyőfajként is tekinthetünk a hamvas rétihéjára.

A barna rétihéja konkurens fajnak tekinthető a közös táplálékbázis (kisemlősök, hullók) és a fészkelőhelyek tekintetében, de ennek mértéke nem ismert. Több költőhelyen, például a Kis-Sárréten, a Felső-Kiskunságban 100 m-en belül sokszor sikeresen költ a két faj. A hamvas rétihéjék fészkek védelme érdekében ilyenkor gyakran kergetik a barna rétihéjákat (TÓTH I. P. szóbeli közlése). Bár fészkelésre kisebb arányban választja a hamvas rétihéjék által kedvelt alacsonyabb vegetációt, a csoportos költőhelyen az elérhető fészkelőhelyek számát befolyásolhatja korábbi tavaszi érkezése miatt. Jelenléte következtében a hamvas rétihéjék kiszorulhatnak az élőhelyek szegélyzónáiba, ahol a predáció veszélye is nagyobb. A barna rétihéja fészkepredátorként is viselkedhet (lásd lejjebb), amely veszélyezteti a hamvas rétihéja költését. A két faj közötti kölcsönhatások vizsgálata emiatt szükséges lehet.

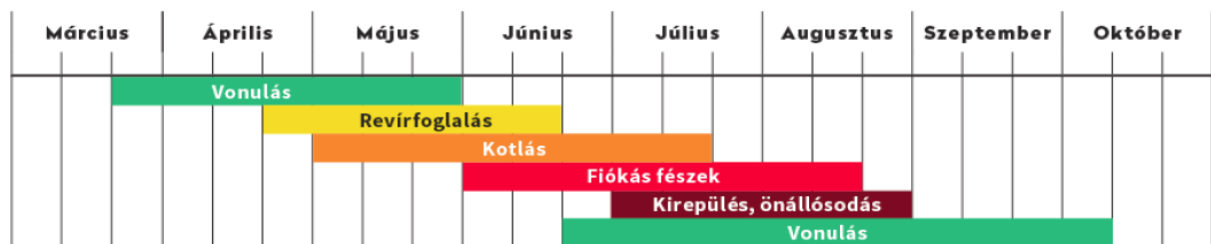
2.4.1.8. Szaporodás, fejlődésmenet

A hamvas rétihéja fészkelése több, mint két hónapot vesz igénybe. Ez alatt a tojás és a tojások, majd a fiókák folyamatosan veszélynek vannak kitéve az időjárás, a predáció és a mezőgazdasági munkálatok miatt. Védelmi szempontból ez az igen sérülékeny időszak tehát viszonylag hosszú.

A szaporodási időszak április végétől augusztus végéig tart, főbb időszakai:

- Kotlás: április vége–július közepe
- Fiókák kelése: június eleje–július vége
- Kirepülés: július eleje–augusztus vége

Évente egyszer költ, de a tojásos fészkek alj korai megsemmisülése esetén a párok egy része sarjúköltésbe kezd, kivételes esetben akár egymás után háromszor is (BRIGITTE BEIGER-GEIGER szóbeli közlése 2023). A tojásrakás április utolsó hetétől egészen június 20-ig, a kotlás pedig július 20-ig is elhúzódhat. Egy esetben augusztus közepén is megfigyeltek kotlást (HENCZ P. szóbeli közlése 2023). A fiókák legkorábban június elején, a legkésőbbiek pedig július végén kelnek ki. A kirepülések jellemzően július elejétől augusztus 20-ig tartanak. A faj teljes éves előfordulásának életszakaszait az 5. ábrán mutatjuk be (TURNY – KOVÁCS 2020). Ezekből látható, hogy csak a július elejétől vagy augusztus végétől kezdődő betakarítású, kezelésű vagy sarjúköltés esetén a június közepétől már nem kezelt, de megfelelő struktúrájú növényzet választásakor lehet esély a beavatkozás nélküli sikeres költésre. Vagy sokkal inkább olyan növényzetben, amit éveken keresztül egyáltalán nem hasznosítanak, vagy csak a fészkelési idő után kap kémélő kezelést.



5. ábra. A hamvas rétihéja magyarországi előfordulásának jellemző életszakaszai (TURNY – KOVÁCS 2020)

A fészekaljok átlagosan 2–5 tojásból állnak (ARROYO *et al.* 2004). A hazai átlag 3,7 tojás/fészekalj. A tojások egyszínűek, enyhén világoskék árnyalatú fehérek. Méreteik átlagosan: 41,96×33,53 mm (HARASZTHY 2019).

A tojó egy–három naponta rakja le a tojásokat, és rendszerint az első után meg is kezdi a kotlást (STUDINKA 1942). Emiatt a fiókák eltérő korúak. A legkisebbek kedvezőtlen táplálékellátottságú év esetén gyakran éhen pusztulnak. A kotlási idő egy tojásra számítva átlagosan 28–29 nap, de az eltérő időben lerakott tojások miatt a teljes fészekalj tekintetében 27–40 nap között változhat (ARROYO *et al.* 2004). A fiókák már kirepülés előtt eltávolodhatnak a fészektől néhány méterre, vagy ha a fészket tűző nap éri, akkor a fészek körüli magas növényzetben „alagutakat” taposnak, amelyekbe visszahúzódva árnyékban tölthetik a legmelegebb órákat (FATÉR I., HARASZTHY L. megfigyelései). A fiókák kirepülése átlagosan 31–33 napos korukban történik (ARROYO *et al.* 2004). A kirepülés után 20–24 nappal a fiókák rendszerint már önállóan táplálkoznak.

2.4.1.9. Költési siker

A körbekerítéssel védett költések sikeressége a direkt védelem, a predátorok kizárása miatt is jobb, mint a természetes növényzetben költőké, ahol legtöbbször csak a betakarítást kísélik, vagy semmilyen intézkedés nem történik. Alábbiakban élőhely és védelmi beavatkozás típusok alapján elkülönítve ismertetünk néhány hazai költőterületre vonatkozó adatot (4. táblázat). Látható, hogy a természetes élőhelyeken a sikertelen költések nagyobb arányban fordulnak elő. Nemzetközi kitekintésben a nagyrészt védelem nélkül, természetes növényzetben költő állományok sikeres fészkeléseinek aránya: Lengyelország 80% (KITOWSKI 2008), Kazahsztán 65% (TERRAUBE *et al.* 2010), Spanyolország 84% (LIMIÑANA 2006).

Hazai szinten még nem ismerjük teljesen azt, hogy a párok milyen arányban kezdenek sarjúköltésbe és hogy a sikertelen költések milyen arányban vezethetők vissza predációra és egyéb okokra. Ennek vizsgálata fontos feladat.

Terület (forrás)	időszak (ellenőrzött fészkelések száma)	Élőhely tí- pusa	Védelmi intéz- kedés típusa	Költési siker (%)	Kirepült fi- óka-átlag- szám összes ellenőrzött párra ve- títve	Kirepült fi- óka-átlag- szám sike- res párokra vetítve
Hevesi-sík és Bor- sodi-Mezőség (FATÉR <i>et al.</i> 2004).	1995-2002; (33)	Szántóföldi kultúrák	Körbekerítés, korlátozás	67	2,15	3,22
Hevesi-sík és Bor- sodi-Mezőség (FATÉR <i>et al.</i> 2004).	1995-2002; (14)	Természetes	Idő- vagy térbeli korlátozás	36	0,78	2,20
Marcál-medence (KOVÁCS <i>et al.</i> 2019)	2007-2018; (49)	Természetes	Idő- vagy térbeli korlátozás;	55		

		Nincs beavatkozás				
		Természetes (96%) és szántóföldi kultúrák (4%)	Idő- vagy térbeli korlátozás; Nincs beavatkozás; Körbekerítés			
Magyarország (Turny–Fellner szóbeli közlése)	2020-2022; (75)			47	0,94	2,02

4. táblázat. Költési siker alakulása hazai vizsgált területeken

2.4.1.10. Mortalitás

A telelőterületen tapasztalható, kedvezőtlenebbé váló körülmények hatására (pl. a klíma és a tájhasználat változása) sok madár pusztul el februárban, illetve közvetlenül a vonulás megkezdése előtt (LIMIÑANA *et al.* 2011). Mindezek mellett mégis a vonulás során a legmagasabb az elhullási arány (lásd veszélyeztető tényezők).

2.4.2. Táplálkozás

Európában opportunistá-generalistaként jellemzik, táplálék-összetétele időszakonként és területenként változó lehet (ARROYO–GARCÍA 2006). Főként kisemlősökkel (Mammalia) táplálkozik, de több szárazföldi madárfaj (Aves) felnőtt és fiatal egyedeit, tojásait is zsákmányolja (FERGUSON–LEES–CHRISTIE 2001). Mezei pocok (*Microtus arvalis*) fogyasztása kiemelkedő az észak-európai országokban, amit az intenzív szántóföldi környezet biztosít számára. Pocokgradációs években a hamvasrétiheja-párok korábban kezdenek költeni és átlagosan több tojást is raknak (KOKS *et al.* 2007). Elterjedési területének keleti részén nagy arányban (52,4%) fogyaszt gyíkokat (Lacertidae) (TERRAUBE *et al.* 2010), telelőterületein pedig egyenesszárnyúakat (Orthoptera) (ARROYO *et al.* 2004). 2009–2019 között Magyarország több területén megfigyelt és gyűjtött adatok alapján a rágcsálók domináltak táplálékában. Madarak (Aves) 21%, rovarok (Insecta) 6%, emlősök (Mammalia) 57% (főleg pocok fajok), hüllők (Rodentia) 16% (gyíkfajok). A fészkelés alatt a rágcsálók, énekesmadarak, valamint gyíkok a jellemző táplálékok. A rovarok (döntően egyenesszárnyúak) fogyasztása a költési időn kívül, a vonulás alatt, valamint a fiókák közelében mozgó tojók esetében jellemző (TURNY *et al.* 2022).

2.4.3. Vonulás

Hosszú távú, szub-szaharai vonuló. Európai áttelelése igen ritka, leginkább az óceáni éghajlatú területeken fordult elő. Magyarországon március végén, április elején jelennek meg a költőhelyeken a hímek. Legnagyobb számban május elején látható, amikor a költő és az átvonuló példányok egyszerre vannak jelen. Őszi vonulásuk már augusztus elején megkezdődik, de kisebb számban szeptember végéig megfigyelhetők. Meghiúsult költés esetén, ha június közepéig nem kezdenek pótköltésbe, a területet hamar elhagyják, és akár északi irányban is kóborlásba kezdenek. Ilyenkor és vonulás közben rendszeresen megállnak hosszabb időre egy-egy kedvező táplálkozóterületen (TRIERWEILER *et al.* 2014). Ilyen megállóhelyek Magyarországon is ismertek. A külföldi egyedi jelölésű lengyel, cseh és szlovák

példányok nyár közepétől az Alföld déli részén, Békés és Csongrád-Csanád vármegyékben tartózkodtak, ahol pusztai környezetben csoportos éjszakázásuk is ismert (TURNY *et al.* 2022). A Földközi-tengert gyakran az Appennini-félszigeten keresztül repülik át.

A tavaszi megállóhelyeik észak-afrikai súlypontúak (Algéria, Tunézia, Líbia) és a nagyobb energiaigényű tengeri átkelés szempontjából kulcsfontosságú az akkor ott rendelkezésre álló táplálék mennyisége.

Három fő vonulási útvonal jellemző az Európában fészkelőkre: az Ibériai-, Appennini- és a Balkán-félszigeteken átvezető. A kelet-európai állományok enyhe hurokvonulása jellemző (TRIERWEILER *et al.* 2014). A hazai költőpopuláció vonulásáról egyelőre kevés adatunk van. Az őszi vonulási útvonalat a szakirodalom az Égei-tenger térségére teszi, a tavaszi útvonal inkább Tunézia és az Appennini-félsziget felé tolódik (TRIERWEILER *et al.* 2014, MICHALSONS–HARASZTHY 1985, FATÉR–HARASZTHY 2009). Hazánkon átvonulók közül a tőlünk északabbra költő cseh, szlovák és lengyel populációk egyedeiről vannak biztos adataink (TURNY *et al.* 2022). Tavasszal a megfigyelések szerint nagyságrendekkel több madár halad át Magyarország területén, mint ősszel (TURNY *et al.* 2022).

A Nyugat-Európában jelölt madarak döntően Mauritánia, Mali és Szenegál térségében állnak meg véglegesen. Itt egyaránt használnak természetközeli és mezőgazdasági hasznosítású területeket. Tél végén dél felé tolódik el mozgáskörzetük, ami közvetve a növényzet északról induló fokozatos kiszáradásával, illetve az ahhoz kapcsolódó csökkenő táplálékinálattal magyarázható (SCHLAICH *et al.* 2016, TRIERWEILER *et al.* 2013). Jeladóval ellátott lengyel és cseh madarak adatai alapján a közép-európai populáció többsége feltételezhetően Mali–Niger–Csád déli és Burkina Faso–Benin–Nigéria északi részein telel (TRIERWEILER 2010, D. KRUPINSKY, K. POPRACH szóbeli közlése). Magyarországi példányok Mali és Niger déli részén, valamint Ghána és Nigéria északi részén teleltek (TURNY Z. szóbeli közlése).

2.4.3.1. Diszperzió

1951-től 2022-ig 265 Magyarországon gyűrűzött példányból 29 került meg belföldön. Ebből 2,64% 0-5 km-en belül, míg 1,51% 5 km-en kívül került meg. Külföldön nem került meg hamvas rétihéja ebben az időszakban (WWW.MME.HU 2023). A jövőben a költőpárok színes és fémgyűrűvel történő jelöléseinek visszaellenőrzésére figyelmet kell fordítani. Az immatur, nem költő egyedek jelölése a természetes növényzetben fészkelő párok zavarásának elkerülése miatti kevés fiókagyűrűzést kompenzálhatja. A hazai állomány területhűségét vagy más célú vizsgálatát a közeljövőben a hagyományos jelölés-visszafogáson túl újszerűbb, például genetikai módszerek alkalmazásával is érdemes megfontolni (JANOWSKI *et al.* 2018).

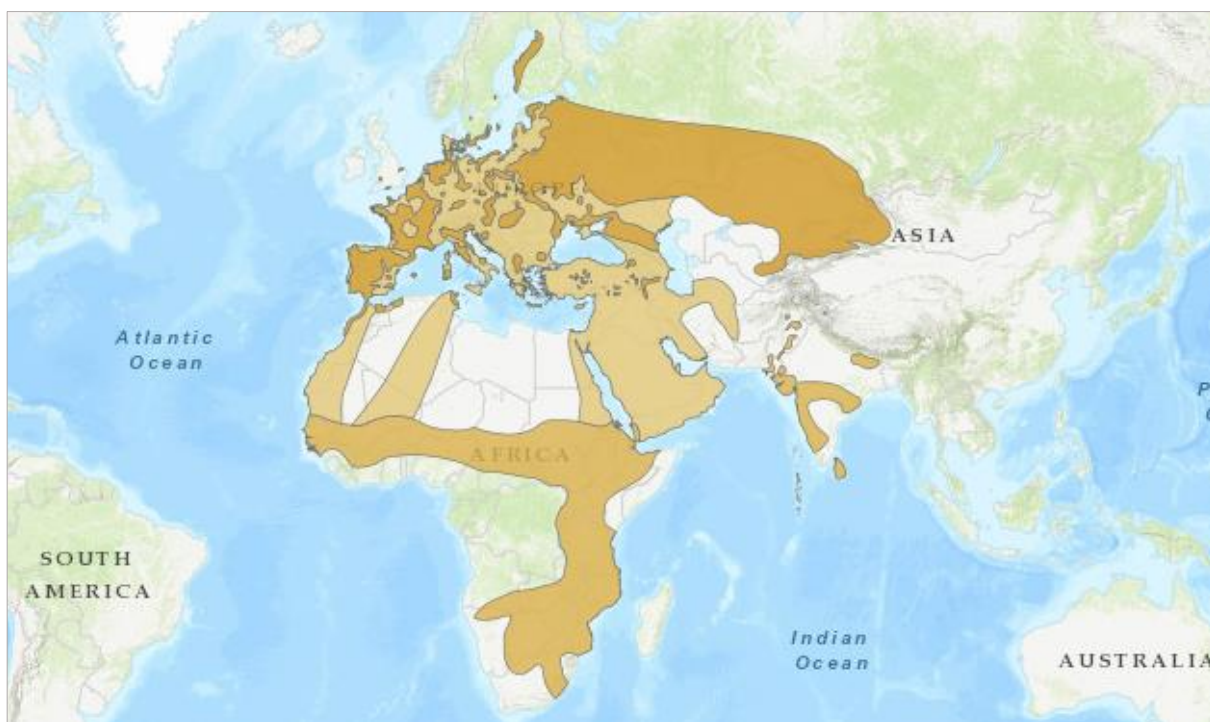
A faj kelés utáni diszperzióját 200–400 km között mérték (ARROYO *et al.* 2004, GALUSHIN 1974). Külföldön egyes populációkat területhűnek (PANDOLFI–TANFERNA 2009), míg főleg a szántóföldi állományokat nagy diszperziós képességűnek találták (LIMINANA *et al.* 2014). A németországi állomány genetikai vizsgálata során az öreg egyedek területhűségét magasnak találták (a tojók 75%, a hímek 100%-a fészkel 5 km-en belül korábbi költőhelyéhez képest) a kelés utáni szétszóródás azonban magasabb volt (a fiatal tojók 29,4%-a, a fiatal hímek 41,2%-a kezdett költésbe 10 km-nél kisebb távolságra kirepülésének helyétől), de ez a kor előrehaladtával csökkenést mutatott (JANOWSKI *et al.* 2018).

2.5. Elterjedés

A világgállomány elterjedése

Az európai-turkesztáni faunatípusba tartozó, monotipikus faj. Széles elterjedésű, költőterületei a Palearktiszban találhatóak. Nyugaton a Pireneusi-félszigettől és a Brit-szigetektől indulva (nyugati hosszúság 10°) Európán át Közép-Ázsiáig költ, Északnyugat-Mongóliában (keleti hosszúság 95°) éri el elterjedésének keleti határát. Északon Svédország és Finnország déli boreális zónahatárától (északi szélesség 61°) Északnyugat-Afrikáig, valamint Ázsiában Kis-Ázsiáig, illetve Kazahsztán déli, sivatagi zónájáig (északi szélesség 30°) fordul elő. Teelőterületei az afrotropikus és az indomaláj ökozónában találhatóak (ORTA *et al.* 2020). A legtöbb területen, kiváltképp Európa nagy részén szigetszerű előfordulású.

A teelő nyugat-európai állomány a Szaharától délre húzódó Száhel-övezet nyugati részére koncentrálódik. A közép- és kelet-európai állomány eddigi ismeretek szerint a Száhel-övezet középső részén teel. Az ázsiai populáció teelőterülete Kelet- és Dél-Afrikától a Hindusztáni-félsziget alacsonyabban fekvő területeiig terjed (ARROYO *et al.* 2004, FERGUSON-LEES-CHRISTIE 2001).



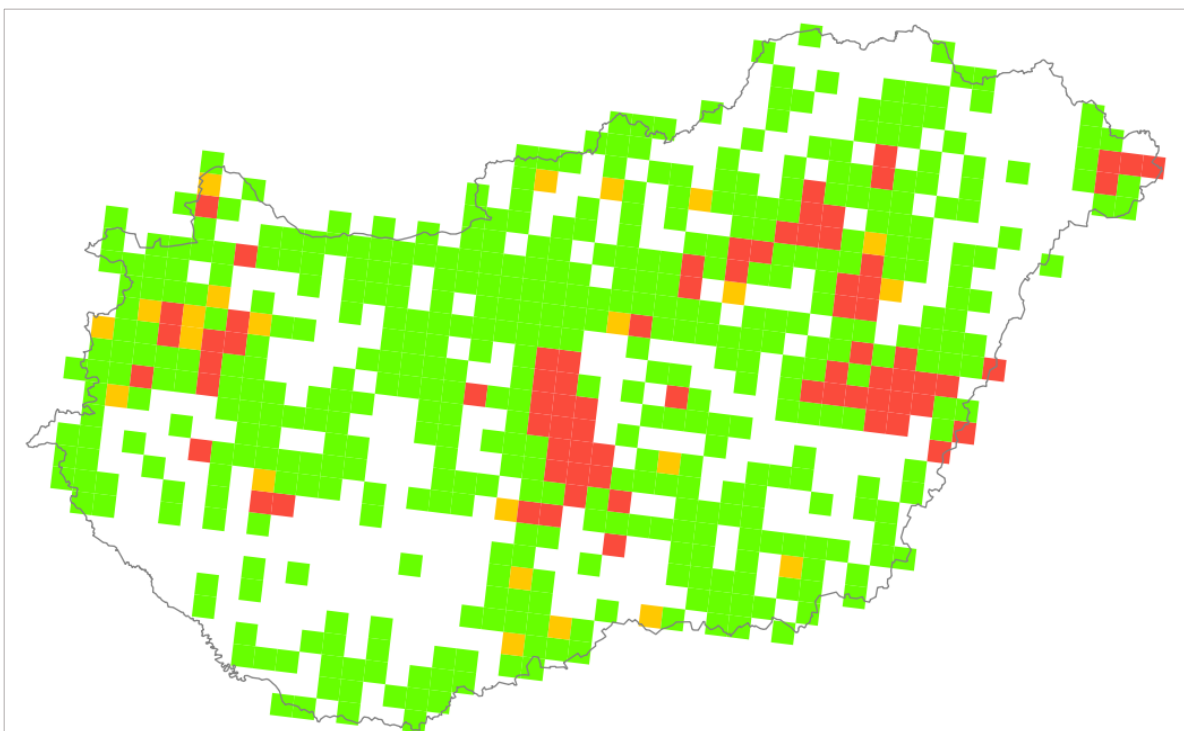
6. ábra. A hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) világgállományának elterjedése (barna: költési időszakban, világos barna: vonulás és kóborlás, közép barna: teelés.) (Forrás: BirdLife International and Handbook of the Birds of the World 2021. *Circus pygargus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2)

Magyarországi elterjedése

Hazánkban vonulási időben és a költési idő első részében (március vége–június eleje) az ország teljes területén előfordulhat. Költési időben a fészkelőhelyekre koncentrálódik, majd júliustól ismét nagyobb területen figyelhető meg. Nyár végi vonulása alkalmával a

Hortobágyon és a Körösök menti füves pusztákon akár 15-30-as egyedszámban is meg lehet figyelni.

Napjainkban két főbb elterjedési területe a Kisalföld és az Alföld területén található. A Kárpátok földrajzi határai miatt a környező nagyobb ukrán, lengyel populációktól kissé elkülönül. Dél felől a jelentősebb állományok szintén távolabb esnek, leginkább a nagyobb egyedsűrűségű csehországi populációval lehet közvetlenebb kapcsolatban a dunántúli állománya. Az elkülönülő alföldi elterjedési zóna helyzete így valamivel kedvezőtlenebb lehet. Korábban az Északi-középhegység medencéiben és a Komárom–Esztergomi-síkság területein is költött, de 2013 óta nem ismert biztos költése. A magasabb, tagoltabb és az erdősültebb tájakon hiányzik. Nyugatról kelet felé haladva középtájakat tekintve a populációit a Dunántúlon a Marcal-medencében, továbbá kisebb számban a Győri-medence és a Kemeneshát, majd a délről kapcsolódó Balaton-medence délnyugati, Külső- és Belső-Somogy északnyugati részeinek mélyebben fekvő területein találjuk. A Vértes–Velencei-hegyvidék és a Bakonyvidék sík területein és kiváltképpen a Mezőföld területén kis számban valószínűsíthetőek alkalmi költései. Az Alföldön jelenleg ismert legnagyobb állományai a Duna menti síkságon és a Duna–Tisza közti síkvidéken ismertek és a Berettyó–Körös-vidéken feltételezhetőek. Elszórtan további populációi az Észak-alföldi-hordalékkúpsíkságon, a Közép-Tisza-vidéken, a Felső-Tisza-vidék délkeleti részén találhatóak meg. A többi alföldi területen szórványosan és rendszertelenül költ, azonban csak elvétve ismert fészkelése az Alsó-Tisza-vidék, a Nyírség, a Hajdúság és a Felső-Tisza-vidék északi részéről.



7. ábra. A hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) magyarországi elterjedése ETRS 10×10 km-es hálóval ábrázolva. Piros: biztos fészkelések, sárga: biztos párbaállások (MME RMVSZ és a nemzetipark-igazgatóságok 2014–2021 közötti adatai alapján); Zöld: minden eddigi ismert előfordulás a MAP és a Birding.hu adatbázisa alapján (TURNY Z. 2024).

A faj hazai elterjedésének időbeli változásairól kevés információnk van. A vizsgált tojásgyűjtemények és gyűrűzési adatok alapján az 1800-as évektől fogva ismert fészkelések helyei lényegében nem tértek el a maitól, figyelembe véve az akkori felmértséget (HARASZTHY 2019, MME 2022). A folyamszabályozások, lápok lecsapolása miatt jelentős fészkelőterületeket veszthetett el a hamvas rétihéja (LAKATOS 1898). Az 1990-es évektől kezdődő állománynövekedéssel együtt az ország északi részén észlelhető volt újabb párok megtelepedése, de 2010-től kezdve ezekről a területekről mára visszaszorult (FATÉR I., CSONKA P. HARMOS K., ROTTENHOFFER I. szóbeli közlései, MAP adatbázis). Jelenleg többfajta adatgyűjtés is folyik az országban. Összehangolásuk és elemzésük fontos kiindulópontja lenne a változások megértésének és mérésének is. Fontos lehet azoknak a területeknek a vizsgálata is, ahol a faj költési időben jelen van, de fészkelések nem ismertek.

Az EBCC European Breeding Bird Atlas-a két különböző időszakot összehasonlító (1980 és 2013–2017) és a változásokat is jelző térképe szerint az Alföld északi területén csökkentek a megfigyelések, míg délkeleten, a Kárpát-medence pereme felé nőtt a megfigyelések száma. A nyugat-magyarországi elterjedés nem változott a két időszakban. A cseh populáció további növekedése a következő évtizedben pozitívan hathat a nyugat-magyarországi, kis-alföldi térség állományára (KELLER *et al.* 2020). Az adatokat befolyásolja a vonuló madarak száma is, így az esetleges eltérések a vonulási útvonalak, vagy az éghajlat változásait is jelezhetik.

A faj viszonylag gyors állománynövekedésére számos biztató példa utal. Spanyolországban, természetes élőhelyen (mediterrán cserjésekben) 1989–2003 között 3 párról 98-ra (LIMINANA 2006), Svédországban pedig 1940–2011 között néhány párról 45-60 párra emelkedett az állomány (RODEBRAND 2015). Intenzív szántóföldi élőhelyeken Németországban 1994–2015 között 2-ről 202-re nőtt (KRÜGER *et al.* 2017), Hollandiában 1989–2009 közötti időszakban alkalmi fészkelőből 38-ra (KOKS *et al.* 2007), Csehországban 1994–2013 közt pedig 20-40-ről 170-200 párra emelkedett (POPRACH *et al.* 2013). A német és holland esetben a mezei pockok állománynövekedése (valamint elérhetőségének elősegítése) is szerepet játszott az aktív védelmi beavatkozásokon túl. A hetvenes évekig ezen állományok nagyobb része a természetes élőhelyek eltűnése, felaprózódása miatt (Lengyelország, Csehország, Hollandia) váltott szántóföldekre.

2.6. Hazai állományok jellemzése

2.6.1. Állományváltozások összefüggései

Világállományának korábbi változásairól nincsenek átfogó információk. Európában az 1970-es évektől a 2000-es évek elejéig tartó állománynövekedése részben északi irányú terjeszkedésében is megmutatkozott. Jelenleg még nem áll rendelkezésre elég információ a nagyméretű állományváltozás okainak meghatározásához, de a telelőterületek, pihenőhelyek környezeti állapota befolyásoló tényező lehetett. Európában napjainkban más hosszú távú vonuló madárfajokhoz hasonlóan az ezredforduló óta – a jelentős mértékű védelmi intézkedések ellenére – csökkenés tapasztalható állományában (SANDERSON *et al.* 2006).

Hazai helyzet

Az állományok becslését nehezíti rejtettebb életmódja, valamint a rá jellemző szemikoloniális költések lehetősége és a tavaszi vonulók jelenléte. Nehezítő tényező az is, hogy évenként ingadozik az állomány, kiváltképp pocokgradációkkal összefüggésben (TURNY *et al.* 2016).

A faj fészkelésére vonatkozó első hazai ismeretek a 19. század második feléből származnak, amikor is a korábbi időszakhoz képest már ritkának tekintették a hamvas rétihéját. A folyószabályozások előtt fészkelőállományait a Hanságban, a Fertő környékén és a Kis-Balatonon, illetve a Tisza és a Körösök vidékén jelezték (LAKATOS 1878, 1898). Ezután rendszeres, de szórványos fészkelőként említik. 1990-től láthatóan jelentősen emelkedett állománya hazánkban is, ami elterjedési területének növekedésével is együtt járt, kiváltképpen az Alföldön (TÓTH 2004). Ebben az időszakban igen jellemzőek voltak a fészkelések a szántóföldi kultúrákban. A 2000-es évektől az adatgyűjtés már országos szinten zajlott és célzott felmérések történtek (FATÉR *et al.* 2004., FATÉR 2007). A 2005–2013 közötti időszakból kevés adat került feldolgozásra, több helyről ekkor tűnt el mint biztos fészkelő. 2013-tól kezdve ismét átfogó adatgyűjtés és a fajra irányuló felmérések kezdődtek, amelyek az egykori költőterületeket is érintették (TURNY *et al.* 2016).

A közölt hazai állományadatok alapvetően véleményezéseknek tekinthetők, kiváltképpen az 1990-es évekig. A 2000-es évektől az alapadatok már a természetvédelmi őrszolgálat és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület országos felmérésein alapultak. Innentől kezdve az ismert fészkelésbe kezdő párok mint minimumérték és a költési időben költőhelyeken vagy potenciális költőterületeken észlelt ivarérett hímek, vagy azok násztevékenysége mint középérték szerepeltek. A maximumérték meghatározásának módja azonban szerzőnként változott. A számolt értékekről elmondható, hogy azok az adatok nagyobb részét szolgáltató természetvédelmi őrszolgálat terepi jelenlétének függvényei és csak egy-egy elterjedési terület részleges felmérésére fordított kapacitását tükrözik. Tapasztalat, hogy az így megismert párok több, mint kétszerese is előkerülhet azonos helyen végzett célzott felmérések által (TURNY Z. szóbeli közlése). Emiatt javasolt a teljes elterjedési területet érintő, a faj detektálhatóságát is figyelembe vevő, objektív és megismételhető, de költséghatékony monitoring módszerek kidolgozása és működtetése a jövőben. Ezek hiányában a védelmi intézkedések hatásai is félreértelmezhetőek lehetnek.

A hamvas rétihéja 2023-ig ismertetett állományadatai

- 1960: 20-25 pár (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1989)
- 1975: 10-15 pár (BÉCSY–KEVE 1977)
- 1984: 60-80 pár (HARASZTHY 1984)
- 1990: 200-250 párra (GORMAN 1996)
- 1993: 150 pár (BANKOVICS 1993)
- 1998: 100-200 pár (MAGYAR *et al.* 1998)
- 2002: 170-200 pár (BAGYURA–HARASZTHY 2004)
- 2004: 250-300 pár (TÓTH 2004)
- 2005: 170-200 pár (FATÉR 2014)

- 2008: 170-200 pár (NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2008)
- 2022: 50-100 pár (TURNY 2022)

A 2013–2020 közötti időszakot az MME Ragadozómadár-védelmi Szakosztály jelentései foglalják össze, amelyek az ország több területéről gyűjtött, nemzetipark-igazgatóságok, valamint egyéb megfigyelések és az MME által végzett célzott felmérések adatait tartalmazzák. Ezek alapján a 2013–2020 között megszámlált hamvas rétihéja territóriumok átlagértéke: 36-60 pár/év (biztos és valószínű territóriumok) (TURNY Z. szóbeli közlése). A valós állomány ennek többszöröse lehet, meghatározása több szempontból is szükséges.

2022-ben a LIFE IP Grassland HU projekt keretében kevésbé vizsgált elterjedési területeken is történtek felmérések, valamint archív és eddig nem ismert adatok, nem vizsgált adatbázisok is összegyűjtésre kerültek egyfajta metaadatbázis előkészítéseként. A vélelmezett állomány nagyság ezen újszerű adatok alapján megközelítőleg 80-220 pár közé tehető.

2.6.2. Hazai állományok szöveges jellemzése

(bővebben még a "7.1. A faj hazai állományainak jellemzése" fejezetben)

Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság

Nem utalnak archív adatok biztos fészkelésekre a teljes területre nézve. Jellemzően tavasszal átvonulóként rendszeresen előfordul néhány példány a Hernád és Bodrog völgyeiben vagy akár a hegység belsejében is. Alkalmilag időszakosan megtelepszik hegylábi területeken vagy a Taktaközben. A Bodrogzugban a 2010-es évek közepén költési időben is észleltek egyedeket (LONTAY L. szóbeli közlése). Ebben a térségben alkalmi fészkelése valószínűsíthető. A határ szlovákiai oldalán a Szennai halastavak térségében az 1970-es években több párban költött, majd 2022-ben szintén fészkeltek néhány párban (V. NEMČEK szóbeli közlése).

Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság

A Marcal-medencében előfordulása rendszeres, biztos fészkelő állománya ismert az 1990-es évektől. A Balaton-medence délnyugati, és a hozzá közeli Külső- és Belső-Somogy északnyugati részein két kisebb elkülönülő foltban kisszámú, de rendszeres fészkelő. A Bakony-vidék sík területein, szárazgyepeken tavaszi vonulásban kis számban rendszeresen előfordul, alkalmi fészkelése valószínűsíthető.

Bükk Nemzeti Park Igazgatóság

A nemzetipark-igazgatóság területén elterjedési területe a 2000-es években egészen a Cserhátaljáig húzódott (HARMOS K. szóbeli közlése). Ekkor szórványos fészkelő volt a térségben, főként szántóföldi környezetben. Jelenleg csak az Észak-alföldi-hordalékkúp-síkságon, a Hevesi-sík és Borsodi-Mezőség területén ismert mint ritka fészkelő. Az igazgatóság teljes területén kiterjedt faunisztikai adatgyűjtés zajlik a ragadozómadarak tekintetében, ezért nagyobb, még ismeretlen állományai nem valószínűsíthetőek a térségben. Jelentős a térség vonulási időszakban betöltött szerepe. A füves pusztákon, szántókon nagyobb időszakos csoportosulások ismertek átvonuló és hazai kóborló példányokból.

Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság

Külső-Somogy déli és keleti részén a 80-as, 90-es években valószínűleg kis számban alkalmilag fészkelhetett. Dél-Külső-Somogyban 1980-ban ismert fészkelése természetközeli gyepen, Tamási környékén költési időben többször is előfordult a 90-es években. 2000-ben a Marcali-hát területén fészkelte repcében, ami a közel eső Balatoni-berkek (BFNPI) kevéssé ismert állományához kapcsolható. 2000-től nem ismert bizonyított fészkelése, főként tavaszi vonulásban azonban szórványosan előfordul. Az említett területeken alkalmi fészkelése csak állománynövekedés esetén várható.

Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

Egykori költőterületére a Felső Kiskunságban már az 1930-as évektől utalnak források. A 2000-es években a Pilis-Alpári-homokhát síkvidéki területein, Gerje-Perje sík, Hatvani-sík, Monor-Irsai-dombság alacsonyabb térszínei által határolt területen nagyobb állománya volt, rendszeres, de szórványos fészkelőként. Ugyanekkor rendszeres, szórványos fészkelő volt a Komárom–Esztergomi-síkságnak a Gerecse nyugati és kis számban a keleti térségében is. Itt rendszeres in situ védelmi munka zajlott, de mára a faj innen eltűnt (CSONKA P. szóbeli közlése). Ebben az időszakban a Zámolyi-medence, Közép-Mezőföld, Sárvíz-völgy területén ritka fészkelőként szintén jelen volt.

A vizsgált időszakban rendszeres fészkelőként az alföldi területeken a Kiskunság északi részén van egy jelentősebb, és az ettől elkülönülő Tápó-vidéken, valamint a Gerje-Perje területéhez tartozó Törtel térségében egy-egy kisebb állománya. A Sárvíz-völgy déli részén valószínűsíthető alkalmi költése. A Sárréten, Zámolyi-medencében rendszeresen előfordul tavaszi vonulásban, fészkelése nem ismert.

Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság

Az igazgatóság kisalföldi területein jelenleg ritka alkalmi fészkelőként ismerjük. Az 1930–1960 közötti évek között jelentős állománnyal rendelkezett a Hanságban (STUDINKA 1942) valamint fészkelte a Szigetközben is. A Csornai-síkon és a Mosoni-sík határ menti részein rendszertelenül fészkelte a közelmúltban. A Fertő-tó délnyugati részén vonulásban kis számban rendszeresen jelen van. Rendszeres költőhelye sehol sem ismert, alkalmi fészkelésekre pocogradáció esetén lehet számítani a Mosoni-síkon, a Csornai-síkon és a Kapuvári-síkon.

Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság

A Közép-Tisza-vidéken az 1970-es évek végétől (ENDES M. szóbeli közlése) ismertek szórványos fészkelései a Tiszafüredi-Kunhegyesi-síkon. A Hortobágyon az 1980-as évektől erősödött meg állománya. Itt a 90-es évek végére 25-35 pár rendszeresen fészkelte (KONYHÁS – KOVÁCS 2005). A HNPI működési területén a 2000-es évek elejére mintegy 5200 km²-nyi területen rendszeres, de szórványos fészkelőként volt jelen. Délen a Berettyó-Körös-vidék KMNPI, nyugaton pedig a jársági állomány a Hevesi sík BNPI illetőségű területének állományával kapcsolódott. Ezen kívül a Felső-Tisza-vidék délkeleti részén a Szatmári-síkon egy 400 km²-es elterjedési foltot alkotott. A Nyírségben nem volt ismert állománya, a Hajdúság területén azonban fészkelőként említik szintén ebből az időszakból.

Az elmúlt években kis számban fészkel a Hortobágy déli területein. Ki számú állománya van a Szatmári-síkon. Ritka alkalmi fészkelő a Jászságban. Hazai szinten is jelentős állománya lehet a Bihari-síkon (rendszeres fészkelő) és vélhetőleg a hozzá kapcsolódó Nagy-Sárréten (jelenleg alkalmi fészkelő), és a KMNPI területén folytatódó Dévaványai-síkon és Kis-Sárréten. Jelentős a térség vonulási időszakban betöltött szerepe. A füves pusztákon, szántókon nagyobb időszakos csoportosulások ismertek vonuló és hazai kóborló példányokból.

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

A tágabb térségben fészkeléséről csak az 1930-as évektől szólnak adatok (DINPI–KNPI illetékességi területének határáról). A 80-as években a Duna-menti-síkságon (közép és északi), a Homokhátság északi, bugaci területéig összesen mintegy 1000 km²-en ismert rendszeres költőként, döntően természetközeli füves élőhelyeken. Napjainkban a kiterjedt adatgyűjtésnek és a közelmúlt adatainak elemzése alapján hazai szinten egyik legjelentősebb fészkelőállománya található a korábbi elterjedési területén és szórványban attól délebbre is. Ezen belül azonban számos korábbi költőhelyén már nincs jelen, állománya a megfigyelések alapján csökkent. A déli terület egységei síkjain napjainkban leginkább vonulásban van jelen, de a Kiskunsági-löszháton és a Bácskai löszös síkságon alkalmi költései valószínűsíthetőek.

Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság

Az igazgatóság működési területének keleti és nyugati felén jellemző a faj előfordulása. Nyugati oldalán a Körös–Maros köze országhatárhoz közeli területein a 80-évek végétől már rendszeresen előfordult a vonulási és a fészkelési idő elején, kiváltképpen a Csongrádi-sík déli részén, a Csanádi-pusztákon. Fészkeléséről nem ismert adat ebből az időszakból. A másik elterjedési folt a Berettyó–Körös-vidék KMNPI felére esik. Ez egynek tekinthető a HNPI szomszédos állománnyal (lásd feljebb). Itt rendszeres fészkelő volt már az 1990-as évek elejétől, mintegy 250 km²-es területen a Dévaványai-síkról átnyúlva a Körösmenti-sík északi szélére. Ekkor egy kisebb, közel 50 km²-es területen a Kis-Sárréten is fészkel. Néhány költése ugyanebben az időszakban a Békési- és Csanádi-hátak területén is ismert volt.

Ahogy a korábbi évtizedekben, jelenleg a Csongrádi-sík és a Marosszög szikes pusztáin rendszeresen megjelenik vonulásban és a költési idő elején, ritkán költése is előfordul. Cseh nyomkövetős madarak is tartózkodtak az említett területeken, Cserebökényben hosszabb időt is eltöltött egy példány (K. POPRACH szóbeli közlése). A Dévaványai-síkon és a Kis-Sárrét térségében napjainkban is ismert fészkelő állománya, bár kisebb területről.

Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság

Az 1990-es években az Alpokalján kisebb számban, rendszertelenül fordult elő vonulásban. A Sopron–Vasi-síkság északi részén, a Győri-medencéhez közeli részén ritka alkalmi fészkelései ekkor már előkerültek. Napjainkban a néhány megfigyelt egyed főleg az Alpokalja és a Marcal-völgy között észlelik tavaszi vonulásban, időszakos megtelepedése több példányban a kenyeri reptéren ismert. 2020 óta a Rábai teraszos sík északi és déli területén ismert fészkelése kis számban. A BFNPI területén ismert marcal-medencei állományához kapcsolódva alkalmi fészkelése a Vas vármegyei oldalon is előfordul. A teljes területen alkalmi fészkelése szántóföldi környezetben alkalmilag bárhol előfordulhat, nagyobb ismeretlen állományát nem feltételezzük.

2.7. A fajjal kapcsolatos vizsgálatok

A kutatások legnagyobb része az európai állományok költő- és telelőterületeire koncentrál. Ezek sajátosságai, problémái részben különböznek a hazai viszonyoktól, mert a vizsgált területeken fészkelők döntően intenzív szántókon és kis részben természetes élőhelyeken költenek, utóbbiakra viszont kezelés nem jellemző. A számunkra is fontos eredményeket a 2.4.1. fejezetben hivatkoztuk. A külföldön bevált védelmi módszerek hazai átvétele előtt szükséges a magyarországi állomány és az arra ható tényezők sajátosságainak megismerése, hogy minél eredményesebb védelmi módszereket lehessen kidolgozni a helyi problémák megoldására. Alább azokat a külföldi eredményeket ismertetjük, amelyek a hazai természetközeli élőhelyek fenntartásához, javításához is kapcsolódhatnak.

2.7.1. A faj állományainak felmérése, monitorozása, elterjedésének, állomány nagyságának, populációs léptékű változások irányának meghatározása

Az állomány nagyság és elterjedés meghatározására Észak- és Nyugat-Európában a nagy egyedsűrűséggel rendelkező országokban területileg kiterjedt, de nem a fajra célzott monitoring alapján történik. Néhány országban külön a fajra kidolgozott felmérések is történtek, predikciós modelleket is felhasználva (KROLIKOWSKA *et al.* 2018, ESTRADA–ARROYO 2012). A hamvas rétihéja nehézkes felderíthetősége és alacsony egyedsűrűsége miatt még kevésbé ismerjük hazai állomány nagyságát. Magyarországon egészen az 1930-as évekig visszamenőleg ismertek fészkeléseket leíró, majd részben állománybecsléseket is tartalmazó publikációk.

Régi költőhelyek, fészkelésekre alkalmas területek felmérése

Célzottan a hamvas rétihéja védelme érdekében az 1995–2002 közötti időszakban kezdődött meg először kiterjedtebb adatgyűjtés archív költőhelyek kapcsán. Ez kiegészült terepi felmérésekkel is a potenciálisnak ítélt és korábbi ismert költőhelyeken, például a Hevesi- és Borsodi-síkokon (FATÉR 2007, FATÉR *et al.* 2004). Később 2007-től kezdve minden évben a Marcal-medence területén folytatódtak a felmérések (ACZÉL 2012, KOVÁCS *et al.* 2019). 2014-től kezdve pedig a Felső-Kiskunság több területén (TURNY *et al.* 2022). Ezen felmérések célja a veszélyeztetett fészkek felderítése és védelmi beavatkozások megvalósítása, vagy annak előkészítése volt. 2007-től kezdve már ismét egyre hangsúlyosabbá vált a régi költőhelyek ellenőrzése és az élőhelyi hasonlóságok alapján fészkelésekre alkalmas területek bejárása. 2019–2022 között a Grassland HU IP LIFE projekt keretében több, a faj szempontjából alulkutatottnak mondható területen a Nagyberék, Borsodi-Mezőség, Tápió-vidék, Gerje-Perjesík, Bihari-sík, Nagy-Sárrét, Rábai teraszos sík, Kapuvári-, és Mosoni-síkok, újszerű információkat nyertünk ilyen felmérések által, azonos felmérési protokollt használva (TURNY Z. szóbeli közlése). Az eddig megjelent elektronikus kiadványok közül kettő ismerteti a felmérések módszertani alapjait (FATÉR 2006b, TURNY–KOVÁCS 2020).

Állományszintű változások követése

Az országos lefedettségű Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM), a Ritka és Telepesen fészkelő madarak Monitoringja (RTM) és Madáratlasz Program (MAP) felmérések 1993 óta dolgoznak fel hamvasrétihéja-adatokat. Ezek összesítését 2021-ben publikálták (SZÉP *et al.* 2021). Alacsony egyedsűrűsége miatt azonban a fajjal kapcsolatos kimutatások kevésbé pontosak. Az NBmR minimális programjában is szerepel a hamvas rétihéja. A monitorozás célja: hazai fészkelések, előfordulások nyomon követése, a faj hazai állománya helyzetének vizsgálata céljából, élőhelyváltozás indikálása. Országos monitoring: jelenlét-hiány, egyedszámlálás, a Hanságra (napjainkban már nem ismert a faj jelenléte) megjelölve abundancia vizsgálattal (BÁLDI *et al.* 1997).

Ezen kívül több terepmadarász oldal és nemzetipark-igazgatóság (továbbiakban NPI), valamint az MME Gyűrűző Központ is rendelkezik előfordulási adatokkal. Az MME RMV SZ fajmegőrzési koordinátorai által az önkéntes megfigyelők és az NPI-k adatait évente összesítik. Ez képezi az állománybecslések számolt értékeinek alapját (2.6. Hazai állományok jellemzése), amely minden évben egy jelentésben kerül összefoglalásra az Agrárminisztérium részére. Nyilvánosan a Heliaca folyóirat közli az adatokat. Utóbbi adatsor még nincs integrálva az MME MAP rendszerébe. E számos adatbázis összehangolása fontos feladat a közeljövőben, hogy populáció szintű változások kimutatására is lehetőség nyíljon. Javasolt fejleszteni, kibővíteni minden jelentős elterjedési folttra a monitoring tevékenységet, akár kisebb mintaterületeket kijelölve, több ragadozómadárfaj-csoportot összevontan vizsgálva. Jelenleg a Marcal-medence és a Felső-Kiskunság területén zajlik rendszeres monitoringtevékenység, amely közel alkalmas az ottani állomány változásainak alapszintű megismerésére. Az állományfelmérések kapcsán európai szinten is felmerült a monitoringmódszerek egységesítésének igénye (D. KRUPINSKI szóbeli közlése.). A monitoring a természetvédelmi célú beavatkozások értékelése kapcsán is szükséges.

Jelenleg nem zajlik jelölés-visszafogás, vagy más módszerű vizsgálat a hazai populáció tulajdonságainak megismerésére. A gyűrűzések alkalmi jelleggel történnek, ugyanakkor számos értékes adatot szolgáltatnak.

2.7.2. Ökológiai vizsgálatok

A faj nyugat-európai állományai költésbiológiai szempontból igen alaposan kutatottak, így a fészkelési szokások, a költési siker és az élőhelyválasztás vonatkozásában is. A releváns információk a 2.4.1. a faj biológiája fejezetben kerültek ismertetésre. Hazai szinten az 1930-as évekre visszamenőleg rendelkezünk rendszertelenül gyűjtött költési adatokkal, 1990-es évektől pedig már éves adatgyűjtés zajlik, ami lefedi az ország nagyobb részét (FATÉR 2007). 1995–2002 és 2019–2022 között a költési siker ellenőrzése is megtörtént több kijelölt térségben (FATÉR 2007, TURNY Z. szóbeli közlése). Hazai költési adatok alapján eddig egy elemzés készült. Az 1987–2015 közötti időszakban a magasabb éves csapadékátlag és a mezei pocok állományváltozásainak pozitív hatását találták a fészkelési adatokban (GODÓ 2016). 2019-ben a Marcal-medence területén 2016–2019 között vizsgált fészkelések eredményei és az élőhelyi változások hatásai kerültek publikálásra (KOVÁCS *et al.* 2019). 2019–2022 között célzott felmérések történtek a költési siker vizsgálata céljából az ismert állományok közel felét érintve (TURNY Z. szóbeli közlése, lásd feljebb).

Élőhelyhasználat, élőhelyek minősége és változásai

Táplálkozása szempontjából generalista, ezért elterjedését elsődlegesen az elérhető biztonságos fészkelőhelyek korlátozzák, szaporodási sikerét pedig a táplálék elérhetősége és mennyisége alapvetően befolyásolja. E két fő tényezőt tekintik a szaporodási siker szabályozójaként. (ARROYO *et al.* 2002, SALAMOLARD *et al.* 2000, MILLON–BRETAGNOLLE 2008).

Szántóföldi élőhelyeken a védelmi beavatkozással nem biztosított állományok sokszor felmorzsolódnak. Ez főleg a déli országokban fordul elő, ahol a termények hamarabb beérnek, mint ahogy a fiókák röpképesé válnak. Olaszországban, egy térségben 1995 után már nem költöttek szántókon, amit a nagyfokú költési sikertelenség hatásának tulajdonítanak. Ezután a természetes élőhelyeken jelentek meg, de ott később a gyenge költési siker miatt csökkent a párok száma (PANDOLFI–TANFERNA 2009). Spanyolországban a mediterrán cserjésekben költő állománynál nem találtak szántóföldi fészkefoglalást még a költőhelyek melletti szántók esetében sem. Minden bizonnyal ebben szerepet játszott az, hogy a tavaszi érkezéskor a cserjések állapota azonos volt a költési időben megszokottal, míg a szántók kedvezőtlenebb képet mutattak, mint a költési időszak közepén (LIMINANA 2006). Mindkét publikációban a természetes élőhelyek védelmét javasolják.

Hazai célzott vizsgálat zajlott az élőhelyek kezelése kapcsán a Marcal-medencében. Az agrártámogatások negatív hatását tapasztalták a fészkelőhelyválasztással összefüggésben természetes élőhelyeken, lásd veszélyeztető tényezők fejezet (KOVÁCS *et al.* 2019). 2020–2022 között az ország több pontján folyt adatgyűjtés a fészkelésre választott élőhelytípusokról és kezelésükről (TURNY Z. szóbeli közlése).

Magyarországon 2019-ben, 2021-ben és 2023-ban egy-egy kifejlett hím hamvas rétihéjára szereltek fel műholdas nyomkövető eszközt. A cél a természetközeli füves élőhelyeken élő példányok költési idő alatti élőhelyhasználatának és az élőhelykinálat dokumentálása volt. Az eredmények összefoglalása még nem készült el (TURNY Z. –ÁRVAY M. szóbeli közlése).

Hazai szinten kiemelten fontos tudnunk, hogy a hamvasrétihéja-állomány reprodukcióját hogyan befolyásolja a fészkelő- és táplálkozóterületek állapota (lásd kutatási irányok). A természetközeli és szántóföldi élőhelyek gazdasági célú hasznosításai vagy természetvédelmi célú kezeléseik nem okoznak-e ökológiai csapdahelyzeteket? Például a fészkelőhely-választás, a táplálékbázis csökkenése, elérhetőségének romlása vagy gazdálkodói érdekellentétek kapcsán.

Vonulás, kóborlás

Számos nyomkövetős vizsgálat zajlott és zajlik Nyugat- és Közép-Európa országaiban. Meghatározták a főbb vonulási útvonalakat és időszakos megtelepedési területeket, valamint vizsgálták ezek állapotának, változásainak hatását az egyedek túlélésére a teljes éves ciklushoz viszonyítva (TRIERWEILER–KOKS 2009, SCHLAICH 2019). A nyomkövetős magyarországi példányok adatait szintén ki kell értékelni a jövőben, valamint a Magyarországon időző külföldi példányok viselkedésének megismerésére is törekedni kell.

Veszélyeztető tényezők monitorozása és kutatása

Külföldön a jól kutatott szántóföldi területeken a fészkaljakra leginkább a betakarítások jelentik a legfőbb közvetlen veszélyt, ami ellen különböző védelmi intézkedésekkel védekeznek (lásd bevált gyakorlatok fejezet). Ezek egy része (körbekerítések) a szőrmés ragadozók kártételét is minimalizálja. Hazai természetközeli élőhelyeken a védelmi beavatkozásokra csak ritkán kerül sor. A tapasztaltak arra utalnak, hogy a költségek alacsonyabbak, mint a környező országok természetes élőhelyein (2.4.1 élőhely, ökológia fejezet táblázata). Egyelőre nem ismert, hogy ezt a ragadozónyomás vagy más tényező befolyásolja jobban. Ez számos földközeli, lágyszárú növényzetben fészkelő madárfajnál kulcskérdés. Emiatt célzott vizsgálatok lefolytatására van szükség.

Megfigyelések arra utalnak, hogy a párválasztás idején más országokhoz képest Magyarország néhány területén az öreg tojók száma alacsonyabb az ivarérett hímeknél (TURNY Z.–KOVÁCS A. szóbeli közlése). Mivel a tojók megfelelő időben való jelenléte állomány szabályozó hatású, szükséges a jelenség vizsgálata.

Genetikai vizsgálatok

Napjainkban végzett vizsgálat során nem találtak jelentős eltéréseket spanyol, német, cseh és lengyel populációk genetikai tulajdonságai között, amiről a faj nagy diszperziós képességeire következtettek (RUTKOWSKI 2015).

2.7.2. Konzervációbiológia: természetvédelmi beavatkozások célkitűzései, megvalósítása, értékelése

Az első Hamvas rétihéja Védelmi Program részeként 2005-ben az egész országra kiterjedt felméréseket szerveztek a KÖVICE pályázat támogatásának köszönhetően (FATÉR 2007).

Magyarországon egy védelmi célú kutatási tervezet készült 2018-ban. A kutatás a hazai állomány valós ökológiai igényének megismerését tűzte ki célul a viselkedés elemzése által. A várható eredmények a jobb szaporodási siker elérését segíthetik elő, ha a fészkelő és táplálkozóterületek kezelését, állapotának javítását ezekre alapozzák (KOVÁCS 2018). A terv egy fajspecifikus Agrár Környezetgazdálkodási Programcsomag szükségességére is felhívja a figyelmet (lásd stratégia fejezet).

2020-ban az Európai Bizottság Birds@Farmland kezdeményezésének keretében Magyarországon készült egy, többek között a hamvas rétihéja fészkelőhelyeit rövidtávon biztosító AKG bővítés tervezet, amely már a legfrissebb tapasztalatokra alapozott. A faj szempontjából szükséges, – de jelenlegi jogszabályok miatt akadályoztatott – fészkelőhelyek időszakos kezeletlenségét, kémélő kezelését célzott támogathatóvá tenni ötéves periódusban az MTÉT gyepterületeken. A tervezet a 2022–2024 AKG időszakára nem került bevezetésre, de ezt a következő időszakban pótolni kell. Amíg ez nem történik meg, a tagállamok számára javaslatként említik, hogy más finanszírozási eszközökkel kísérleti jelleggel teszteljék ezeket a rendszereket.

Fészkelőhelyek megtartására, rekonstrukciójára, kialakítására történtek előzetes kísérletek füves élőhelyeken a Felső-Kiskunságban és részben a Marcal-medencében is (TURNY Z. szóbeli közlése). A kezdeti eredményeket a 2.8. Megvalósult természetvédelmi intézkedések és jó gyakorlatok fejezetben ismertetjük.

Az Európára jellemzőbb, emberi beavatkozásoktól egyre inkább függő szántóföldi állományok fenntartása néhol új problémákat keletkeztet (CARDADOR *et al.* 2015). Egyfajta természetvédelmi csapdahelyzet is kialakulhat ott, ahol az in situ védelem egyre növekvő költségei mellett sem növekszik egy állomány (OROZCO *et al.* 2016). Többben említik a természetes élőhelyeken (főleg a kezelést nem igénylő mediterrán cserjések) a legstabilabb és legproduktívabb csoportos költőhelyek felkutatását és védelmét, vagy a legjobb hamvasrétihéja-eltartó élőhelyek, területek állapotának fenntarthatóságára vonatkozó vizsgálatok, kísérletek lefolytatását. Egy modell szerint a védelmi beavatkozások nélkül is fenntartható szubpopulációk kiemelt védelmével biztosítható lehet további állományok veszteségének pótlása is. Ezen populációk tanulmányozása és védelme fontos a fajok megőrzése szempontjából Európában (ARROYO *et al.* 2003, LIMINANA 2006). Magyarországon természetközeli élőhelyeken évtizedeken át jelenlévő állományok élnek. Ezek megőrzése tehát nem csak hazai cél. Kisebb részben intenzív szántókon is megtelepednek párok, de ezek gyakorlati védelmi intézkedések nélkül csak igen kis eséllyel lehetnek sikeresek. Középtávon mind a természetvédelmi csapdahelyzet, mind az állomány súlypontja miatt elsőként a természetközeli állományok védelmére kell koncentrálni. Emellett fontos, hogy a védelmet ne a már megszokott – de nem elégséges, legáltalánosabb vagy leglátványosabb – hanem a legszükségesebb módszerekre alapozzuk. Ezek meghatározásához azonban vizsgálatok szükségesek

2.7.3. Vizsgálandó kérdések listája

A jövőben olyan igény-vezérelt, tudáshiányra koncentráló vizsgálatok szükségesek, amelyek elsősorban a bizonyíték alapú védelem céljait szolgálják. Nagyon fontos a már meglévő adatok feldolgozása a kezelésekre és intézkedésekre, tervezési munkák megalapozásaként.

Emellett javasolt részvételi kutatások lefolytatása is, az érintettek – például természetvédelmi kezelői, gazdálkodói, szakpolitikai, hatósági szereplők – bevonásával a célok megvalósíthatóságának és fenntarthatóságának szempontjából (MIHÓK *et al.* 2014.).

Az alábbi felsorolásban zárójelben láthatók a magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben (MIHÓK *et al.* 2014) szereplő kutatási listájának kapcsolódó sorszámai.

Prioritás 1. nem hagyható ki

- Állományok felmérése az ismert és lehetséges elterjedési területeken, meta adatbázisok létrehozása (28., 30.)
- Környezet hatótényezőinek vizsgálata a szaporodási siker szempontjából (ideális élőhelyek kritériumai és az állapotukat befolyásoló tényezők vizsgálata (kezelés, populációk kapcsolatai) (8., 9., 10., 18., 25., 26., 38., 45., 46.)
- Élőhelyválasztás és élőhelykezelés kapcsolatai (fészkelő-, táplálkozó- és ideiglenes megtelepedési területek), optimális hamvasréthéja-élőhely és kezelés meghatározása (25.)
- Természetvédelmi beavatkozások közvetlen hatásainak összegzése (hatásmonitorozó és összehasonlító vizsgálatok: pl. kezelések eredményei, hatásai) (25., 31., 36., 37., 50.)
- A rovar-, illetve rágcsálóirtó szerek, egyéb mezőgazdasági vegyszerek hatása (48.), valamint a veszélyes vegyszerek alkalmazásának kiváltására alkalmas vegyszerek vagy technológiai megoldások felkutatása
- A költőhelyek hosszú távú védelméhez már alkalmazott és lehetséges jogi, gyakorlati védelmi megoldások, folyamatok összegzése és felülvizsgálata, új javaslatok kidolgozása (16., 49.)

Prioritás 2. mérsékelten fontos

- Hosszabb távú monitoring kidolgozása állományváltozások követésére
- A hazai populáció állapota, genetikai sajátosságai, az ivararány változásainak vizsgálata különböző korcsoportokban
- Vonulási útvonalak, pihenőhelyek és telelőterületek megismerése és az ottani veszélyeztető tényezők feltárása

2.8. Megvalósult természetvédelmi intézkedések és jó gyakorlatok

A természetközeli élőhelyeken jellemzően csak kísérleti jelleggel történik aktív beavatkozás. Jellemzőbb a gazdálkodási tevékenységek elhalasztása a költés sikerességének biztosítása érdekében. Szántóföldön a külföldön bevált gyakorlatokat alkalmazzuk.

Külföldön a hazai viszonyokhoz hasonló, természetközeli élőhelyeken költő állományok esetében kevés beavatkozás ismert, mivel azok többnyire önfenntartóak. Jelenleg az intenzív agrárterületek állományainak védelmében folynak igen sikeres beavatkozások, mellyel néhol jelentős állománynövekedést értek el a fészkek helyben történő védelmével (lásd vizsgálatok fejezet). Számos közlemény jelent meg a célzott beavatkozásokról és azok

értékeléséről is (SANTANGELI *et al.* 2014, BERGER-GEIGER *et al.* 2019). Újabban a táplálkozóterületek eltartóképességének javítását is sikerrel alkalmazták elsősorban a mezei pócok számára kedvezőbb szántóföldi gazdálkodási módszerek megvalósításával (SCHLAICH *et al.* 2015).

2.8.1 Fészkelés esetén szükséges vagy lehetséges cselekvő beavatkozások

Az alábbiakban felsorolásra kerülnek a releváns nemzetközi és hazai védelmi gyakorlatok. Ezek közül a fészkeket, fészkealjkat érintő beavatkozások fokozottan védett faj esetén engedélyhez kötöttek.

Helyben történő (in situ) védelmi megoldások

1. Betakarítás késleltetése

A teljes mezőgazdasági tábla, vagy élőhely betakarítási, illetve kezelési idejét elhalasztják a kirepülés utáni időszakra, ha a fészkelés ténye koordinátákhoz köthető.

2. Hagyásterület kialakítása (puffer)

Előbbihez hasonló megoldás, ahol csak egy kisebb terület marad kezeletlen a fészkek körül. A kieső termény, takarmány áraért cserébe jellemzően kompenzáció jár. Magyarországon ez sokszor az AKG zonális (MTÉT) madárvédelmi célprogramokban vagy a Natura 2000 kifizetések és a hagyásterületek gyakorlatával valósul meg. (AGÓCS *et al.* 2015, VISZLÓ 2012). Emellett a természetvédelmi érdekből elrendelt korlátozáshoz kapcsolódó kártalanítási keret is rendelkezésre állhat.

3. Fészkek áthelyezése

A fiókákat ideiglenesen eltávolítják a betakarítás során, majd annak befejezése után a fészkek helye köré építményt hoznak létre kisbálák és szalma felhasználásával. Jellemzően a később megtalált fészkek esetében alkalmazzák ezt az eljárást.

4. Fészkek körbekerítése helyben

A fészkek köré 1-1,5 m magas fémhálóból vagy előre gyártott panelekből, esetenként mobil villanypásztorral kialakított védőkerítés kerül (1.5×1.5m-5×5m között).

Vizsgálatok szerint a körbekerítés vagy a teljes tábla betakarításának késleltetése eredményezte a legjobb költségi sikert. A körbekerítés nélküli pufferzóna a növekvő predációs nyomás hatására nem volt hatékony. Spanyol- és Németországban végzett vizsgálatok szerint azonban pusztán a betakarítások halasztása (védőkerítés nélkül) már nem minden esetben tud megtartani egy szántóföldön fészkelő hamvasréti-héja-állományt. A fészkek áthelyezésének (3.)

magas sikertelensége a körbekerítéssel (4.) alkalmazva javul (BERGER-GEIGER *et al.* 2019, ARROYO *et al.* 2003).

Fészkealjok eltávolításával (ex situ) járó védelmi megoldások, amelyek hazai alkalmazása több szempontból is előnytelen lenne.

5. Adoptálás

Rögtönzött megoldásként a fészkealj területéről történő eltávolítása és másik, védettebb fészekbe történő áthelyezése.

6. Mesterséges nevelés, vadröptetéssel

Kevésbé elterjedt módszer. A veszélyeztetett fészkealjakat kivesszük természetes közegükből és mesterségesen nevelik fel, majd a fiókákat vadröptetik (SANTANGELI ARROYO 2017).

7. Mesterséges keltetés

Egy esetben ismert hazai mesterséges keltetés a dévaványai túzok mentőállomáson egy elhagyott tojásos fészkealj esetében, későbbi adoptálással (CZIFRÁK G. szóbeli közlése). Külföldön a keltett tojásokból kikelő fiókákat vadröptették.

A fenti megoldások közül a 6-ról ismert eredmény. Ezt a módszert a Hevesi-síkon az 1980-as években sikerrel alkalmazták (BALÁZS T. – AMBRUS B. szóbeli közlései, TÓTH 2004). Spanyolországban 190 km-re vadröptették a fiatalokat. A cél egy új állomány megtelepítése volt a veszélyeztetett szántóktól távol. Néhány év alatt hét páros állomány telepedett meg, amelyek egy része eredetileg is vad példány volt (POMAROL 1994).

2.8.2. Proaktív, előrelátó megoldások és közvetett védelem

8. Éveken át foglalt fészkelőhelyek hosszú távú megtartása, rekonstrukciója, kialakítása

Természetközeli füves élőhelyeken az ismert költőhelyek hamvasrétiheja-barát kezelése már több esetben megtörtént a Felső-Kiskunságban és a Marcal-medencében. A költőhelyek állapotára nézve kedvezőtlen kaszálás, szárazítás elhagyása több helyszínen a párok újbóli megtelepedésére adott lehetőséget. Továbbá két korábbi, jelen tudásunk szerint kedvezőtlen kezelésűnek számító (minden évben nagy legelőnyomással legelt) költőhely rekonstrukciója és egy új potenciális fészkelőhely került kialakításra, amelyek ellenőrzése 2023-tól indult el (TURNY Z. szóbeli közlése). Hasonló beavatkozások Svédországban is ismertek, ahol a párok visszatértek a korábban elhagyott télisásosokba és cserjésekbe megváltoztatott kezelésük után (RODEBRAND 2015). A dévaványai, túzok védelmét szolgáló 400 ha-os körbekerített területen is éveken át fészkelnek hamvas rétiheja párok. A terület kezelése közel állandó és a szőrmés predátorok kizárására létesített kerítés védeltséget biztosít számukra is (FATÉR I. szóbeli

közlése). Az **égetés** hatása nem vizsgált a faj és az érintett teljes életközösségek szempontjából, de természetvédelmi élőhelykezelési vizsgálatokban már szerepelt (LENGYEL et al. 2008. DEÁK et al. 2014.). Hazai tapasztalatok alapján két jelentős mértékben leégetett fészkelő és éjszakázóhelyen nem költöttek a következő évben (TURNY Z.–KOVÁCS A. szóbeli közlése) de egy ellenkező példa is akadt, ahol egy kora tavaszi gyors, a növényzetet csak részben átalakító tűz után fészkelésbe kezdett egy pár, néhány évvel később pedig három pár is fészkel ezen a helyen (BÁRDOS T. szóbeli közlése).

9. Közvetett, kímélő kezelésnek köszönhető védelem

A késői kezelésű, védett, MTÉT tűzokos vagy madárvédelmi gyepek és szántó vállalással érintett élőhelyeken, továbbá többletvíz hatása miatt késői, akár augusztusi hasznosítású vizenyős gyepek, nádasok esetében is előfordulnak sikeres költések. Ilyenkor az 1-es módszer magától valósul meg. Ezek azonban jelenlegi ismereteink alapján kevesebbszer fordulnak elő, mint a kezeletlen élőhelyeken több éven át ismétlődő fészkelések. Kiemelten fontos ezért a jövőben a több éven át használt csoportos költőhelyek felkutatása és védelme.

10. Táplálkozóterületek állapotának javítása

Több hazai természetkímélő gazdálkodást segítő jogszabály, illetve támogatás kedvező másodlagosan a hamvas rétihéják számára. A KAP területalapú támogatásainak átstrukturálása a sokféleség védelmének érdekében, a pihentetett területek és zöldítések általános hatásai, valamint a kezelési tervekben előírható, következő kaszálásig meghagyandó Natura 2000 hagyásterületek, továbbá a földön költő madárfajoknak kedvező szőrmés ragadozó-gyérítés a tűzokos célterületeken, mind előnyhöz juttatja a hamvas rétihéjákat a bőségesebb táplálkozási lehetőségek és a predációs nyomás csökkentése által. Számos természetvédelmi kezelési és agrár-környezetvédelmi célállapot kedvező tehát a hamvas rétihéják számára. Néhány viszont kedvezőtlen is lehet (lásd 3.1.2.). Hollandiában célzottan a hamvas rétihéják érdekében végeztek kísérleteket a táplálkozóterületek javítására, intenzív szántóföldi környezetben. Lucernával vegyes ugarsávok speciális betakarítási sorrendjét alkalmazták, így tesztelték agrár-környezetgazdálkodásban használható megoldást, amelynek pozitív hatását a nyomkövetős élőhelyhasználat vizsgálatokkal sikerült igazolni. Később ugyanezt Dániában is sikerrel alkalmazták (SCHLAICH et al. 2015), valamint egy német akcióterv és stratégia is (JOEST 2017) említi szintén szántóföldi állományok esetében. A hazai kék vércse védelmi szántó AKG előírásában is hasonló elv valósul meg, amelyből a táplálkozási lehetőségeket tekintve a hamvas rétihéják is profitálhat, ha a fészkelőhelyek kímélő kezelése már megvalósult.

2.8.3. Az aktív védelem humán erőforrás oldala

Országos fajmegőrzési koordinátor

Az MME Ragadozómadár-védelmi Szakosztályának tagja a fajjal kapcsolatos védelmi tevékenységet és a monitorozás országos koordinációját látja el önkéntes alapon. Feladatait az MME szabályzata határozza meg.

Önkéntesek

Magyarországon a költőterületek felmérése és a fészkelő párok megkeresése döntően önkéntesek segítségével történik, ahogy Európa más országaiban is. Az önkéntes felmérők képzés után a madarak viselkedése alapján megtalálják a fészkeket rejtő élőhelyfoltokat, mezőgazdasági táblákat és esetenként kihelyezik a védőkerítéseket. Az önkéntes csapatmunka sokszor felmérő-táborokban zajlik. Elsőként 1992–2002 között ilyen aktív védelmi tevékenység folyt többek között a Hevesi-síkon (FATÉR *et al.* 2004). 2007-től kezdve évente jellemzően egy-két felmérőtábor kerül megszervezésre civil szervezetek által és 2016-tól kezdve nemzetipark-igazgatóságok felkérésére is. Ezzel a sok időt és energiát igénylő módszerrel a költési siker jelentősen javul az önkéntesek által vizsgált területen, így elősegíthető a felmért populáció fennmaradása. A felmérők képzésével párhuzamosan azonban idő- és energia hatékonyabb módszerek, stratégiák meghatározása is szükséges. Kiváltképpen a természetközeli élőhelyek kapcsán.

Az önkéntesek képzéséhez eddig négy elektronikus kiadványban kerültek összefoglalásra a korábbi tapasztalatok, határozáshoz szükséges részletes ismeretek és a már említett felmérési protokollok (FATÉR 2006a, FATÉR 2006b, TURNY–KOVÁCS 2020, KOVÁCS *et al.* 2021). A szélesebb közönség elérését megcélózva egy ötrészes kisfilmsorozat is készült (PARLAGI SAS ALAPÍTVÁNY 2023).

Természetvédelmi őrszolgálat

A nemzetipark-igazgatóságok munkatársai a 2000-es évekig részt vettek a hamvas rétihéja költések felderítésében. Ez a tevékenység 2018-ig sok helyen szünetelt a részben megváltozott és kibővített feladatkörök és a kapacitáshiány miatt. Jelenleg a célzott felméréseken előkerült vagy a gazdálkodók, önkéntesek által jelentett fészkekkel kapcsolatos intézkedéseket valósítják meg.

Tanácsadók, fajcsoport felelősök

Egy-egy faj vagy fajcsoport speciálisabb igényeit és védelmének módszertanát ismerő, a gyakorlati intézkedések lépéseinek megvalósításához folyamatos ellenőrzést, segítséget nyújtó személyek jelentősen segíthetik a természetvédelmi kezelők, valamint a gazdálkodók védelmi tevékenységének hatékonyságát. Ez a gyakorlat a madártani értékek kapcsán a tűzök esetében már többször is megvalósult. Hamvas rétihéja esetében kísérleti jelleggel 2023-ban 20 fészkelés és néhány korábbi költőhely védelmének tanácsadói támogatása valósult meg a Kiskunságban az országos lefedettségű gyepvédelmi tanácsadói szolgálat egyik részfeladataként.

Gazdálkodók, földhasználók

Az említett AKG vállalásokban előírás a fokozottan védett madarak fészkének bejelentése. Az érintett szántó- és gyepgazdálkodók fajismereti képzését már több kiadvány is

segítette (KRÁLL *et al.* 2010, 2016). Ezzel is növelve a sikeres védelmi beavatkozások megvalósíthatóságát és eredményességét.

2.8.4. Fajmegőrzési akciótervek

Több szakértő is említi egy európai szintű akcióterv megalkotásának szükségességét. Ezzel egyidejűleg a jelenlegi védelemfüggő, intenzív szántóföldeken fészkelő állományok fennmaradását célzó védelmi beavatkozások hatásait is elemezni kell, mivel ezek hosszútávon nehezen fenntarthatók (PÜRCKHAUER 2017). Eddig két országban dolgoztak ki fajmegőrzési tervet.

A svédországi hamvas rétihéja állomány fészkelési szokásai hasonlítanak leginkább a hazaihoz. Az ottani állomány nagyobb része természetközeli, de kezelt élőhelyeken költ (télisás (*Cladium mariscus*), cserjés pimpó (*Dasiphora fruticosa*) (RODEBRAND 2015). A tervben meghatározott élőhelykezelésekkel kívántak jobb természetes fészkelőhelyeket biztosítani, amit meg is valósítottak az elmúlt időszakban (lásd bevált gyakorlatok). Az ország állománya emelkedést mutat 2016–2022 között (S. FORSLUND szóbeli közlése).

Lengyelországban is készült egy országos fajmegőrzési terv 2014-ben (KRUPINSKI *et al.* 2014). A nagyrészt szántóföldi állomány évenként 8%-os csökkenést mutatott, a költési sikert a szántóföldeken költő párok fészkeinek körbekerítésével tervezték javítani. Ezen kívül kiemelt szerepet szántak mintaterületek kijelölésének, amelyekkel megvalósítható a nagyméretű állomány szisztematikus monitoringja, illetve a faj egyéb irányú kutatását is előtérbe helyezték. A mezőgazdálkodás agrártámogatásokon keresztüli befolyásolása szintén fontos célként jelent meg a táplálkozóterületek és esetleges új és biztonságosabb fészkelőhelyek kialakítása kapcsán.

3. Veszélyeztető tényezők

A hamvas rétihéja hazai populációjára negatívan ható tényezők teljes körű azonosítására még nem történtek célzott vizsgálatok. Az emberi eredetű hatások egy részéről rendelkezünk eseti ismeretekkel (lápok kiszárítása, mezőgazdasági betakarítások kártétele, ragadozómadarak üldözése, tojásgyűjtés a múltban), így evidenciának tekinthetjük, hogy jelentőségüket is kellőképpen ismerjük. Azonban a fészkelő- és táplálkozóterületek állapotára ható, akár antropogén eredetű folyamatok kevésbé ismertek a faj szempontjából, ezért kevesebb figyelmet is kapnak. Ezek állományszintű hatása jelentős lehet és akár összefügghet a faj számára kedvezőtlen mezőgazdasági támogatási gyakorlatokkal, jogszabályokkal, gazdasági folyamatokkal. Megismerésük emiatt kiemelt cél.

A hamvas rétihéja élelciklusának nagyobb részét tölti a költőhelyeken kívül, ezért az ott zajló folyamatok hatása jelentős. A telelőterületek és időszakos megtelepedési területek állapotának klimatikus okokkal vagy a népesség növekedésével összefüggő változásai feltételezhetően komolyabb hatást gyakorolnak a teljes állományra nézve, mint a költőterületeken tapasztalt problémák (TRIERWEILER–KOKS 2009). A hatások az egyedek koncentrált jelenlétéből hatványozottan jelentkezhetnek a táplálkozóterületek és a táplálékbázis, éjszakázóhelyek csökkenése kapcsán.

Alábbiakban a jelenleg ismert, a hazai populációra ható jellemzőbb folyamatokat, összefüggéseket ismertetjük röviden.

3.1. Antropogén eredetű hatások

3.1.1. Információ hiánya

Az elterjedési foltok és az azon belüli állománysűrűség eloszlása, időbeli változásai nem teljeskörűen ismertek. Az eddig gyűjtött fészkelési adatok különböző adatbázisokban találhatóak, összevetésük még nem teljes. A védelem térbeli prioritásai ezért még bizonytalanok. A nem kellően átgondolt védelmi prioritások meghatározása a faj látványosabb állományemelkedése mellett, annak védelemfüggőségét segítheti elő.

Természetvédelmi csapdahelyzet alakulhat ki, ha a védelmi beavatkozások kizárólagosan a szántóföldeken költő párokra koncentrálnak, mivel a beavatkozások elősegíthetik a további szántóföldi megtelepedéseket. Az állomány ilyen térségekben növekedésnek indulhat, viszont ez a része szinte teljesen a védelmi beavatkozásuktól válik függővé.

A fészkelési viselkedések nem minden természetvédelmi kezelő által ismertek. A faj észlelése költési időben nehéz, így téves következtetések vonhatóak le a fészkelés ténye, vagy sikeressége kapcsán. Ez problémákat okoz, ha a kezelések időpontját kell meghatározni.

A folyamatosan bővülő védelmi tapasztalatok és jó megoldások lassan terjednek. Jelenleg sokszor a már ismert, de nem feltétlenül elégséges gyakorlatok folytatódnak.

A költőhelyek hosszú távú védelméhez szükséges kezelői jó gyakorlatok, jogszabályi lehetőségek összevetése, összegzése, új megoldások vizsgálata hiányzik.

Természetvédelmi oltalommal érintett élőhelyek esetében van, ahol a már meglévő jogszabályok, gyakorlatok alkalmazása is elégséges lehetne, máshol azonban a megvalósításnak jogszabályi vagy joggyakorlati akadályai vannak.

3.1.2. Információk hiánya a költőterületek kapcsán

A természetközeli élőhelyeken a költőhelyeinek pontos adatai gyakran ismeretlenek akár a védett területeken is. Emiatt sem rövid távon, sem hosszabb távon nem tervezhető meg védelmük és a faj számára megfelelő kezelés sem. Ennek negatív hatása az éveken át használt vagy csoportos fészkeléseknek otthont adó élőhelyfoltok esetében hatványozott.

A Natura 2000-gyeppek esetében kötelező kaszálási bejelentés sem jelent megoldást, ha a fészkelések ismeretlenek, vagy azokat érdemben nem ellenőrzik. Több esetben előfordult, hogy az önkéntesek által a természetvédelmi kezelőknek átadott pontos fészkelőhely-adatok ellenére sem valósult meg a védelmi intézkedés. A kaszálás bejelentése önmagában nem jelent védelmet a fészkek helyének ismerete nélkül.

Megfelelő információkra alapozott intézkedések hiányában a költőterületeken a szántóföldi kultúrák esetében kiemelten, de a természetes és természetközeli élőhelyeken is jellemző a mezőgazdasági gépek által okozott fészkekpusztulás (ARROYO *et al.* 2002).

Vadgazdálkodással összefüggő fészkekpusztulás többször előfordul a nádasokban létesített szórók lönyiladékainak vegetációs időben történő kaszálása, zúzása közben. A Marcal-medencében ez jellemző probléma (TURNY *et al.* 2016). Ennek oka szintén a költőhelyek ismeretlensége.

A természetvédelmi őri kapacitás a költések időszakában a gazdálkodók, gyepkezelések figyelemmel kísérése mellett csak a kiemelt természeti értékek védelmére elégséges. Ebbe jellemzően nem tartozik bele a hamvas rétihéja. Egy fő természetvédelmi őr mintegy 8 000 hektáron lát el konkrét őrzési feladatokat (NEMZETI TERMÉSZETVÉDELMI ALAPTERV 2015). A kapacitáshiány a nem védett területeken még hangsúlyosabb, ugyanakkor a költések jelentős része ilyen helyeken található (vö.: 1. táblázat).

Rendszerint védett vizenyős gyeppek, vizes élőhelyek állapotának fenntartása, javítása is negatívan érintheti költőhelyeit. Legelő állatok hiányában gyakorlat az ilyen növényzetfoltok rendszeres kaszálása (VISZLÓ 2012). Ezzel az éveken át használt költőhelyek megszűnhetnek, a kaszálás időpontjától függően fészkekalkak is elpusztulhatnak.

A legelő állatok túlzott létszáma vagy a legeltetés hosszabb időtartama miatti túllegeltetés kedvezőtlen lehet egyes vizes élőhelyen a hamvas rétihéja számára, ha nem maradnak kezeletlen, magasabb és sűrűbb, kiterjedtebb foltok. A megfelelően sűrű növényzet akár több éven keresztül sem alakul ki újra, így jóval kedvezőtlenebb lehet költésre (WIĄCEK 2009). Ez a kékes rétihéja éjszakázóhelyeire is hasonlóan hat (KOVÁCS 2021).

A kezelés teljes elhagyása sem mindenhol kedvező. Több helyen a lápi és mocsári élőhelyek kezelését felhagyják az állattartás háttérbeszorulásával. A szárazodással együtt ezen élőhelyek átalakulnak, idegenhonos fásszárúakkal záródnak (zöld juhar (*Acer negundo*), cserjés gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) stb.). Így a párok ezek helyett többnyire szántóföldi kultúrákban próbálkoznak fészkeléssel.

Szántóföldi kultúrákban beavatkozás nélkül a sikeres költés esélye minimális. Szinte valamennyi fészkelésre alkalmas kultúra betakarítása korábban kezdődik a fiatalok kirepülésénél (július eleje – augusztus vége).

A KAP agrártámogatásai sokszor szántóterület-növelésre készítetik a gazdákat a gyepek vagy a kiszáradt vizes élőhelyek rovására. A csekély termőképességű, például korábbi időszakos vízborítású élőhelyeket is művelésbe vonják a támogathatóság lehetősége miatt (KOVÁCS 2018). Ehhez hozzájárul, hogy a támogatható szántóterületek, táblák nem pontosan a helyrajzi számok szerint vannak kijelölve, hanem a műholdképek alapján látható művelt területek határvonalai alapján (MEPAR böngésző).

Több helyszínen a túzok és a hamvas rétihéja egy területen fordul elő. Az MTÉT túzokos vállalásainak megfelelő szálas és pillangós takarmányok késői kaszálása potenciális fészkelőhelyeket jelenthetnek a hamvas rétihéja számára. Azonban a számukra még így is korai időpont miatt a sikeres költés esélye igen csekély.

A nádasok korai hasznosítása a múltban is ismert probléma volt a hamvas rétihéja fészkelései kapcsán (TÓTH 2004). Napjainkban a nádaratás visszaszorulóban van. A hasznosítások jellemzően vegetációs idő után történnek, így kevesebb kockázatot jelentenek az aktív költések esetében. Több éve használt fészkelőhelyek azonban így megszűnhetnek. A fészkelésre többször is választott, alulkezelt természetközeli költőhelyeket veszélyeztetni, hogy az alulkezelés miatti elnadásodást, cserjésedést meg kell szüntetni. A kialakult állapot ugyanis a támogatások megvonását eredményezi. A kezeletlen területek művelésbe vonása (KOVÁCS *et al.* 2019), és a kötelező legeltetéssel, kaszálással (gyakran csak szárazúzózással) történő gyepterület kezelés, továbbá az évi minimum egy tisztítókaszálás előírása (HMKÁ) is kedvezőtlen a több évig elérhető fészkelőhelyek fennmaradására nézve, ha azokat a teljes területre alkalmazzák.

A Dunántúlra jellemző, hogy a mocsárréti környezetben terjedő idegenhonos aranyvessző (*Solidago* spp.) homogén foltjaiban gyakran fészkelnek hamvas rétihéják. Az aranyvesszővel fertőzött területrészek kaszálása fészkelési időben közvetlen veszélyforrás. A korábbi fészkelőhelyek átalakulása pedig hosszú távon a hamvas rétihéja párok elköltözéséhez vezethet (KOVÁCS 2018).

Újabban a (szükség-) takarmányigény is tényezővé vált az aszályos évek miatt. A korábban kezeletlenül hagyott, vizenyős gyepfoltokat vagy az előírt Natura 2000-hagyásterületeket, hagyássávokat is betakarítják a gazdálkodók. Ez elsősorban a költőhelyeket érinti negatívan, de hosszabb távon a táplálkozóterületek minőségére is hatással van.

A hagyományos hasznosítások mellett újabbak is megjelennek. Ilyen gyakorlat a korábban kedvezőtlennek ítélt és ezért alig hasznosított „savanyúfüvek” például télisás kaszálékának biomassza hőerőművekben történő hasznosítása, ami a korábbi, nagyobb kiterjedésű, kedvező állapotú élőhelyfoltokat megszüntetheti.

Az élőhelyfoltok több földhasználó esetén feldarabolódhatnak, így a szegélyhatás is jobban érvényesülhet. Az osztatlan közös tulajdonban lévő területeken, de akár egyéb esetekben is probléma, hogy a kaszálást végző személye és a várható kaszálás ideje is ismeretlen, akár a terület tulajdonosa vagy a természetvédelmi kezelő számára is.

Égetést alkalmazó élőhelykezelések, engedély nélkül végzett tavaszi gyeptisztító tüzek vagy természetes tűz hatására a láprétek esetében a zsombékoló sásosokban vagy tőzeges területeken kockázatot jelenthet a zsombékok pusztulása vagy a tőzeg begyulladás.

3.1.3. Technikai eszközök, módszerek veszélyei

Néhány újszerű vagy akár hagyományos eszköz, módszer esetében nem ismert a madarakra gyakorolt hatásuk. A pozitív tapasztalatok mellett a negatív tapasztalatokat is fel kell jegyezni, meg kell osztani. Ennek hiányában azok megismétlődése törvényszerű.

Alábbi módszerek a faj esetében csak védelmi vagy kutatási céllal indokoltak, a lehetséges kockázatok miatt, a tapasztalatok publikálása pedig alapvető elvárás.

- Befogás hálóval, hurkos kalitka: a Gyűrűzési Központ etikai szabályzata alkalmazása esetén a sérülés kockázata alacsony, de az evező- és kormánytollak sérülésével a röpképesség tartósan romolhat.
- Kvadrokopteres ellenőrzés: használata egyre gyakoribb, laikusok, természetfilmesek, fotósok és természetvédelmi szakemberek között. Szántóföldi kultúrák esetén jó eredménnyel használható fészekellenőrzésekre, azonban természetes növényzetben hatásfoka eddig gyengének bizonyult (TURNY Z. szóbeli közlése). Beigazolódott az is, hogy a hamvas rétihéja rátámadhat az eszközre (KILIC *et al.* 2017, TURNY Z. szóbeli közlése) ezért sérülés is megtörténhet. Magáncélú használata és az így készített – illegális – képanyagok megosztása tovább növeli az eszköz alkalmazásának kedvét a laikusok körében.
- Fészekbe helyezett vadkamera: a kamerát a tojók esetenként megpróbálják eltávolítani, megtámadni. Emellett kevesebb időt is töltenek a fészekben a kamera elhelyezése után (TURNY Z. szóbeli közlése). A kamera tiszta látóterének kialakítása miatt erőteljesen megritkított növényzet hatására elhagyhatják a fészeket (német kutatók tapasztalatai).
- Szárnykrotália: Nagytestű sólymokkal közös élőhelyeken (telelőterületeket is beleértve) a predáció esélyét növelheti (ZUBEROGOITIA–PROMMER 2011, ZUBEROGOITIA *et al.* 2012). Ezen túl a röpképességet is befolyásolja (TEJA *et al.* 2021), ami egy hosszútávú vonuló esetében hatványozottan hátrányos.
- Színes és ornitológiai gyűrű: a javasolt gyűrűméretet használat előtt ellenőrizni kell, tapasztalat szerint néha túl nagy lehet hímek esetében.
- Fészek közvetlen körbekerítése természetes élőhelyeken: alkalmazása során szerzett tapasztalatok alapján kockázatot jelenthet. A szárnyas ragadozók figyelmét a fészekre irányíthatja. Ezen kívül a hosszabb növényi szárazon a fiókák kimászhatnak a kerítésen túlra, ahonnan nem tudnak visszajutni a fészekbe. A kerítés környezetében a növényzet ismételt letaposása sem kedvező hosszabb távon.
- Fészek gyalogos megközelítése: általánosan elfogadott, hogy a fészekalj predáció esélye magas a kialakuló és hosszabb időn át megmaradó emberi nyomvonal miatt.
- Nyomkövető eszköz: eddig csak néhány esetben vizsgálták a nyomkövető eszközök hatását, ezért esetleges negatív hatásuk sem ismert. Megfelelő testsúly/jeladó arány (3-5% hámmal együtt) és áramvonalas (nem magasított) eszköz esetén a kockázat

valószínűleg alacsonyabb, de a tenger feletti repülés vagy repülve zsákmányolás esetén a nagyobb felületű eszközök légellenállása vagy a hámok túl szűk vagy hibás rögzítése negatív hatást válthat ki (a kinyújtott lábbal történő zsákmányolást akadályozhatja).

- Fotózás, folyamatos megfigyelés: fészkelőhelyen célirányos zavarásnak minősül. A fészektől 300 m-es távolságon túl kisebb a kockázat, de vannak egyedi különbségek az érzékenység tekintetében.

3.1.4. Táplálkozóterületeket veszélyeztető antropogén hatások

Az intenzív mezőgazdasági területek diverzitáscsökkenése és zsákmányfajok állományainak csökkenése és a mezőgazdasági termelés hatékonyságának gyors fejlődése negatívan érinti az élőhelyeket Európa-szerte. Emellett a rágcsáló-, rovar- és gyomirtó szerek használata is hozzájárul ahhoz, hogy csökken a hamvas rétihéjék táplálékbázisa (DONALD *et al.* 2002, KOKS *et al.* 2007). A táblaméretetek növekedése, a kukorica (*Zea mays*), a napraforgó (*Helianthus annuus*) és a repce (*Brassica napus*) termőterületének növekedése sok más faj mellett nem kedvez a hamvas rétihéjának sem, mivel ezekben a kultúrákban kevésbé, vagy egyáltalán nem tud zsákmányolni (BÁLDI–BATÁRY 2011, DONALD *et al.* 2001).

Az alacsonyabb, száraz gyepek és egyre gyakrabban azok kisebb kiterjedésű maradványainak eltűnése, átalakulása az állattartás visszaszorulásával felgyorsult. Ezeket a beerdősülés, özönnövények terjedése vagy művelésiág-váltás, például erdősítés vagy napelemparkok telepítése is veszélyezteti. Így elérhetetlenné válnak a szigetszerű táplálkozóterületek az aktívan repülve vadászó fajoknak. A nagyobb kiterjedésű gyepterületek kizárólagosan kaszálással való fenntartása kedvezőtlen lehet a fajszegényedés miatt.

Az afrikai telelőterületeken az élőhelyek átalakulása okoz problémát, amelynek oka a szárazodás, a fakitermelés, a túllegeltetés és a területek felégetése (LIMINANA *et al.* 2012, SCHLAICH *et al.* 2016) (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2023).

A vonulási útvonalakon, hágókon, szorosokon tömörülő madarakat érintő tömeges mészárlást számos külföldi szervezet igyekszik megfékezni a mediterrán térségben (pl. Grúzia, Málta, Líbia, Libanon stb.). A hazai állományt leginkább az olaszországi, máltai, algériai, líbiai régió érinti, amelyből több országban is magas a lelövés kockázata. Eddig két lengyelországi nyomkövetős hamvas rétihéjék lőttek le Észak-Afrikában (D. KRUPINSKI szóbeli közlése).

Minden évben megfigyelhetők sérült, lógó lábú hamvas és barna rétihéja egyedek. A sérülések oka azonban nem ismert. Az élő csalétekkel működő legális létrás-csapdák, vagy a legális hattyúnyakcsapdák nem megfelelő használata veszélyt jelent számos ragadozó madár- és bagolyfajra is. A kifejezetten rétihéjákra használt illegális csapóhálók általi pusztításáról is vannak információk néhány alföldi területről. Hátráltatja a helyzetet, hogy a világhálón számos eszköz megvásárolható, akár kifejezetten a rétihéjék befogására meghirdetve.

Több esetben figyeltek meg közutakat szegélyező, alacsonyan tartott gyepeken vadászó hamvas rétihéjék (BORBÉLY Z. 2020, ÁRVAY M. 2020, TURNY Z. 2021, FATÉR I. 2000, 2023. szóbeli közlései). A Kiskunságban nyomkövetővel ellátott példány jelei alapján többször is vadászott közút közvetlen közelében (ÁRVAY M. szóbeli közlése). Eddig két elgázolásos eset ismert (MME MADÁRGYŰRÜZÉSI KÖZPONT, GEBEI L. szóbeli közlése.).

A természetvédelemben, illetve a természetfotósok által is széles körben használatos drónok a hamvas rétihéjakra a fészük közelében jellemző támadókedv miatt kockázatot jelenthetnek.

A ragadozókra irányuló illegális mérgezések jellemző időszaka és a hamvas rétihéjék magyarországi jelenléte kevésbé esik egybe, ennek ellenére előfordult. 2021-ben Tura térségében egy hamvas rétihéja harmadlagosan mérgeződött (DEÁK G. szóbeli közlése).

A mezőgazdaságban használt vegyszerek jelenléte közvetve, a szervezetben felhalmozódva is veszélyforrás (SCHLAICH *et al.* 2016) de a kijuttatott növényvédő szerek veszélyesek lehetnek a kotló tojóra vagy a fiókákra is. A kevesebb rovar vagy kisemlős kisebb fiókaszámokat eredményezhet. A hamvas rétihéjék fontos tápláléka, a rovarok (Insecta) elleni védekezéshez Afrikában akár a mára Európában betiltott, súlyosan károsító szerek is használatban vannak, ismert DDT-vel mérgezett hamvas rétihéja a térségből.

A hamvas rétihéjék a cserjeszint feletti kiülőhelyeket, így a hazánkban általános középfeszültségű vezetékek oszlopait kevésbé használják, de a fiatalok és egyes példányok viselkedése ettől eltérhet (HARSÁNYI K. szóbeli közlése.). Lehetnek azonban olyan elektromos berendezések, akár határainkon kívül, amelyek egyelőre nem kerültek a természetvédők látóterébe. Kézre került és megvizsgált magyarországi példányok közül eddig egy hímnél állapítottak meg áramütést, de az azt okozó berendezés ismeretlen maradt (DÉRI J. szóbeli közlése).

3.2. Természetes eredetű hatások

3.2.1. Költési sikert befolyásoló természetes hatások

Magyarországon a hamvas rétihéjákat érintő ragadozókártétel-vizsgálat még nem történt, ezért nem tudjuk, hogy a sikertelen költések magas számában milyen arányban játszanak szerepet ragadozók. Emiatt célzott vizsgálatok megvalósítása szükséges a közeljövőben. Jelenleg a fészekellenőrzések során felderített esetek és egyéb megfigyelések ismertek. Ezeknél azonban nem mindig dönthető el, hogy a predációt hány esetben előzte meg a fészkek esetleges korábbi elhagyása zavarás vagy táplálékhiány miatt. Két időszakban történtek célzott ellenőrzések a sikertelenség megállapítására. A Hevesi-síkon és a Borsodi-Mezőségben 1995–2002 között az intenzív hasznosítású szántóföldi költőhelyeken 33 költésből négyet (12%), míg 15 természetes vegetációban lévő fészkek közül hetet (46%) valamilyen predátorok pusztítottak el (FATÉR *et al.* 2004).

Predációs nyomás szempontjából valószínűleg a szőrmés ragadozók (Carnivora) jelentik a legnagyobb veszélyt a fészkeikre, esetenként a tojóra. Szárazabb élőhelyeken a vörös róka (*Vulpes vulpes*), a borz (*Meles meles*), az aranyakál (*Canis aureus*) és a menyétfélék (Mustelidae), míg vizes élőhelyeken gyakrabban a vaddisznó (*Sus scrofa*) okozhat kárt a fészkekben. A kezeletlen nádasok mind az aranyakál, mind a vaddisznó kedvelt pihenő- és szaporodóhelyei, növekvő állományuk szerepet játszhat a sikertelen költések magas számában. A nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*) és a mosómedve (*Procyon lotor*) hatása nem ismert, de gyérítésük elmaradásával is összefüggő terjedésükkel tényezővé válhatnak. Az ócsai hamvasrétihéja-élőhely közelében a mosómedve elejtések száma emelkedik (LÓRÁNT M.

szóbeli közlése). A túl kis kiterjedésű hagyásterületek bevonozhatják a szőrmés predátorokat, amik így nagyobb eséllyel találhatják meg az ott található fészkeket.

A madarak (*Aves*) közül leginkább a varjúfélék okoznak károkat a tojásos fészkealjakban például a dolmányos varjak (*Corvus cornix*) vagy ritkábban hollók (*Corvus corax*), esetleg a szarka (*Pica pica*). Esetenként a már körülkaszált fészket fehér gólya (*Ciconia ciconia*) vagy gémfélék is károsíthatják (B. ARROYO szóbeli közlése). Ragadozómadarak közül a barna rétihéj (*Circus aeruginosus*) károsítja a fészkealjakat, de gyakori társfészkelők és ezáltal fészkelőhely- és táplálékkonkurens is lehetnek (WIACEK 2015). Ezen kívül a fiókáknak hozott zsákmányt is elrabolhatják (HENCZ P. szóbeli közlése).

A röpkepes egyedeket nagyobb testű ragadozó madarak zsákmányolják vagy zsákmányukat rabolják el. Az élőhelyeik átfedése miatt a kerecsensólyom (*Falco cherrug*), héja (*Accipiter gentilis*), illetve kevesebb eséllyel a parlagi sas (*Aquila heliaca*) jelent veszélyt (TURNY *et al.* 2022, HORVÁTH M. szóbeli közlése).

A legkisebb fiókák éhezés miatti pusztulása rendszeresen előfordul. Ennek mértéke szintén állományszabályozó hatású. Ha a kedvező fészkelőhelyek csökkenése miatt a táplálkozóterületek és a fészkelőhely távolsága növekszik, az negatívan befolyásolhatja a kirepült fiókák számát.

3.2.2. Éghajlatváltozással összefüggő hatások

Az ország területén, kiemelkedően a kiskunsági Homokhátságon a szárazodás és egyéb tényezők mellett a korábbi folyó- és folyamszabályozások és a faültetvény-telepítések miatti talajvízszint-csökkenés is korábbi vizes élőhelyek eltűnéséhez vagy átalakulásához vezet (például a mára felszámolódott buckaközi laposok lápfoltjai). Emiatt a vizes élőhelyek, sásos állományok átalakulnak, sztyeppedesnek, ami az alkalmas fészkelőhelyek számát csökkentheti. A szárazodással a gyeptüzek száma is emelkedik, amely az értékes gyepek fontos táplálkozóterületein jelent negatív hatást.

Az alacsonyabb vízszint a fészkelőhelyeken a szőrmés predátoroknak kedvez (WIACEK 2015, PURGER–MÉSZÁROS 2006).

A csapadék időbeni eloszlásának rendellenességei, a költési időben egyre gyakrabban nagy mennyiségű csapadékkal, jéggel együtt járó viharok is veszélyesek a fészkekre nézve (FATÉR *et al.* 2004, WIACEK 2015). A szántóföldi növények korábbra tolódó betakarítási időszaka az ott költő párokra jelent veszélyt.

A Száhel-öv éves csapadékatlagával összefüggést mutat az egyenesszárnyúak, főleg a sáskafajok bősége, ami hatással lehet a túlélési esélyekre. A megváltozó környezeti körülmények, például tartós aszályok, jellemző szélmozgások átalakulása kedvezőtlen hatásokat idéznek elő a tavaszi költőhelyre érkezés során, vagy olyan új útvonalakra kényszerítik az egyedeket, ahol nagyobb a lelövés, vagy éhen pusztulás veszélye.

4. A cselekvési program célkitűzései és intézkedései

4.1. Jogszabályi, intézményi, adminisztratív intézkedések

Fontosság: 1. magas

- Fészkelőhelyek több éven át tartó kezeletlenségét, kímélő kezelését támogathatóvá tenni a természetközeli költőterületein. A kezelés meghatározásához megelőzőleg vizsgálatok elvégzése szükséges (lásd: 4.2. és 4.3.).
- Víz területen tartása, ökológiai vízpótlás elősegítése az érintett közösségi élőhelytípusoknál az ismert vagy a potenciális költőterületeken (kiemelten: Alföld).
- Természetközeli gyepterületek, mocsarak és lápok területi csökkenésének megállítása, állandó gyepterületek feltörésének, erdősítésének, ipari energiatermelési célú átalakításának teljes korlátozása.

Fontosság: 2. közepes

- Fenntartási tervek Natura 2000-területek adatlapjain szereplő, a célfajt érintő ökológiai adatok aktualizálása.
- A hamvasrétiheja-adatokkal rendelkező szervezetek archív és aktuális adatainak rendszerezése és a különböző szervezeti adatbázisok szinkronizálhatóságának elősegítése.
- Védelmet célzó jelenlegi jogi-, gyakorlati megoldások és a folyamatok összegzése és vizsgálata hatékonyságuk, fenntarthatóságuk szempontjából. Rendszeres felülvizsgálatuk az ismeretek bővülése esetén.
- A hamvas rétiheja védelméhez segítséget nyújtó protokollok folytatása. Az in situ védelmi beavatkozásokról a természetvédelmi kezelőknek szóló rész elkészítése.
- Fészkeléseket felderítők biztosítása. A kiemelten veszélyeztetett fészekfogalások esetében (amennyiben a gazdálkodás korlátozása is szükséges) felderítők biztosítása a fészekkoordináták meghatározásának és az in situ beavatkozásokban való közreműködés, kezelési tanácsadás céljából. A természetvédelmi kezelői kapacitást kiegészítve:
 - a tűzokok védelmében vagy a Gyepvédelmi Tanácsadói Szolgálat részeként bevált gyakorlat mintájára a faj speciálisabb igényeit és védelmének módszertanát ismerő, a gyakorlati intézkedések lépéseinek megvalósításához folyamatos ellenőrzést, segítséget nyújtó tanácsadók, specialisták alkalmazásával
 - önkéntesek bevonásával
- Mindez hozzájárulhat ahhoz is, hogy az AKG vállalatokra alapozott kíméleti területek, valamint a Natura 2000 és védett természeti területeken a kaszálásbejelentések összevethetőek legyenek a fészkelések térinformatikai adataival.
- A fészket találó gazdálkodók támogatása, „megjutalmazás” megteremtése a direkt védelmi intézkedések hatására esetlegesen kieső termény árának kompenzálásán felül.
- A természetvédelmi őrszolgálat létszámának növelése, vagy a terepi jelenlétet csökkentő felelősségi köreik átcsoportosítása a védett értékek jobb ellenőrizhetőségének elősegítésére
- Fészkelőhelyek több éven át tartó kezeletlenségét, kímélő kezelését támogathatóvá tenni a természetközeli archív és potenciális költőterületeken is. A kezelés meghatározásában a természetvédelmi kezelő, szakmai szereplők irányadása szükséges.

- MTÉT-területek kibővítése az újonnan felderített, a hamvas rétihéja szempontjából kiemelt jelentőségűnek tekinthető területekkel és a faj állományának védelmét segítő AKG tematikus előírás csomag kidolgozása (Kovács 2018) (lásd: 4.3.).
- A természetkímélő, hamvasrétihéja-barát legelőre alapozott állattartás támogatása az érintett táplálkozóterületeken.
- Fészkelésre alkalmas élőhelyek létrehozásának támogatása a szántóföldi költőterületein és a potenciális költőterületekre is kiterjeszteni ezt a lehetőséget. A kultúrák és a kezelésük meghatározásához megelőzőleg vizsgálatok szükségesek.
- Faji diverzitást, kiemelten a mezőgazdasági területekhez kötődő madár- és kisemlős-, hüllőfajok állományait segítő mező- és gyepgazdálkodás, ökológiai gazdálkodás támogatása vagy elvárása az érintett táplálkozó területeken, kiemelten a védett természeti területeken és azok környezetében. A KAP területalapú támogatásainak átstrukturálása a sokféleség védelmének érdekében, a pihentetett területek és zöldítések a táplálékbázisra gyakorolt kedvező hatásai miatt.

Fontosság: 3. alacsony

- Alkalmas természetközeli növényzet rekonstrukciójának elősegítése az özönfajokkal fertőzött költőterületeken. Az aranyvesszőfajokkal fertőzött területeken a kezelés és a célállapotok meghatározásához megelőzőleg vizsgálatok szükségesek.
- Vadgazdálkodók és természetvédelem ellenérdekeinek vizsgálata az érintett és potenciális költőterületeken. Jogszabályok szigorítása.

4.2. Fajmegőrzési tevékenységek

Fontosság: 1. magas

- Éveken át foglalt csoportos fészkelőhelyek hosszú távú megtartása.
- A már ismert fészkelőhelyeket kiemelt hamvasrétihéja-barát kezelési területként kell számon tartani a természetvédelmi kezelőknek. Meg kell tartani az élőhelyek jellegét, ahol erre jogszabályi lehetőség van, hogy a párok újbóli megtelepedése lehetséges legyen. A kezeléseik hatásainak nyomon követéséhez, továbbá a célállapotok meghatározásához vizsgálatok szükségesek (lásd 4.3.).
- Leromlott költőhelyek, alkalmas élőhelyek rekonstrukciója.
- Leromlott, de korábban használt vagy alkalmassá alakítható természetközeli költőhelyeken a fásszárú vegetáció, esetenként a nád borításának csökkentése a 30-70 cm magas, sűrű és lehetőleg homogén lágyszárú állományok borításának növelése céljából.
- Szörmés ragadozók állománycsökkentése vagy kizárása, nem védett varjúfélék állománycsökkentése költőhelyeken
- Idegenhonos szörmés ragadozók elleni védekezés elősegítése

Fontosság: 2. közepes

- Élőhelyrekonstrukciók, élőhelyfejlesztések előtt a hamvas rétihéja potenciális és ismert költőterületein a potenciális élőhelytípusok, vizes élőhelyek esetében megfelelő

módszerekkel vizsgálandó a hamvas rétihéják jelenléte (lásd: 2.4.1.6. Választott élőhelytípusok).

4.3. Monitorozás és kutatás

Fontosság: 1. magas

- A teljes elterjedési területet érintő, a faj detektálhatóságát is figyelembe vevő, objektív és megismételhető monitoring módszerek fejlesztése. Az aktuális elterjedés és állománysűrűség meghatározása.
- A kiemelten kezelendő a több éven át használt csoportos költőhelyek felkutatása, pontos helyadatainak meghatározása.
- A magyarországi állományra ható tényezők sajátosságainak megismerése, hogy minél eredményesebb védelmi módszereket lehessen kidolgozni a helyi problémák megoldására.
- Optimális hamvas rétihéja élőhelyek és a szükséges kezelésük meghatározása vizsgálatokkal
A kezeléseket (lásd: Leromlott költőhelyek, alkalmas élőhelytípusok rekonstrukciója., 4.2.) hatásainak nyomon követéséhez, továbbá a célállapotok meghatározásához megelőző vizsgálatok szükségesek. Ezek hagyományos vagy újszerű kezelési lehetőségek esetében a hamvas rétihéjára és a többi védett fajra gyakorolt hatását vizsgálják. A megfelelő kezelés ismeretében nagyságrendekkel javíthatóak lennének a fészkelési lehetőségek a füves élőhelyeken, vagy akár új költőhelyek kialakítására is lehetőség nyílna a jobb táplálkozó- de fészkelőhelyekben szegény területeken.
- A védelmi beavatkozások nélkül is fenntartható szubpopulációk meghatározása és kiemelt védelmének előtérbe helyezése.
- Predációs nyomás csökkentését célzó megoldások hatékonyságának vizsgálata.

Fontosság: 2. közepes

- Esettanulmányok végzése a hatékony védelmi folyamatokat esetlegesen akadályozó helyzetek feltárásának és elhárításának céljából. A pozitív tapasztalatok mellett a negatív tapasztalatokat is fel kell jegyezni, meg kell osztani. Ennek hiányában azok megismétlődése törvényszerű.
- Mortalitätsi tényezők, populációdinamikai vizsgálata különböző állományokra bontva.
- Rétihéjakra irányuló illegális tevékenységek felderítése és az ellenük történő fellépés (például csapóhálók általi pusztítás, mérgezés és lelővések, illetve a világhálón kifejezetten a rétihéják befogására meghirdetett eszközök elleni fellépés).
- Mezőgazdasági vegyszerek hatásának vizsgálata a hazai állományban.

Fontosság: 3. alacsony

- Potenciális fészkelő- és táplálkozóterületek feltérképezése
- Az élőhelyvédelmi irányelv I. mellékletén szereplő füves élőhelytípusok fragmentumainak feltérképezése, természeti értékeinek regisztrálása a Natura 2000-területeken kívül is, megőrzésük elősegítésére.

- Magyarországi állomány telelőterületeinek meghatározása. Nemzetközi kutatások és kapcsolatok fejlesztése
- Védelemben, kutatásban használatos eszközök pozitív és negatív hatásainak vizsgálata. Alábbi módszerek a faj esetében csak védelmi vagy kutatási céllal indokoltak. A lehetséges kockázatok miatt, a tapasztalatok publikálása alapvető elvárás.
 - Befogás hálóval, hurkos kalitka: költési időben csak védelmi céllal vagy célzott kutatás esetén lehet indokolt.
 - Kvadrokopteres ellenőrzés: kutatási/védelmi céllal történő használatuk is csak a fajmegőrzési koordinátorral történő egyeztetéssel javasolt, illetve a drón használatára vonatkozó engedély birtokában lehetséges. Az eszköz használata során szerzett tapasztalatok megosztása kiemelten fontos. A légcsavarokra szerelhető védőháló használata nagyságrendileg csökkenti a sérülések kockázatát, így ezek használatát alapkövetelménnyé kell tenni madarak, denevérek monitorozása esetében.
 - Fészekbe helyezett vadkamera: csak kutatási célból lehetséges, a fészket körbevevő növényzet megváltoztatása nélkül.
 - Szárnykrotália: nagytestű sólymok általi predáció kockázata miatt nem javasolt alkalmazása a hamvas rétihéjára. Az egyedi azonosítást igénylő kutatásokhoz más, kímélőbb módszerek használata javasolt.
 - Fészek közvetlen körbekerítése természetes élőhelyeken: átgondolásra javasolt a használata természetközeli élőhelyeken.
 - Fészek megközelítése gyalogosan: Sehol nem indokolt, csak a körbekerítés kivitelezésekor van létjogosultsága.
 - Nyomkövető eszköz: jeladó alkalmazása anélkül, hogy a kutatás valós természetvédelmi célt szolgálna, nem javasolt.
 - Fotózás, folyamatos megfigyelés: fészkelőhelyen csak védelmi céllal, adatgyűjtés érdekében vagy közhasznú bemutatási céllal indokolt a nagyobb fiókás kort elért párok esetében a fészektől mért 300 méteres távolságban. A fajt jól ismerő természetvédelmi őr, vagy szakértő közreműködése szükséges az önálló cselekvés helyett. A javasolt a nagyközönség és elsősorban a természetfotósok növekvő igénye miatt meghatározni, széles körben ismertetni a fokozottan védett madárfajok élményszerző vagy üzleti célú megközelítésének veszélyeit. A fotós szervezeteknek ki kell dolgozniuk az ilyen esetekre vonatkozó etikus magatartás szabályait a természetvédelmi szervezetekkel egyeztetve.

4.4. Környezeti nevelés, kommunikáció

Fontosság: 1. magas

- Képzések kidolgozása, megvalósítása hamvas rétihéják fészkelési szokásairól, viselkedéséről, lehetséges veszélyekről a természetvédelmi szervezetek, természetvédelmi kezelők, vadgazdálkodók, valamint mezőgazdák számára a tudás és cselekvés közti szakadék csökkentésére.
- Önkéntesek, felmérők képzése a fészek felderítésére.

Fontosság: 2. közepes

- Gazdálkodók informálása a kiemelt költőterületeken. Az MTÉT területeken elérhető zonális AKG előírásokban szereplő, a gazdák számára előírt védett madárfajok fészkelésének bejelentéséhez szükséges szemléletformálás, képzés a hamvas rétihéja érintettségű területeken, specialisták, tanácsadók segítségével.
- Európai szintű akcióterv megalkotásának elősegítése nemzetközi munkacsoport megalakításával. Hazai munkacsoport újraszervezése.

Fontosság: 3. alacsony

- A vonulási útvonalakon ismert madármészárlások elleni fellépés támogatása. A hazai állományt leginkább az Olaszország, Málta, Algéria, Líbia régió érinti.
- Természetvédelemben és laikusok által használt eszközökkel kapcsolatos protokollok, etikai szabályok megalkotása.

4.5. A fajmegőrzési terv felülvizsgálata

A terv felülvizsgálata a meghatározott prioritások eléréséig három évente javasolt. Ezután öt vagy akár 10 évente.

4.6. Intézkedések összesítése

A fajmegőrzési tervhez kapcsolódó II. melléklet tartalmazza a hamvas rétihéja cselekvési programjának összefoglaló táblázatát

5. Irodalomjegyzék

- ACZÉL G. (2012): Hamvas rétihéják védelme a Marcal-medencében 2007–2011. *Heliaca* **8**: 78–80.
- AGÓCS B. – GALAMBOS A. – HEGYMEGI P. – KARY L. – KESZTHELYI K. – KISS A. – KOVÁCS V. – NÉRÁTH M. – REZNEKI R. – SZTAHURA E. – TÓTH P. – VÁRSZEGI G. (2015): Agrár-Környezetgazdálkodás – Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, Budapest, 72 pp.
- AGRÁRMINISZTERIUM (2019): Az Európai Parlament és a Tanács 2009/147/EK számú, a vadon élő madarak védelméről szóló irányelv 12. cikke szerinti, a 2013-2018-as időszakra vonatkozó országjelentés.
- ARROYO B. E. – GARCÍA J. T. (2006): Diet composition influences annual breeding success of Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) feeding on diverse prey. *Bird Study* **53**: 73–78.
- ARROYO B. E. – BRETAGNOLLE V. – GARCÍA J. T. (2003): Land use, agricultural practices and conservation of Montagu's Harrier. In: Thompson DBA, Redpath SM, Marquiss M (eds) *Raptors in a changing environment*. JNCC, Peterborough
- ARROYO B. E. – BRETAGNOLLE V. – LEROUX A. (2007): Interactive effects of food and age on breeding in the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*). *Ibis* **149**(4): 806–813.
- ARROYO B. E. – BRETAGNOLLE V. – GARCIA T (2013): "Land use, agricultural practices and conservation of Montagu's Harrier." raptor in a changing environment (2003): 449-463.
- ARROYO B. – GARCÍA J. T. – BRETAGNOLLE V. (2002): Conservation of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation* **5**: 283–290.
- ARROYO B. E. – GARCÍA J. T. – BRETAGNOLLE V. (2004): *Circus pygargus* Montagu's Harrier. In: PARKIN D. *The Journal of the Birds of the Western Palearctic: BWP Update* **6**(1): 41–55.
- BAGI I. – BARTHA D. – BARTHA S. – BAUER N. – BIRÓ M. – BODONCZI L. – BORHIDI A. – BOTTA-DUKAT Z. – BÖLÖNI J. – CSATHÓ A. – CSIKY J. – DEÁK J.Á – FEKETE G. – FOGARASI P. – GARADNAI J. – HÁZI J. – HORVÁTH A. – HORVÁTH D. – HUDÁK K. – VIDÉKI R. (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. *ÁNÉR 2011 / Habitats of Hungary*. Description and determinant of vegetation types in Hungary.
- BAGYURA J. – HARASZTHY L. (2004): The Status of Birds of Prey and Owls in Hungary. In: CHANCELLOR R. D. & MEYBURG B.-U. (eds.): *Raptors worldwide*. Proceedings of the VI World Conference on Birds of Prey and Owls. Budapest, Hungary, 18–23 May 2003. World Working Group on Birds of Prey and Owls – MME/BirdLife Hungary, Budapest: 663–672.

- BANKOVICS A. (1993): The Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in Hungary. In: Clemens C. (ed.): Proceedings of International Montagu's Harrier Conference in Kiel-Raisdorf, Germany, on 1–2 July 1993. Tagungsband. Kiel: 50–55.
- BÁLDI A. – BATÁRY P. (2011): The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study* **58**(3): 365–377.
- BÁLDI A. – KISBENEDEK T. (1999). Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: Effects of spatial scale and edge type. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. **45**: 97-114.
- BÁLDI A. – MOSKÁT CS. – SZÉP T. (1997): Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer IX. Madarak. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest
- BERGER-GEIGER B. – GALIZIA C. G. – ARROYO B. (2019): Montagu's Harrier breeding parameters in relation to weather, colony size and nest protection schemes: a long-term study in Extremadura, Spain. *Journal of Ornithology* **160**(2): 429–441.
- BÉCSY L. – KEVE A. (1977): The Protection and Status of Birds of Prey in Hungary. In: Report of Proced. World Conf. on Birds of Prey (Wien): 125–129.
- BIRDING.HU (2020): Statisztika – Hamvas rétihéja (*Circus pygargus*)
<http://birding.hu/index.php?page=statisztika&fajid=198>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2023): Species factsheet: *Circus pygargus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 23/11/2023.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021): European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Madárvédelmi irányelve (I.-es melléklet) Annex I of the Birds Directive lists
- BLASCO-ZUMETA J. – HEINZE G. M. (2020): Atlas de Identificación de las Aves de Aragón Identification Atlas of Aragon's Birds. Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*).
<http://blascozumeta.com>
- CARDADOR L. – BROTONS L. – MOUGEOT F. – GIRALT D. – BOTA G. – POMAROL M. – ARROYO B. (2015): Conservation traps and long-term species persistence in human-dominated systems. *Conservation Letters*, **8**(6): 456-462.
- CLARKE R. (1996): Montagu's Harrier. Arlequin Press, Essex, 208 pp.
- CRAMP S. – SIMMONS K. E. L. (1980): The Birds of the Western Palearctic, Vol. II: Hawks to bustards. Oxford University Press, Oxford.

- CURK T. – SCACCO M. SAFI K. – WIKELSKI M. – FIEDLER W.– KEMP R. –WOLTER K. (2020): Wing tags severely impair movement in African Cape Vulture. <https://doi.org/10.1101/2020.08.28.271700>.
- CURK T. –SCACCO M. – SAFI K. –WIKELSKI M. – FIEDLER W. – KEMP R. – WOLTER K. (2021): Wing tags severely impair movement in African Cape Vultures. *Anim Biotelemetry* **9**: 11 (2021). <https://doi.org/10.1186/s40317-021-00234-2>
- DEÁK B. – VALKÓ O. – TÖRÖK P. – VÉGVÁRI ZS. – HARTEL T. – SCHMOTZER A. – KAPOCSI I. – TÓTHMÉRÉSZ B. (2014). Grassland fires in Hungary–Experiences of nature conservationists on the effects of fire on biodiversity. *Applied Ecology and Environmental Research*. **12**: 267-283. https://doi.org/10.15666/aeer/1201_267283
- DEMONGIN L. (2016): Identification guide to birds in the hand. Cambridge University Press.
- DONALD P. F. – PISANO G. – RAYMENT M. D. – PAIN D. J. (2002): The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(3): 167–182.
- DONALD P. F. – GREEN R. E. – HEATH M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **268**(1462): 25–29.
- ESTRADA, A. – ARROYO B. (2012): Occurrence vs abundance models: Differences between species with varying aggregation patterns. *Biological Conservation*. **152**: 37-45. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.031>.
- FARAGÓ S.– KALMÁR S. (2014): A túzok (*Otis tarda* l.) élőhelyhasználata és élőhelyválasztása Magyarországon. *Magyar Ápróvad Közlemények*. 33-104. [10.17243/mavk.2014.033](https://doi.org/10.17243/mavk.2014.033).
- FATÉR I. (2006a): Hamvas rétihéja védelmi szempontú monitoring protokoll, 0 verzió. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. 2006.
- FATÉR I. (2006b): Hamvas rétihéja fészkek kifigyelés és a fészkek aktív védelme (segédlet a fészkek megtalálásához és védelmi munkához), 2.0 verzió. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. 2006
- FATÉR I. (2007): Hamvas rétihéja-védelmi program – 2005, *Heliaca* **2005**: 29–33.
- FATÉR I. (2014): Hamvas rétihéja *Circus pygargus*, Linnaeus, 1758. In: HARASZTHY L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár: 556–558.

- FATÉR I. & HARASZTHY L. (2009): Hamvas rétihéja *Circus pygargus* (Linnaeus, 1758). *In:* Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Bankovics A., Schmidt A. & Schmidt E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest: 215–216.
- FATÉR I. – TÓTH L. – TAMÁS E. A. (2004): Protection of Montagu's Harrier *Circus pygargus* on the Heves–Borsod Plain with special attention to nesting on agricultural habitats. *In:* Chancellor R.D. & Meyburg B. U. (eds.) Raptors Worldwide. Proceeding of the VI World Conference on birds of prey and owls. Budapest Hungary 18-23 May 2003. World Working Group on Birds of Prey and Owls – MME/Birdlife Hungary, Budapest: 823-828.
- FERGUSON-LEES J. – CHRISTIE D. A. (2001): Raptors of the world. Bloomsbury Publishing
- FORSMAN D. (1993): Hybridising harriers. *Birding World* **6**(8): 313.
- FORSMAN D. (1995): Male Pallid and female Montagu's Harrier raising hybrid young in Finland in 1993. *Dutch Birding* **17**(3): 102–106.
- FORSMAN D. (2016): Flight Identification of Raptors of Europe, North Africa and the Middle East. Bloomsbury.
- GALUSHIN V. M. (1974): Synchronous fluctuations in populations of some raptors and their prey. *Ibis* **116**(2): 127–134.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM U. N. – BAUER K. M. – BEZZEL E. (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4 Falconiformes, AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden: 97–136.
- GODÓ L. (2016): Hamvas rétihéjék (*Circus pygargus*) fészkelőhelyválasztása Magyarországon. MSc dolgozat. Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
- GORMAN G. (1996): *The birds of Hungary*. Christopher Helm – A & C Black, London
- GUIXÉ D. – ARROYO B. (2011): Appropriateness of special protection areas for wide-ranging species: the importance of scale and protecting foraging, not just nesting habitats. *Anim Conserv* **14**:391–399
- HARASZTHY L. (szerk) (1984): Magyarország Fészkelő Madarai, Natura, Budapest 1984.
- HARASZTHY L. (1996): Gyakorlati ragadozómadár-védelem. MME könyvtára 5. 1993
- HARASZTHY L. (szerk.) (2014): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. - Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár

- HARASZTHY L. (2019): Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája. I-II. Pro Vértes Nonprofit Zrt. Csákvár
- HARASZTHY L. – BAGYURA J. (1993): Ragadozómadár-védelem az elmúlt 100 évben Magyarországon. *Aquila* **100**: 105-121.
- JANOWSK S. – PÜRCKHAUER C. – KRÜGER R. – TIETZE D. T. – WINK M. (2018): Recruitment Rates, Natal and Breeding Dispersal of Montagu's Harriers (*Circus Pygargus*) by Means of Microsatellite Analysis. *The Open Ornithology Journal*, Bentham Open
- JIMENEZ D. T-O. – ARROYO B.– POMAROL M. –SANTANGELI A. (2016): From a conservation trap to a conservation solution: Lessons from an intensively managed Montagu's harrier population. *Animal Conservation*. 19. n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/acv.12260>.
- JOEST R. (2017): From nest protection for Montagu's Harrier *Circus pygargus* to habitat management for farmland birds – recent developments in the SPA “Hellwegbörde”. *Vogelwelt* **137**: 378 – 382.
- KATZNER T. E. – BRAGIN E. A. – KNOCK S. T.– SMITH A. T. (2006): Spatial structure in the diet of imperial eagles *Aquila heliaca* in Kazakhstan. *Journal of Avian Biology* **37**: 594–600.
- KELLER V. – HERRANDO S. – VOŘÍŠEK P. – FRANCH M. – KIPSON M. – MILANESI P. – MARTÍ D. – ANTON M. – KLVAŇOVÁ A. – KALYAKIN M.V. – BAUER H.-G. – FOPPEN R.P.B. (2020): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona. Térbeli eloszlás: <https://ebba2.info/maps/species/Circus-pygargus/change/change/>
- KILIC J. – C. PÜRCKHAUER (2017): Koptereinsatz im Schutz der Wiesenweihe *Circus pygargus*: Wie reagieren die Vögel auf die Kontrolle der Brut aus der Luft und eignet sich diese Methode? *Vogelwelt* 137: 383 – 395.
- KITOWSKI I. 2008. Breeding ecology of Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in marshes of Eastern Poland: importance of aggregated nesting. *Acta Zool. Litua*. **18**: 83–89.
- KOKS B. J. – TRIERWEILER C. – VISSER E. G. – DIJKSTRA C. – KOMDEUR J. (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? *Ibis* **149**(3): 575-586.
- KOKS B. J. – VISSER E. G. (2002): Montagu's Harrier *Circus pygargus* in the Netherlands: does nest protection prevent extinction? *Ornithologischer Anzeiger* **41**:159–166.
- KONYHÁS S.– KOVÁCS G. (2005): Hamvas rétihéja *Circus pygargus*. In: ECSEDI Z. (ed.) *A Hortobágy madárvilága*. Mezőgazda, Budapest. 209.

- KOVÁCS A. (2018): Az élőhelyhasználat tér- és időbeli változásainak vizsgálati lehetőségei a hamvas rétihéjánál (*Circus pygargus*). *Annales musei historico-naturalis hungarici*. Volume **110**: 95–110.
- KOVÁCS A. – TURNY Z. – HENCZ P. – ACZÉL G. – KAUFMAN G. – FELLNER Z. (2019): Az agrárélőhelyek kezelésében mutatkozó érdekellentétek hatása a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) Marcal-medencei fészkelő állományára. Konferenciaposzter. In: XII. MTBK program és összefoglalók: 33.
- KOVÁCS A. – TURNY Z. – PAPP G. (2021): Útmutató a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) terepi határozásához. Parlagi Sas Alapítvány. Eger,
- KOVÁCS G. (2021): A kékes rétihéja (*Circus cyaneus*) hortobágyi telelőállományának alakulása 2000–2020 között. *Heliaca* **17**: 71-74.
- KRÁLL A. – LÓRÁNT M. – MARTICSEK J. – NAGY D. (2016): Terepi madárhatározó gazdálkodóknak. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
- KRÁLL A. – MARTICSEK J. – LÓRÁNT M. – NÉMETH Á. (2010): Madárbarát gazdálkodó kalendárium. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
- KRÓLIKOWSKA N. – KRUPIŃSKI D. – KUCZYŃSKI L. (2018): Combining data from multiple sources to design a raptor census - the first national survey of the Montagu's Harrier *Circus pygargus* in Poland. *Bird Conservation International*. **28**: 350-362. <https://doi.org/10.1017/S0959270917000235>.
- KRÜGER R. M. – LANZ U. – PÜRCKHAUER C. – KLEIN H. (2017): Crop-breeding Montagu's Harriers *Circus pygargus* in Franconia (Germany) 1994-2015 at the crossroads of biology, land use, protection and public policies. *Vogelwelt* **137**: 319-329.
- KRUPIŃSKI D. – LEWTAK J. – KUCZYŃSKI L. (2014): Krajowy Plan Ochrony Błotniaka Łąkowego. Towarzystwo Przyrodnicze „Bocian”, Warszawa.
- LAKATOS S. (1878): A magyarországi örvös ölyvekről. *Természettudományi közlöny* **10**: 155–158.
- LAKATOS S. (1898): A bagolyhéják előfordulásáról. *A természet* **17**: 2–5.
- LENGYEL SZ. – LONTAY L. – ARADI CS. – GŐRI SZ. – KAPOCSI I. – MOLNÁR A. (2008): Gyepterületek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek–Pusztakócsón. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen
- LIMIÑANA R. – GARCÍA J. T. – GONZÁLEZ M. J. – GUERRERO Á. – LAVEDÁN J. – MORENO J. D. – MUÑOZ R. A. – PALOMARES E. L. – PINILLA A. – ROS G. – SERRANO C. – SURROCA M. – TENA

- J. – ARROYO B. (2011): Philopatry and natal dispersal of Montagu's harriers (*Circus pygargus*) breeding in Spain: a review of existing data. *European Journal of Wildlife Research* **58**(3): 549–555.
- LIMINANA R. – SOUTULLO Á. – URIOS V. – REIG-FERRER A. (2012): Migration and wintering areas of adult Montagu's harrier *Circus pygargus* breeding in Spain. – *J. Ornithol.* **153**: 85–93.
- LIMIÑANA R.– SOUTULLO A.– URIOS V.– SURROCA M. (2006): Vegetation height selection in Montagu's Harriers *Circus pygargus* breeding in a natural habitat. *Ardea* **94**(2): 1–5.
- LONTKOWSKI J. – SKAKUJ M. (1995): Die Unterscheidung von Korn- *Circus cyaneus*, Wiesen- *C. pygargus* und Steppenweihe *C. macrourus*. *Limicola* **9**(5): 233–275.
- LÓRÁNT M.– TURNY Z. (2018): Adatok a Turjánvidék madárfaunájához, különös tekintettel a természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű fajokra. In: KORDA M. Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén. *Rosalia* **10** (2018): 961–999.
- ORTA J. – DE JUANA E.– BOESMAN P. F. D. – MARKS J. S. – GARCIA E. F. J. (2020g): Montagu's Harrier (*Circus pygargus*). Version 1.0. In: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D. A. & de Juana E. (eds.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. – www.birdsoftheworld.com
- MAGYAR G.– HADARICS T.– WALICZKY Z.– SCHMIDT A.– NAGY T.– BANKOVICS, A. (1998): *Nomenclator Avium Hungariae*. KTM Madártani Intézete, MME, Winter Fair. Budapest-Szeged, 46
- MICHALSONS H. A. – HARASZTHY L. (1985): Montagus Harrier *Circus pygargus* Migrations in the Eastern Europe. Migrations in the Western Asia in *Migration of Birds of Eastern Europe and Norther Asia* Moscow, Nauka, 1985 279-283. p.
- MIHÓK B. – PATAKI GY. – KOVÁCS E. – BALÁZS B. – AMBRUS A. – BARTHA D. – CSÁNYI S.– CSÉPÁNYI P. – ALBERT T. – ERŐS, T. – MARGÓCZI K. – PODMANICZKY L. – STANDOVÁR T. – SZEMETHY L. – TÖRÖK K. – TÖRÖK P. – BÁLD A. (2014): A magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. *Természetvédelmi Közlemények* **20**: 1–23.
- MILLON A.– BOURRIOUX J. L.– RIOLS C.– BRETAGNOLLE V. (2002): Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu's Harrier: an 8-year study in north-eastern France. *Ibis* **144**: 94–105.
- MILLON A.– BRETAGNOLLE V. (2008): Predator population dynamics under a cyclic prey regime: Numerical responses, demographic parameters and growth rates. *Oikos* **117**: 150–151.

- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani Egyesület, Budapest. 278 pp.
- NAGY SZ. (1998): Fontos madárélőhelyek Magyarországon. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. Budapest.
- NEMZETI TERMÉSZETVÉDELMI ALAPTERV (2015): Magyar közlöny 2015. évi 83. szám. IX. Határozatok Tára. Az Országgyűlés 27/2015. (VI. 17.) OGY határozata a 2015–2020 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról. 7689– 7891
- PANDOLFI M. – TANFERNA A. (2009): Long-Term Change in Population Size and Reproductive Parameters of Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) in Italy. Journal of Raptor Research. 42. 10.3356/JRR-08-65.1.
- POMAROL M. (1994): Releasing Montagu's harrier (*Circus pygargus*) by the method of hacking. Journal of Raptor Research, **28**: 19-22.
- POPRAK K. – MACHAR I. – VRBKOV. J. (2013): Population trend, distribution and habitat requirements of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in central Moravia (Czech Republic). Sylvia **49**: 111–134.
- PURGER J. – MÉSZÁROS L. (2006): Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Ducks *Aythya nyroca*. Bird Conservation International. 16. 309-316. <https://doi.org/10.1017/S0959270906000451>.
- PÜRCKHAUER C. (2017): Conservation strategies: How do we promote the protection of Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) effectively? Which kind of 'action plan' do we need? Vogelwelt **137**: 411 – 414.
- RAKONCZAY Z. (szerk.) (1989): Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. Akadémiai kiadó, 1989
- RODEBRAND S. (2015): Atgärdsprogram för ängshök 2011–2015. Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6465-5. ISSN 0282-7298
- RUTKOWSKI R. – KRUPIŃSKI D. – KITOWSKI I. – POPOVIC D. GRZYCZYŃSKA A. – MOLAK M. – DULISZ B. – POPRAK K. – MULLER S. – MULLER R. – GIERACH K-D. (2015): Genetic structure and diversity of breeding Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in Europe. European Journal of Wildlife Research. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0943-3>.
- SALAMOLARD M. (1997): Utilisation de l'espace par le busard cendré *Circus pygargus*, superficie et distribution des zones de chasse. Alauda **65**: 307–320.

- SALAMOLARD M.– BUTET A.– LEROUX A.– BRETAGNOLLE V. (2000): Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology* **81**: 2428–2441.
- SANDERSON F. J.– DONALD P. F.– PAIN D. J.– BURFIELD I. J.– VAN BOMMEL F. P. J. (2006): Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* **131**: 93–105.
- SANTANGELI A. – ARROYO B. (2017): The Montagu's Harrier *Circus pygargus* in Spain: Population status and trend, nesting habitat, nest protection measures and conservation solutions. *Vogelwelt* **137**: 372 – 377.
- SCHLAICH A. (2019): Migrants in double jeopardy - Ecology of Montagu's Harriers on breeding and wintering grounds. <https://doi.org/10.33612/diss.97354411>.
- SCHLAICH A. – BRETAGNOLLE V. – BOTH CH. – KOKS B.J. – KLAASSEN R. (2023): On the Wintering Ecology of Montagu's Harriers in West Africa: Itinerancy in Relation to Varying Annual Environmental Conditions. *Ardea*. 111. <https://doi.org/10.5253/arde.2023.a4>.
- SCHLAICH A. – KLAASSEN R. –BOUTEN W. –BOTH CH. – KOKS B. (2015): Testing a novel agri-environment scheme based on the ecology of the target species, Montagu's Harrier *Circus pygargus* *Ibis* **157**(4): 713-725.
- SCHLAICH A. E.– KLAASSEN R. H.– BOUTEN W.– BRETAGNOLLE V.– KOKS B. J.– VILLERS A.– BOTH C. (2016): How individual Montagu's Harriers cope with Moreau's paradox during the Sahelian winter. *Journal of Animal Ecology* **85**(6): 1491–1501.
- STUDINKA L. (1942): Megfigyelések a Hamvas rétihéjáról. *Aquila* **46–49**: 224–228.
- SUTHERLAND W. – WOODROOF H. (2009): The need for environmental horizon scanning. *Trends in ecology & evolution*. 24. 523-7. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.008>.
- SZÉP T. – CSÖRGŐ T. – HALMOS G. – LOVÁSZI P. – NAGY K. – SCHMIDT, A. (2021): Magyarország madáratlasza–Bird Atlas of Hungary. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest (in Hungarian with English Summary)
- TERRAUBE J.– ARROYO B. E.– MOUGEOT F.– KATZNER T. E.– BRAGIN E. A. (2010): Breeding biology of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in north-central Kazakhstan. *Journal of Ornithology* **151**(3): 713–722.
- THIOLLAY J. M.– NEWTON I.– BRETAGNOLLE V. (2004): Rapaces nicheurs de France: distribution, effectifs et conservation. Delachaux et Niestlé

- TÓTH L. (2004): A hamvas rétihéja (*Circus pygargus* Linnaeus, 1758) elterjedése, állomány nagysága és védelme a múltban és napjainkban Magyarországon. Természetvédelmi közlemények **11**: 541–549.
- TRIERWEILER C. (2010): Travels to feed and food to breed: The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Chapter 9. General discussion. Groningen: s.n. 264 p.
- TRIERWEILER C.– DRENT R. H.– KOMDEUR J.– KOKS B. J. (2010): Travels to feed and food to breed. Home range size and habitat selection of the endangered Montagu's harrier *Circus pygargus* in NW Europe: implications for conservation. PhD thesis. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen, 47-67.
- TRIERWEILER C.– KLAASSEN R. H. G.– DRENT R.H.– EXO K.-M.– KOMDEUR J.– BAIRLEIN F.– KOKS B. (2014): Migratory connectivity and population-specific migration routes in a long-distance migratory bird. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences **281**(1778): 20132897.
- TRIERWEILER C.– KOKS B. J. (2009): Montagu's Harrier *Circus pygargus*. In: ZWARTS, L., BIJLSMA, R.G., VAN DER KAMP, J. & WYMENGA, E. (eds.): Living on the edge. Birds and wetlands in a changing Sahel. 2nd Edition. KNNV Publishing, Zeist: 312–327.
- TRIERWEILER C.– MULLIÉ W. C.– DRENT R. H.– EXO K. M.– KOMDEUR J.– BAIRLEIN F.– HAROUNA A.– DE BAKKER M.– KOKS B. J. (2013): A Palaearctic migratory raptor species tracks shifting prey availability within its wintering range in the Sahel. Journal of Animal Ecology **82**: 107–120.
- TURNY Z.– ACZÉL G.– HENCZ P.– KONYHÁS S.– FATÉR I.– TÓTH L.– SZÉLL A. – LÓRÁNT M. – VÁCZI M.– GEBERI L.– PUSKÁS L.– NAGY L.– SZINAI P.– LONTAY L.– BARCÁNFALVI P.– KATONA J.– PONGRÁCZ Á.– SERES N. (2016): Hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) állomány adatok 2013-2014-ből. Heliaca **12**: 34–41.
- TURNY Z. – GODÓ L. – KOVÁCS A. (2022): Hamvas rétihéja *Circus pygargus*, Linnaeus, 1758. In.: Haraszthy L. & Bagyura J. (szerk.): Magyarország ragadozó madarai és baglyai. 1. kötet. MME Budapest: 601-637.
- TURNY Z.– KOVÁCS A. (2020): Útmutató. a hamvas rétihéja (*Circus pygargus*) terepi felméréséhez. Parlagi Sas Alapítvány. Eger
- VADÁSZ CS. – LÓRÁNT M. (2014): Mennyiben járultak hozzá a 2009–2014 között lezajlott agrár-környezetgazdálkodási program tűzokvédelmi zonális célprogramjainak előírásai a tűzok (*Otis tarda*) költési sikerét a fészkelési időszakban veszélyeztető tényezők mérsékléséhez? Aquila **121**: 23–33.

- VANSTEELANT W.M.G. – WEHRMANN J. – ENGELN D. – JANSEN J. – VERHELST B. – BENJUMEA R. – CAVAILLÈS S. – KAASIKU T. – HOEKSTRA, B. – DE BOER F. (2020): Accounting for differential migration strategies between age groups to monitor raptor population dynamics in the eastern Black Sea flyway. *Ibis* **162**: 356-372. <https://doi.org/10.1111/ibi.12773>
- VAS Z. – FUISZ T. I. – PRIVIGYEI Cs. – TÓTH L. (2011): Hazai ragadozó madaraink felismerése, vedlése, kor- és ivarhatározása Budapest: Magyar Természettudományi Múzeum. 134 pp.
- VÄLI Ü. (2017): The recent decades of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in Estonia: numbers, reproductive success and habitats. *Vogelwelt* **137**: 351–358.
- VISZLÓ L. (2012): A természetkímélő gyepgazdálkodás. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár.
- WIĄCEK J. (2009): Nest site selection of Montagu's Harrier *Circus pygargus* breeding in natural habitats in eastern Poland. *Ardea* **97**(1): 117–119.
- WIĄCEK J. (2015): Long-term changes of breeding success in Montagu's Harrier *Circus pygargus*. *Belgian Journal of Zoology* **145**(2): 103–114.
- ZUBEROGOITIA I.–ARROYO B.–O'DONOGHUE B.–ZABALA J.–MARTÍNEZ J. A.–MARTÍNEZ J. E.–MURPHY S. G. (2012): Standing out from the crowd: are patagial wing tags a potential predator attraction for harriers (*Circus* spp.)? *Journal of Ornithology* **153**(3): 985–989.
- ZUBEROGOITIA I.–PROMMER M. (2011): The effect of intraguild predation on forest-dwelling raptors. In: ZUBEROGOITIA I. & MARTÍNEZ J. E. (eds.): *Ecology and conservation of european forest-dwelling raptors*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao: 168-175.

Internetes hivatkozások

- EIONET.EUROPA.EU (2023): Population status and trends at the EU and Member State levels/*Circus pygargus*. https://nature-art12.eionet.europa.eu/article12/summary?period=3&subject=Circus+pygargus&reported_name= (letöltés dátuma: 2023.12.10.)
- EUROPEAN RED LIST OF BIRDS 2020 (letöltés dátuma: 2023.12.10.)
- WWW.MME.HU (2023): Magyarország madarai: Hamvas rétihéja <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-cirpyg> (letöltés dátuma: 2023.05.29.)
- WWW.NATURA.2000.HU (2023): <https://natura.2000.hu/hu/terulet> (letöltés dátuma: 2023.12.10.)
- MADÁRVÉDELMI IRÁNYELV (I.-es melléklet) Annex I of the Birds Directive list

PARLAGI SAS ALAPÍTVÁNY (2023): (letöltés dátuma: 2023.12.10.):

1. Fészkelő rétihéjainkról – <https://www.youtube.com/watch?v=-stauFh1EJE>
2. A rétihéják határozásáról – <https://youtu.be/xGlh4H--5GA>
3. Ismerjük meg a hamvas rétihéját – <https://youtu.be/0z6qyGhVeyo>
4. Önkéntesek a hamvas rétihéjáért – https://youtu.be/QsJr6cP_NrU
5. A hamvas rétihéja védelméről – https://youtu.be/6N8_zyd4H4I

6. Mellékletek

Fészkelőhelyek



Rendszeresen használt csoportos fészkelőhely mocsári magaskórós, magassásásos élőhelyfoltban, amely koratavaszi tüzeset után újsarjadt (fotó: Bárdos Tibor)



Fészkelésre jelenleg nem alkalmas, a talajvízszint folyamatos csökkenése miatt kiszáradóban lévő, juhokkal legeltetett egykori zombéksásos élőhelyfolt egy fészkelőhely szegélyében a Kiskunságban (fotó: Turny Zoltán)



Szőrmés ragadozók és kaszálás ellen védő, kész elemekből összeállított védőkerítés a költés végén, kaszáláskor. Ezt a télisásost korábban több, mint 3 évig nem kaszálták. Felső-Kiskunság (fotó: Turny Zoltán)



Kézi cserjeirtás az évekig nem hasznosított, cserjésedő fészkelőhelyen. Turjánvidék (fotó: K. Szabó Attila)



Fészkelőhely védelmére kialakított védőzóna sarokpontjainak jelölőkarózása kaszálás előtt, magassásosban. Marcal-medence (fotó: Kaufman Gábor)



Idegenhonos özönnövény (aranyvesző faj) által dominált fészkelőhely feltáró kaszálási sávokkal és fészek aranyvesző között. Marcal-medence (fotó: Hencz Péter)



*Hamvas rétihéja fészkelése őszi árpában, aratás előtt karókkal kijelölt védőzónával. Bihari-sík
(fotó: Fatér Imre)*



Körbekerített szántóföldi fészkelés, felülnézeti drónfotó. Bihari-sík (fotó: Fatér Imre)