

ŠTÚDIA VPLYVU VEĽKÝCH DRUHOV ČAJOK NA HNIEZDNU ÚSPEŠNOSŤ ĎALŠÍCH DRUHOV VTÁKOV HNIEZDIACICH NA ROVNAKEJ LOKALITE



Larus cachinnans, Hortobágy (Maďarsko). Foto: J. Svetlík

Česká společnost ornitologická - Jihomoravská pobočka
Lidická 25/27, 602 00 Brno

Autorka: **Mgr. Hana Latková, PhD.**
Recenzenti: Ing. David Horal, Štefan Benko
2015

Spracované pre: **Občanské sdružení Krok**, Komenského 2124, 697 01 Kyjov



ZADANIE

Základným cieľom je zostaviť rešerš európskej a svetovej literatúry, zameranej na problematiku vplyvu veľkých druhov čajok (č. bieloľavá *Larus cachinnans*, č. žltónohá *L. michahellis*, č. striebristá *L. argentatus*, príp. ďalšie druhy s podobnou ekologickou úlohou v ekosystémoch Palearktu) na hniezdnu populáciu vodných vtákov, hlavne druhov z čeľade čajkovitých a rybárovitých. Predmetom záujmu je miera ovplyvnenia ich hniezdnej úspešnosti veľkými druhmi čajok či už priamou predáciou alebo nepriamo, mechanizmy tohto ovplyvňovania a obranné stratégie dotknutých druhov. Pozornosť by mala byť venovaná tiež dlhodobému vplyvu veľkých druhov čajok na vývoj hniezdných populácií ostatných druhov v okolí ich hniezdisk.

Najväčšia pozornosť by mala byť venovaná stredoeurópskemu priestoru, následne vnútrozemiu Európy, európskemu pobrežiu a v prípade nedostatočného množstva vhodných štúdií aj severoamerickému priestoru.

Výsledky štúdie budú slúžiť na presadzovanie cieľov v chránených vtáčích územiach sústavy NATURA 2000, ZCHÚ (Zvlášť chránená územia) aj mimo nich. Budú poskytnuté kompetentným orgánom ochrany prírody tak, aby mohli byť zapracované do plánov starostlivosti. Výsledky budú publikované, aby sa s nimi zoznámila aj širšia odborná verejnosť.

OBSAH

ÚVOD	1
METODIKA	2
CIEĽOVÉ DRUHY	2
<i>Larus cachinnans</i> Pallas, 1811.....	2
<i>Larus michahellis</i> J.F. Naumann, 1840	4
<i>Larus argentatus</i> Pontoppidan, 1763	4
1. VPLYV VEĽKÝCH DRUHOV ČAJOK NA ĎALŠIE DRUHY VTÁKOV NA ROVNAKEJ LOKALITE	5
1.1. Pozorovania z ČR a SR	5
1.2. Situácia vo vnútrozemí Európy	7
1.3. Hniezdna konkurencia.....	9
1.4. Predácia a kleptoparazitizmus	10
2. ADAPTÁCIE VTÁKOV NA VEĽKÉ DRUHY ČAJOK	12
3. POUŽITÉ METÓDY SLEDOVANIA A VYHODNOCOVANIA VPLYVU VEĽKÝCH DRUHOV ČAJOK NA INÉ VTÁKY	13
4. MANAŽMENT POPULÁCIE VEĽKÝCH DRUHOV ČAJOK S CIEĽOM ZVÝŠENIA HNIEZDNEJ ÚSPEŠNOSTI ĎALŠÍCH DRUHOV VTÁKOV	15
4.1. Metódy potláčania populácií veľkých druhov čajok a ich vyhodnotenie.....	15
4.2. Vyhodnotenie skúseností s potláčaním veľkých druhov čajok	17
4.3. Selektívne potláčanie vybraných jedincov v populácii.....	20
4.4. Vplyv rušenia ľuďmi na lokalite.....	22
4.5. Ďalšie manažmentové opatrenia	23
SÚHRN	24
POUŽITÁ LITERATÚRA	26
Príloha 1: Viacjazyčné názvy druhov uvedených v texte.	31

ÚVOD

Veľké druhy čajok z komplexu *Larus argentatus-cachinnans-michahellis* vykazujú za posledných približne 50 rokov značné nárasty svojich populácií v Európe a severnej Amerike (napr. Blokpoel & Spaans 1991; Vidal et al., 1998a). Za pravdepodobnú príčinu sa považuje zvýšenie potravných možností na otvorených skládkach odpadu v urbánnom prostredí a na odpade z rozvíjajúceho sa komerčného rybolovu. Ďalšou príčinou by mohla byť zvýšená ochrana hniezdnych lokalít a samotného druhu v pôvodných oblastiach výskytu, kde boli čajky predtým potlačované (Blokpoel & Spaans, 1991; Migot, 1992; Bosch et al., 1994; Oro et al., 2005; Paracuellos & Nevado, 2010).

Kvôli svojej prispôsobivosti, agresívnemu a oportunistickému správaniu sú veľké druhy čajok často považované za problematické (Vidal et al., 1998a). Vzhľadom na početnosť kolónií sa im pripisuje vina na zmene vlastností pôdy a rastlinných spoločenstiev na lokalite (Vidal et al. 1998b; García et al. 2002), uvádzané sú zmeny suchozemských spoločenstiev hmyzu a vtákov (Bosch, 1996; Martínez-Abraín et al., 2003; Oro et al., 2005) a znečistenie vodných zdrojov (Ferns & Munge, 2000 in Martínez-Abraín, 2000). Navyše sú čajky v urbánnom prostredí obviňované zo znečisťovania budov a áut či obťažovania chodcov. To všetko viedlo ľudí k presvedčeniu, že veľké čajky sú tzv. „premnožené škodce“ (viacero autorov, vid' Martínez-Abraín, 2000).

Rozšírenie týchto oportunistických druhov na územie Slovenskej a Českej republiky vyvolalo obavy z ich možného negatívneho vplyvu na biodiverzitu, početnosť a hniezdnu úspešnosť pôvodných druhov vodného vtáctva. Natíska sa otázka, či je vhodné začať veľké druhy čajok potlačovať, a ak áno, aké opatrenia by bolo vhodné realizovať. V zahraničí sa likvidačné programy realizovali/realizujú už dlhodobo a ich výsledky môžu byť pre nás zdrojom cenných informácií.

Predtým, ako sa rozhodne, či sú opatrenia na potlačenie veľkých druhov čajok potrebné, je treba zistiť, do akej miery veľké čajky ohrozujú ostatné druhy a či je nárast ich populácie v rozpore so schválenými cieľmi ochrany jednotlivých lokalít. Cieľom predkladanej štúdie je zostaviť podklady pre zodpovedné rozhodnutie.

Štúdia bola spracovaná za podpory Operačného programu cezhraničnej spolupráce SR-ČR 2007-2013, ktorý poskytol finančný príspevok projektu "NEOVISION II – Spoločná riešení v ochrane biodiversity". Tento projekt bol zároveň podporený zo štátneho rozpočtu ČR.

METODIKA

Podklady k vypracovaniu rešerše boli získavané z voľne dostupných aj platených zdrojov a z knižne vydaných publikácií v anglickom, nemeckom, maďarskom, českom a slovenskom jazyku. Oslovení boli aj viacerí špecialisti s prosbou o aktualizáciu situácie v oblasti ich pôsobnosti. Názvy jednotlivých druhov sú uvádzané podľa Odporúčaného slovenského názvoslovia vtákov sveta (Kovalik et al., 2010) a publikácie “Soustava a české názvosloví ptáků světa” (Hudec et al., 2003). V závere práce sú v prílohe pre prehľadnosť uvedené české, slovenské a vedecké názvy spomínaných druhov v texte.

CIEĽOVÉ DRUHY

Taxonómia druhu *Larus argentatus* je pomerne zložitá. Týmto názvom boli dávnejšie označované všetky veľké druhy čajok na našom území. Donedávna bol považovaný *L. argentatus* za polytypický druh s minimálne 12 poddruhmi. Niektoré sú dnes už považované za samostatné druhy.

Druh *L. cachinnans* bol ako pôvodný poddruh *L. argentatus* oddelený systematikmi ako samostatný druh až koncom 80-tych rokov. Preto treba brať do úvahy, že publikované údaje pred tohto obdobia sa týkajú oboch druhov. Mnohí ornitológovia ani v súčasnosti druhy neodlišujú a radia ich do skupiny veľkých čajok. Štúdiom taxonómie druhu sa koncom 90-tych rokov prišlo k záveru, že západný poddruh *Larus cachinnans michahellis* bude potrebné vyčleniť ako samostatný druh *Larus michahellis*.

Cieľom tejto štúdie nebolo podať vyčerpávajúci a úplne aktuálny faunistický súhrn postupu osídľovania a zvyšovania početnosti veľkých druhov čajok v jednotlivých krajinách strednej Európy. Informácie k tejto téme sú uvedené len stručne v nevyhnutnej miere vyplývajúcej zo zadania štúdie. Prípadných záujemcov odkazujeme na citované súhrnné faunistické práce.

Larus cachinnans Pallas, 1811 (SK: Čajka bielohlavá , CZ: Racek bělohlavý)

Pôvodný areál rozšírenia druhu sa rozprestiera v juhovýchodnej Európe v oblasti Čierneho a Kaspického mora a východným smerom zasahuje do stepných oblastí až po východný Kazachstan. Od prelomu storočí (ale najmä od roku 1975) sa európska populácia druhu značne rozrástla a šíri smerom na sever a západ, väčšinou pozdĺž väčších riek. Početnosť v Európe sa odhaduje na vyše 350 000 párov (Danko et al., 2002; Hudec & Šťastný, 2005; Šťastný et al., 2006).

Podľa modelu osídľovania *L. cachinnans* na príklade vnútrozemia Poľska sa dá očakávať, že ďalšie obsadené lokality v budúcnosti budú skôr väčších rozmerov a v blízkosti už osídlených lokalít, riek či rybníkov, s nízkym zastúpením lesného porastu v okolí (Lenda et al., 2010).



Pravdepodobná cesta šírenia *L. cachinnans* do Európy. Prerušovaná čiara naznačuje západnú hranicu rozšírenia (Klein, 2001 in Klein & Neubauer, 2006)

Prvé hniezdenie *Larus cachinnans* na Slovensku bolo zistené v 1983 na štrkovom ostrove na Sĺňave pri Piešťanoch, druhé v roku 1989 a od roku 1993 tu hniezdi jeden pár každoročne. Ďalšími hniezdnymi lokalitami sú Hrušovská zdrž dunajského vodného diela pri Bratislave a rybníky Senné-Iňačovce (v roku 1999 tu hniezdilo 10 párov). V atlase rozšírenia vtákov sa počet hniezdiacich párov na Slovensku odhaduje na 0-15 párov (Danko et al., 2002), v roku 2007 je odhadovaný na 30-100 párov (SOS/BirdLife Slovensko, <http://atlas.vtaky.sk/atlasvtakov.php>), v roku 2012 už na 30-200 párov (EIONET, 2014).

Začiatkom 90-tych rokov bol *L. cachinnans* na južnej Morave vzácnym druhom, zďaleka nie pozorovaným každoročne. V roku 1990 zahniezdili čajky po prvýkrát v **Českej republike** na strednej nádrži Nové Mlýny. Hniezdenie skončilo neúspešne. Postupne dochádzalo na lokalite k stále častejšiemu výskytu, až sa tu adultné vtáky začali zdržiavať celoročne. V roku 1999 tu bolo odhadovaných 6-7 hniezdných párov (Chytil & Macháček, 2000). Ďalší vývoj početnosti na tejto lokalite popisujú Macháček et al. (2012) - v roku 2012 tu už hniezdilo 15 párov. V tejto práci je diskutovaný aj možný vplyv veľkých druhov čajok na populácie rybárov riečnych a hlavne na čajky smejivé.

Ďalšie hniezdenia sú známe zo Starého jezera v CHKO Třeboňsko, z Karvinej, na Hodonínsku a u Nechranické prehrady (SZ Čechy) (Hudec & Šťastný, 2005). Neúspešné hniezdenie bolo zistené v roku 2010 na Lednických rybníčkoch (Macháček, 2010).

Počet hniezdných párov v ČR v rokoch 2001-2003 bol odhadovaný na 2-5 párov. V mimohniezdnom období boli vtáci zistení po celý rok hlavne počas jarného ťahu, pohniezdných potuliek a v zimných mesiacoch (Šťastný et al., 2006).

V rokoch 2012-2014 bolo hniezdenie veľkých druhov čajok pozorované okrem Novomlýnských nádrží aj napr. na Jarohněvickom rybníku pri Dubňanoch (Hodonínsko), Jaroslavických rybníčkoch (Znojemsko), na Chomutovsku, Jindřichohradecku (rybník Koclířov) i na Českobudějovicku. Pravdepodobné hniezdenie bolo zaznamenané aj na ďalších lokalitách na Břeclavsku (Lednické rybníky), Uherskohradištsku), alebo na vodnej nádrži Jesenice na Chebsku (podľa faunistické databázy ČSO <http://birds.cz/avif/> a <http://atlas.birds.cz>).

V susedných štátoch zahniezdil druh po prvýkrát v roku 1981 vo vnútrozemí Poľska (Vistula), v r. 1987 v Rakúsku (Seewinkels, Neusiedlersee), v r. 1996 v Maďarsku (jazero Fehér pri obci Gátér) a v r. 1989 v Zakarpatskej oblasti Ukrajiny (Dvorak, 1991; Danko et al., 2002; Hadarics & Zalai, 2008). Hniezdna populácia v Nemecku sa odhaduje na 45-48 párov, v Maďarsku na 1-3 a v Rakúsku na 2 páry (Hudec & Šťastný, 2005).

Čajka bielohlavá hniezdi na pobreží a ostrovoch v kolóniách o početnosti až niekoľko tisíc párov. Vo vnútrozemí pri vodných plochách môže hniezdiť niekoľko stoviek párov. Rozširuje sa aj hniezdenie na strechách budov, hlavne v prístavoch. Druh hniezdi koloniálne, samostatne, alebo v zmiešaných kolóniách s inými druhmi. Začína hniezdiť skôr ako ostatné druhy v kolónii. Živí sa hlavne rybami, mláďatami iných vtákov a malými cicavcami. Významnou zložkou potravy je aj domáci odpad zo skládok. Zastúpenie potravy je ale rôznorodé v jednotlivých oblastiach výskytu. Druh je sčasti stály a sčasti ťažný (Hudec & Šťastný, 2005; Lenda et al., 2010; BirdLife International, 2015).

***Larus michahellis* J.F. Naumann, 1840 (SK: Čajka žltónohá, CZ: Racek stredomořský)**

Druh hniezdil pôvodne hlavne v oblasti Stredozemného mora, kde je populácia stála. Ďalej je rozšírený na atlantickom pobreží juhozápadného Francúzska a Pyrenejského poloostrova. Na juhovýchode sa pôvodný hniezdny areál rozprestieral až po Rumunsko, kde sa stretáva s *L. cachinnans*.

V 50-tych rokoch začal druh prenikať pozdĺž rieky Rhône do vnútrozemia Európy, hlavne do Švajčiarska. Odtiaľ sa rozšíril severným a východným smerom (Nemecko, Taliansko, Rakúsko). Šírenie populácie bolo zaznamenané aj smerom na sever po atlantickom pobreží Európy po južné Anglicko a Holandsko (Hudec & Šťastný, 2005; BirdLife International, 2015).



Pravdepodobná cesta šírenia L. michahellis do strednej Európy. Prerušovaná čiara naznačuje severnú hranicu rozšírenia (Klein, 2001 in Klein & Neubauer, 2006)

Rozšírenie druhu *L. michahellis* na Slovensku je nejasné. V atlase rozšírenia (Danko et al., 2002) je uvedený ako poddruh *L. cachinnans michahellis*. Na západnom Slovensku sa predpokladal výskyt *L. c. michahellis* (ako aj zo západného územia Maďarska) a na východnom Slovensku zasa poddruh *L. c. cachinnans* (ako aj vo východnom Maďarsku). Podobná situácia je aj v **Českej republike**, rozlišovanie *L. michahellis* ako samostatného druhu nie je časté. Preto údaje o hniezdení a rozšírení *L. cachinnans* v SR a ČR môžu byť v skutočnosti zmiešané výskyty oboch druhov.

Ekológia a bionómia druhu je rovnaká ako u *L. cachinnans* (viď vyššie).

***Larus argentatus* Pontoppidan, 1763 (SK: Čajka striebriстая, CZ: Racek stříbřitý)**

Pôvodne boli pod názvom *L. argentatus* označované všetky druhy veľkých čajok. Mnohí ornitológovia druhy čajka žltónohá – čajka striebriстая neodlišujú a radia ich do skupiny veľkých čajok. Z nášho záujmového územia je len zopár doložených pozorovaní.

V Európe hniezdi druh v severozápadnej časti, populácia je odhadovaná na 790 000 párov. Vyše 80% celej populácie hniezdi v Nórsku, na Britských ostrovoch, vo Švédsku, Francúzsku, Holandsku, Dánsku a v Nemecku (Danko et al., 2002; BirdLife International, 2015).

Druh sa šíri do vnútrozemia, v severozápadnej časti areálu bol zaznamenaný až 20-násobný nárast. Sledovaný bol však aj pokles populačnej hustoty, a to v rokoch 1969-1987 vo Veľkej Británii (Danko et al., 2002). Staršie kolónie na pobreží Poľska majú v súčasnosti tendenciu sa zmenšovať alebo úplne zanikať. Dôvodom sa javí konkurenčný vzťah s kormoránom veľkým (*Phalacrocorax carbo*) a predácia znášok cicavcami. Zároveň je stále častejšie hniezdenie čajok na strechách budov (Neubauer et al., 2006).

Druh nehniezdi na území ČR ani SR. Vyskytuje sa počas ťahu a v zime, hlavne pri väčších vodných tokoch a vodných nádržiach, ale aj na poliach v spoločnosti iných druhov čajok. Podrobnejšie hodnotenie jeho výskytu je komplikované tým, že nebol (a často nie je) rozlišovaný od *L. cachinnans* (Danko, et al., 2002; Hudec & Šťastný, 2005).

Hniezdi na morských pobrežiach (skalnatých aj menej skalnatých) či na pieskových dunách. Vyskytuje sa aj vo vnútrozemí pri veľkých jazerách a riekach, na poliach a skládkach odpadu. Vo zvýšenej miere začína hniezdiť aj v mestách. Živí sa všetkou dostupnou potravou – rastlinnou, živočíšnou aj odpadkami. Druh je čiastočne stály, potulný, resp. sťahovavý. Migrujú predovšetkým severské populácie (Hudec & Šťastný, 2005; BirdLife International, 2015).

1. VPLYV VEĽKÝCH DRUHOV ČAJOK NA ĎALŠIE DRUHY VTÁKOV NA ROVNAKEJ LOKALITE

1.1. Pozorovania z ČR a SR

Na vodnej nádrži **Nové Mlýny** (južná Morava) považuje Chytil hniezdenie párov *L. cachinnans* za príčinu výrazného poklesu populácie čajok smejivých (*Chroicocephalus ridibundus*) (Hudec & Šťastný, 2005), podobne ako aj Macháček (2010). V rokoch 1999 a 2000 tu bola viackrát pozorovaná úspešná predácia aj na pomerne vyspelých mláďadách *C. ridibundus* a mladých kačičiach. Úspešnosť hniezdenia rybára riečneho (*Sterna hirundo*) je tu tiež pravdepodobne ovplyvnená čajkami smejivými a bielohlavými, ktoré napádajú hlavne mláďatá zatúlané od svojich hniezd.

V roku 1999 boli na hniezde čajky bielohlavej u Ivaňského ostrúvku nájdené 4 mŕtve mláďatá kačice divej (*Anas platyrhynchos*), jedno mláďa kačice chriplavky (*Anas strepera*), jedno mláďa husi divej (*Anser anser*) a 2 mláďatá čajky smejivej (*C. ridibundus*) (Chytil & Macháček, 1999). V roku 2000 bolo v 15-metrovom okruhu hniezda čajky bielohlavej na Hřbitovním ostrúvku nájdených niekoľko desiatok pozabíjaných mláďat čajky smejivej (Chytil & Macháček, 2000). V roku 2001 boli podľa Macháčka (2010) čajkami ulovené všetky vyliahnuté mláďatá *C. ridibundus* (v tom čase 1370 hniezdných párov) a *S. hirundo* (72 hniezdiacich párov) na takzvanom obvodovom prvku druhého ostrova biokoridoru.

V roku 2012 hniezdili v **PR Věstonická nádrž** (VN Nové Mlýny) 4 páry veľkých čajok v samostatnej kolónii (1. depónia). Na ostrove boli nájdené jednotlivé kadávery iných druhov vtákov. Na 4. depónii ich ale bolo zistených desiatky. Konkrétne útoky boli pozorované v tomto roku dvakrát. Veľké čajky napádali ostatné druhy čajok pri vyplašení fotografom, dve čajky smejivé pri tom zahynuli. Neúspešné boli intenzívne útoky *L. cachinnans* na skupinu mladých husí. Počty pozorovaných hodín monitoringu v PR boli: v máji 9, v júni 21 a v júli 9 hodín (Čamlík in litt).

V roku 2013 boli útoky veľkých čajok počas spoločného hniezdenia s rybármi pozorované pravidelne (1. a 3. depónia). Pri prilete či odlete boli veľké čajky rybármi neustále napádané. Priama predácia však bola pozorovaná iba jedenkrát, a to na mladej čajke smejivej. Tiež boli pozorované neúspešné útoky na husích mláďatách. V tomto roku hniezdilo na lokalite min. 97 párov rybárov. Ich hniezdna úspešnosť bola veľmi nízka (na depóniách dokonca nulová), pravdepodobne kvôli predácii zo strany veľkých čajok a sčasti kvôli nepriaznivému počasiu na začiatku hniezdnej sezóny. Z tohto dôvodu boli pre rybáre na depóniách po sezóne inštalované ochranné striešky. Počty pozorovaných hodín monitoringu v PR boli: v máji 23, v júni 12 a v júli 15 hodín (Čamlík in litt).

Aj v roku 2014 boli na lokalite pravidelne pozorované útoky veľkých čajok, ale priama predácia zaznamenaná nebola. Rovnako neboli zistené interakcie medzi rybármi a nehniezdiacimi jedincami veľkých čajok. V tomto roku hniezdilo postupne na 1. depónii až 94 párov rybárov a z hniezd vyletelo minimálne 21 mláďat. Hniezdna úspešnosť bola veľmi nízka, mláďatá sa početnejšie vyskytovali až v auguste. Príčinou predĺženej hniezdnej sezóny rybárov môže byť prítomnosť páru *L. michahellis/cachinnans* hniezdiaceho na tejto depónii. Mláďatá rybárov využívali možnosť úkrytu pod ochrannými strieškami, ktoré boli inštalované minulý rok. Počty pozorovaných hodín monitoringu v PR boli: v apríli 10, v máji 15, v júni 20 a v júli 6 hodín (Čamlík in litt).

Dňa 18. júna 2015 boli u I. depónie pozorované desiatky rybárov riečnych útočiacich na veľkú čajku. Čajka sa na vode bránila cca. 40 minút až nakoniec zahynula. Jednalo sa o juvenilného jedinca bez krúžku, ktorého pravdepodobne zrazili z letu na hladinu. Rybáre prudko napádali aj ostatné veľké čajky prelietajúce nad kolóniou (pozorovali: Čamlík, Dedek, Horal, Kmet). Aj Chytil (in litt.) pozoroval už viackrát podobné útoky väčšieho počtu rybárov na mláďa čajky bielohlavej na vode. Keď boli rybáre schopné mláďa udržať na vode, na smrť ho uďobať. Rovnakým spôsobom zabili čajky smejivé v r. 2014 vyletené mláďa vrany (*Corvus corone cornix*).

Na lokalite **Jarohněvický rybník** (Hodonínsko) zahniezdil jeden pár *L. cachinnans* v tesnej blízkosti kolónie *C. ridibundus* (Zaňát, 2003). Na úseku dlhom 10 metrov bola časť hniezd zlikvidovaná veľkými čajkami. Hniezdny pár bol pozorovaný, ako trvale stráži svoje mláďatá a bráni teritórium pred čajkami smejivými. Staršie jedince boli z teritória vyhánané a zle lietajúce mladšie vtáky zabité. Po vyletení mláďat z hniezda už rodičia teritórium v čase, kým sa rodina zdržiavala na lokalite, neobhájali.

Na juhu Slovenska na lokalite Hrušovská zdrž, kde zahniezdili jednotlivé páry čajok žltanohých (*L. michahellis*), zanikli viaceré kolónie rybárov riečnych (*Sterna hirundo*). Často išlo o kolónie rybárov s desiatkami hniezdiacich párov. V súčasnosti hniezdi na Hrušovskej zdrži 25 párov

veľkých čajok. Pre ostatné druhy predstavujú hniezdných konkurentov a boli pozorované aj útoky na mláďatá čajok smejivých, rybárov a kačíc.

Čajky žltónohé tu hniezdili na 15 smerovníkoch (kamenné ostrovy s plavebnými značkami), pričom spoločnú kolóniu s rybármi tvorili na 3 ostrovoch. Hniezdenie rybárov a čajok smejivých dopadlo v takom prípade väčšinou neúspešne. Pri spoločnom hniezdení s veľkými čajkami si ostatné čajkovité druhy udržiavajú od ich hniezda aj niekoľkometrový odstup. Úpravou povrchu smerovníkov (zarovnávaním povrchu a nasypaním štrku) je možné veľkým čajkám hniezdenie znemožniť tak, aby zároveň rybárom na hniezdenie vyhovoval. Manažment hniezdných biotopov sa realizuje v pokročilom jarnom termíne – začiatkom apríla. Tým sú veľké čajky vyrušované a hľadajú si iné vhodné miesta na hniezdenie (Benko in litt.; Chudý, 2009).

Na Vtáčom ostrove, v okolí hniezda jediného páru *L. michahellis* nehniezdia iné druhy v okruhu 10-20 metrov. Ostatné hniezdné lokality na juhu Slovenska sú tiež malých rozmerov a tlak hniezdnej konkurencie zo strany veľkých druhov čajok je preto silný. Predpokladaný je aj negatívny vplyv na rybáre v prípade nedospelých jedincov nocujúcich na rovnakej lokalite (Ridzoň in litt.).

Na lokalite Dubnické štrkovisko zahniezdili čajky žltónohé (*L. michahellis*) po prvýkrát v roku 2004. Od roku 2006 tu každoročne hniezdili dva páry. Ostrovom, na ktorých hniezdia veľké čajky, sa ostatné vtáky vyhýbajú. Pozorované boli útoky dospelých čajok na mláďatá čajok smejivých a rybárov riečnych, ale vzhľadom na malú početnosť čajok žltónohých nie je ich predačný tlak považovaný za významnú hrozbu. Na tejto lokalite je dostatok menších ostrovov, kde hniezdi len čajka žltónohá (cca 2,5 x 2 m) a tak ostatné čajkovité vtáky majú dostatok iných hniezdných možností (Benko in litt.; Benko & Chudý, 2011; Chudý, 2009).

Naopak, **na severe Slovenska** hniezdi čajka bielošedá (*L. cachinnans*) vo väčších počtoch, a to na Vodných dielach Orava a Liptovská Mara. Na vodnej nádrži Oravská priehrada hniezdi v súčasnosti (t. j. v roku 2014) viac ako 100 párov. Početnosť kolónie rybárov riečnych a čajok smejivých, pôvodne hniezdiacich na tejto lokalite, sa výrazne znížila a hniezdiace rybáre boli vytlačené na zatápaný okraj ostrova. K nepriaznivým hniezdnym podmienkam prispieva aj zarastanie ostrova vegetáciou (Ridzoň in litt.). Z hlavných hniezdných ostrovov na Liptovskej MARI boli čajky smejivé a rybáre vytlačené veľkými čajkami *L. cachinnans* na menšie, menej kvalitné, často zaplavované ostrovy (Benko in litt.).

1.2. Situácia vo vnútrozemí Európy

L. michahellis zahniezdil v **Maďarsku** po prvýkrát v roku 1988 na lokalite pri obci Sárszentmihály v župe Fejér (Árkosi, 1989). V oblasti Balatonu zahniezdili čajky v 90-tych rokoch pri jazere Kis Balaton, v r. 2009 a 2010 pri obci Pötréte na jazerách vzniknutých po ťažbe rašeliny a v r. 2010 pravdepodobne hniezdili 1-2 páry na lokalite Kis Balaton. Neskôr bola subšpecifická príslušnosť týchto jedincov spochybnená a maďarská hniezdna populácia je uvádzaná ako *L. cachinnans* (Hadarics & Zalai, 2008).

L. cachinnans zahniezdil po prvýkrát v roku 1996 pri jazere Fehér tó (pri obci Gátér). V oblasti Hortobágy hniezdi čoraz viac párov od r. 2003. Pre obdobie rokov 2003-2007 je uvedená celková početnosť v Maďarsku 1–27 párov (Hadarics in litt., Hadarics & Zalaj, 2008).

Z dôvodu predácie mláďat *Anser anser* bola hniezdnemu páru *L. michahellis* na lokalite Fertő tó v r. 1994 vymenená znáška za pomalované sadrové atrapy vajec. Čajky boli pozorované, ako uďobali mláďatá husí a potom ich skonzumovali celé naraz, aj keď sa jednalo už o relatívne odrastené mláďatá (Hadarics in litt.; Haraszthy, 2000).

Pri hniezde *L. cachinnans* na lokalite Sárszentmihály (župa Fejér) boli nájdené dva uhynuté jedince potápok čiernokrých (*Podiceps nigricollis*) a pri hniezde na lokalite Fertő tó (oblasť Mekszikópuszta) zasa pozostatky mláďat husí divých (Pellinger, 1994).

Podľa výsledkov potravných analýz z lokality Fertő tó sa veľké čajky (v tom čase určené ako *L. argentatus*) živili hlavne chrobákmi (Coleoptera), bzdochami (Heteroptera), rybami, vtákmi, plodmi, semenami a domácim odpadom (Árkosi, 1989).

V súčasnej dobe hniezdia veľké čajky v **Rakúsku** v okolí Neziderského jazera (NP Neusiedler See – Seewinkel) a popri riekach Inn a Rhein (v každej z týchto oblastí do 5 párov). V roku 2008 zahniezdili po prvýkrát aj v Štajersku (Steiermark). Predpokladá sa, že južné oblasti Rakúska osídľujú vtáky od Jadranského mora. Väčšina párov v súčasnosti hniezdi na plochých strechách v mestách (Zuna-Kratky in litt.; Pfeifhofer et al. 2013).

Početnosť populácie *L. argentatus* v **Poľsku** odhadovali Neubauer et al. (2006) začiatkom 21. storočia na 1200-1500 párov, *L. cachinnans* v roku 2004 na 480 párov a *L. michahellis* na 5-10 párov.

Najväčšia kolónia čajok bielohlavých (*L. cachinnans*) vo vnútrozemí Poľska (a jedna z najväčších v strednej Európe) sa nachádza na juhovýchode pri meste Tarnów. Čajky tam prvýkrát zahniezdili v roku 1992. Populácia narastala exponenciálne, približne 58% ročne a v roku 2001 tu už hniezdilo 177 párov. V priebehu cca 6 rokov veľké čajky postupne nahrádzali čajky smejivé (*C. ridibundus*), ktoré sú menej agresívne a začínajú hniezdiť približne o 2 týždne neskôr. Rybáre riečne *Sterna hirundo* (pôvodne 49-60 párov) ostrovy opustili v priebehu 3-4 rokov potom, čo lokalitu osídlili čajky smejivé a bielohlavé. V oboch prípadoch sa jedná o hniezdnu konkurenciu, predácia iných druhov nebola vyhodnotená ako významná. Dominantnou zložkou potravy *L. cachinnans* na lokalite sú ryby (75,6%), hlavne kapre (*Cyprinus carpio*). Ostatné druhy vtákov z kolónie predstavovali 5,8 % potravy – išlo o vajcia, mláďatá a dospelé jedince *C. ridibundus* a jedno mláďa sliepočky vodnej (*Gallinula chloropus*) (Skórka et al., 2005). Ryby boli identifikované ako dominantná zložka aj na ďalších štyroch lokalitách vo vnútrozemí (Gwiazda et al., 2011).

Podobné zistenia uvádza z Poľska aj Neubauer (in litt.). Mláďatá iných druhov boli nájdené v potrave veľkých čajok len zriedka. Dôvodom môžu byť kvalitné potravné zdroje v okolí hniezdnej lokality. Upozorňuje na fakt, že predáciu zo strany veľkých čajok je možné dokázať iba vtedy, keď sú k dispozícii priame pozorovania, alebo keď boli na hniezde nájdené vývržky či potravné zvyšky potvrdzujúce predáciu.

Veľkosť populácií ani hniezdna úspešnosť ostatných pôvodných druhov (okrem čajok smejivých) nebola významne ovplyvnená prítomnosťou hniezdiacich *L. cachinnans* na poľskej lokalite pri Tarówe (Skórka et al., 2014). Prítomnosť veľkých druhov čajok na lokalite však ovplyvnila

ostatné druhy nepriamo. Signifikantne sa zmenilo priestorové rozmiestnenie hniezd – vodné vtáctvo si na ostrovoch začalo stavať hniezda bližšie k brehu, kde boli ich znášky častejšie predované strakami obyčajnými (*Pica pica*).

Aj čajky smejivé sa premiestnili do okrajových častí kolónie – do miest s vyššou vegetáciou, ktorá im poskytovala počas hniezdenia väčšiu ochranu. Viacero párov dokonca zahniezdilo v starých stračích hniezdach. Čajky signifikantne viac času trávili strážením svojich hniezd. Vnútrodruhové prejavy agresie u čajok smejivých boli 6-krát častejšie u párov hniezdiacich v blízkosti čajok bielo hlavých ako v prípade kontrolných lokalít. Prítomnosť veľkých čajok vzbudila medzi čajkami smejivými vlnu agresie, ktorá pretrvávala medzi susediacimi hniezdnymi párami aj po zaplašení hrozby. Následkom boli zničené znášky či uhynuté mláďatá (Skórka et al., 2012).

V roku 1968 začali čajky bielo hlavé (*L. cachinnans*) hniezdiť pri **švajčiarskom** jazere Neuchatel. V roku 1988 mala populácia 50, v r. 1997 až 220 hniezdných párov a v tom čase bola považovaná za najväčšiu kolóniu v strednej Európe (viacero autorov, viď Dvorak; 1991, Keller & Zbinden, 1998). Aj napriek obavám, jediným druhom, u ktorého bol zaznamenaný pokles bola čajka smejivá (*C. ridibundus*), pravdepodobne kvôli hniezdnej konkurencii na umelých ostrovoch. Populácie rybárov riečnych (*Sterna hirundo*) a viacerých druhov kačíc zostali stabilné, prípadne bol zaznamenaný ich nárast (Keller & Zbinden, 1998).

Na jednom z ostrovov bolo neskôr povolené potláčanie veľkých čajok olejovaním vajec na hniezdach. Hlavným cieľom bolo zachovať dostatok miesta v kolónii pre čajky smejivé. Po pár rokoch bola realizácia opatrení zastavená, lebo neprinášala očakávané výsledky. Čajky smejivé pôvodnú kolóniu opustili a zahniezdili na neďalekom umelom ostrove. Populácia čajok bielo hlavých naďalej rástla a rozširovala sa do ďalších oblastí Švajčiarska. V súčasnosti nie sú realizované žiadne likvidačné opatrenia. V prípade umelých (plávajúcich) ostrovov sa pristupuje k ich zakrývaniu do doby, kým na lokalitu priletia hniezdiť rybáre (Keller in litt.).

Medzi veľkými druhmi čajok a ďalšími druhmi vtákov môžu vzniknúť medzidruhové interakcie ako hniezdna konkurencia, predácia (vajec, mláďat či dospelých jedincov) a kleptoparazitizmus.

1.3. Hniezdna konkurencia

Hniezdna konkurencia veľkých druhov čajok sa pokladá za hlavnú príčinu poklesu stavu populácií viacerých druhov. Prudký nárast kolónie veľkých druhov čajok môže byť na úkor ostatných druhov, napr. z čeľade rybárovitých či čajkovitých. Tým, že veľké druhy čajok začínajú hniezdiť skôr ako rybáre, predstavujú pre ne hniezdných konkurentov a zároveň predátorov. Prítomnosť jediného hniezdného páru môže odradiť rybáre od hniezdenia na danej lokalite (Kress, 2000). V juhozápadnom Nemecku hniezdil každý pár *L. michahellis* na jednom umelom plávajúcom ostrove a netoleroval tam rybáre ani čajky smejivé (Rupp, 2014).

Na slaniskách v delte Rhône (Francúzsko) obsadili *L. cachinnans* najkvalitnejšie hniezdiská (t. j. chránené voči suchozemským predátorom a povodniam), ktoré predtým využívali koloniálne viaceré druhy z radu Charadriiformes. Tie boli nútené hniezdiť v menej kvalitných oblastiach, čo malo vplyv na ich hniezdnú úspešnosť, ktorá bola nedostatočná na obnovu populácie (Sadoul et

al., 1996 in Vidal et al., 1998a). Ďalšie štúdie opisujúce problematiku hniezdnej konkurencie sú vymenované aj v práci Keller & Zbinden (1998).

Štúdia autorov Oro & Martínez-Abraín (2007) analyzuje 82 odborných publikácií zameraných na interakcie medzi *Larus michahellis* a 10 sympatrickými druhmi vodného vtáctva v oblasti Stredozemného mora. Revízia odborných štúdií potvrdila, že *L. michahellis* ako agresívny druh môže vylučovať hniezdenie iných druhov na rovnakej lokalite. Aj napriek tomu boli u väčšiny sympatrických druhov dokázané pozitívne hodnoty rastu populácie. Dokonca sa uvádza pozitívna korelácia medzi populačným nárastom veľkých čajok a sympatrických vodných vtákov. Thiessen (1986) analyzoval dlhodobý vývoj populácií čajkovitých a rybárovitých na nemeckom pobreží Severného a Baltického mora. Prišiel k záveru, že negatívny vplyv medzidruhovej konkurencie nie je preukázateľný. Nepodarilo sa mu zistiť ani súvislosť medzi narastajúcou populáciou *L. argentatus* a úbytkom rybárov. Na príklade z viacerých ostrovov Severného mora dokazuje, že s nárastom populácie veľkých druhov čajok narastá rovnako aj populácia rybárov a naopak po realizácii likvidačných opatrení klesli stavy nielen čajok, ale aj iných druhov vodných vtákov.

1.4. Predácia a kleptoparazitizmus

Aj keď sa predácia zo strany čajok často pokladaná za hlavný problém, jej vplyv na ostatné druhy je v skutočnosti menší ako hniezdna konkurencia. Vajcia a mladé vtáky predstavujú pre veľké čajky súčasť ich potravného spektra. V extrémnych situáciách môže predácia zo strany veľkých čajok výrazne ovplyvniť hniezdne stavy ostatných druhov. Ide o situácie, keď početnosť čajok značne prevažuje (Keller & Zbinden 1998). Napríklad *L. cachinnans* predovali vajcia rybárov riečnych (*Sterna hirundo*) signifikantne viac v malých subkolóniách (< 11 hniezdných párov) (Hernández-Matías & Ruiz, 2003). Dá sa predpokladať, že zraniteľnejšie voči predácii sú hlavne druhy prirodzene hniezdiace v malých skupinkách.

Pomer početnosti jednotlivých druhov v hniezdnej kolónii môže tiež ovplyvňovať mieru medzidruhových interakcií, rovnako ako aj dostupnosť potravných zdrojov (Oro & Martínez-Vitala, 1994).

Predácia vajec a mláďat menších druhov môže znižovať ich hniezdnu úspešnosť, ovplyvňovať rozšírenie a prílev nových jedincov na lokalitu a zároveň ovplyvňovať dynamiku v populácii, prípadne spôsobiť lokálne vyhynutie druhu (viacero autorov vid' Oro & Martínez-Abraín, 2007). Autori uvádzajú pozorovania predácie hlavne nestrážených vajec a mláďat (z dôvodu vyrušovania ľuďmi či prírodnými podmienkami).

Zabíjanie mláďat veľkými druhmi čajok môže byť prejavom teritoriálnej agresie alebo predácie. Predátor svoju korisť skonzumuje, zatiaľ čo mláďatá zabitá z dôvodu teritoriálnej agresie normálne skonzumované nebývajú. Tieto dva faktory boli rozpoznané vo viacerých štúdiách o čajkách, pričom prejavy teritoriálnej agresie bývajú častejšie (viacero autorov, vid' Hario, 1994)

Predácia čajok však bola identifikovaná ako hlavný faktor spôsobujúci nízku hniezdnu úspešnosť hniezdicích rybárov (*Sterna hirundo*) v Kanade. V rokoch 1993-1995 odlovili čajky 85%-94% mláďat rybárov (Guillemette & Brousseau, 2001).

Predácia zo strany čajok striebriстых (*L. argentatus*) a čajok tmavých (*L. fuscus*) bola zdokumentovaná aj v prípade lastúrničiar strakatého (*Haematopus ostralegus*) v Škótsku (Harris & Wanless, 1997). Čajky boli pravidelne pozorované pri konzumácii jeho vajec a mláďat. Na rovnakej lokalite bol zistený signifikantný vplyv čajok na znovuobsadzovanie teritórií druhom mníšik bielobradý (*Fratercula arctica*) (Finney et al., 2003). Po realizovaní likvidačného programu na lokalite sa početnosť oboch druhov okamžite zvýšila, čo dokazuje, že prítomnosť čajok limitovala veľkosť ich populácie.

V kolónii plameniakov ružových (*Phoenicopterus ruber*) vo Francúzsku predstavovala predácia vajec veľkými čajkami 11%. Vajcia boli predované hlavne potravne špecializovanými jedincami čajok hniezdiacimi v blízkosti kolónie. Aj napriek tomu sa nepodarilo preukázať, že by predáčný tlak mal výrazný vplyv na demografiu kolónie plameniakov (Salathé, 1983 in Vidal et al., 1998a). Oro & Martínez-Vitalta (1994) dokázali, že kleptoparazitizmus a predácia *L. cachinnans* voči *L. audouinii* bola mierna pravdepodobne vďaka iným početným a ľahko dostupným zdrojom potravy (na skládkach a z rybolovu). Miera predácie aj kleptoparazitizmu bola ale signifikantne vyššia v období zákazu rybolovu.

Podľa niektorých autorov dochádza k predácii veľkými čajkami vtedy, ak je na kvalitných lokalitách nedostatok potravných zdrojov, alebo tam, kde bolo zmenené ich pôvodné prostredie. Predácia hniezdiacich druhov môže byť totiž vyššia práve v takýchto pozmenených ekosystémoch, napr. tam, kde skládky odpadu poskytujú veľkým druhom čajok dostatok potravy a tým je umelo podporovaný rast ich populácie (viacero autorov, vid' Oro & Martínez-Abraín, 2007).

Záverly viacerých štúdií (vid' Oro & Martínez-Abraín, 2007) odporúčajú, aby bol vplyv predácie veľkých druhov čajok na ostatné druhy posudzovaný nie na lokálnej úrovni, ale na úrovni metapopulačnej. To je dôležité hlavne pri druhoch vodného vtáctva s veľkou kapacitou rozptylu. Zvlášť opatrný prístup si vyžadujú aj citlivé a menej rozšírené druhy (Vidal et al., 1998a).

Často sú v populácii identifikované len niektoré jedince čajok, ktoré sú potravne špecializované a vo veľkej miere za predáciu zodpovedné (podrobnejšie v kapitole 4.3.). Miera predácie môže byť ovplyvnená aj rušením ľuďmi na lokalite (vid' kapitolu 4.4.).

Kleptoparazitizmus bol zistený ako najčastejšia interakcia medzi veľkými druhmi čajok a druhom mníšik bielobradý (*Fratercula arctica*) na ostrove Isle of May v Škótsku. Potenciálny vplyv na úspešnosť hniezdenia môže byť buď priamy (zníženie množstva potravy pre mláďatá) alebo nepriamy (zvýšenie energetických nárokov dospelých jedincov) (Finney et al., 2001).

Podľa pozorovaní zo zmiešaných kolónií čajok bielohlavých (*L. cachinnans*) a č. ostrovných (*L. audouinii*) na západe Stredozemia, prejavy kleptoparazitizmu a predácie neohrozujú zraniteľný druh tým, že by znižovali ich hniezdnu úspešnosť. Iba 10% mláďat bolo odlovených čajkami – väčšinou sa jednalo o zatúlané, slabé, alebo už uhynuté jedince (Martínez-Abraín et al., 2003).

Hatch (1970) naopak pozoroval, že opustené znášky a uhynuté mláďatá čajky (*L. argentatus* a *L. marinus*) nikdy nekonzumovali. Mláďatá rybárov (*Sterna paradisaea* a *S. hirundo*) boli predované častejšie v skorých ranných alebo v neskorých večerných hodinách. Niektoré dospelé čajky predovali dokonca častejšie mláďatá vlastného druhu ako mláďatá rybárov.

Ostatné formy interakcií, ako je napr. kleptoparazitizmus, sú bežné aj u iných druhov čajok (vrátane ohrozeného druhu *L. audouinii*) a rybárov. Ani medzidruhovú potravnú konkurencia počas hniezdneho obdobia sa nejaví ako príčina, ktorá by mohla ovplyvňovať reprodukčný úspech sympatrických druhov.

2. ADAPTÁCIE VTÁKOV NA VEĽKÉ DRUHY ČAJOK

Dôsledkom narastajúcej populácie expanzných predátorov sa u pôvodných druhov vyvinuli antipredačné adaptácie (ako napr. zmeny v správaní či v morfológii), aby tak znížili riziko straty znášok či mláďat (viacero autorov, vid' Skórka et al., 2012).

Podľa viacerých štúdií (vid' Martínez-Abraín et al., 2003) je u vtákov vyvinuté obranno-vyhýbavé správanie rôznej intenzity voči predácii a kleptoparazitizmu. Patria sem výstražné hlasové prejavy či zhlukovanie sa do skupín. Napríklad druh *L. audouinii* reagoval na narušiteľa výstražnými hlasovými prejavmi (ak narušiteľ letel pomaly a nízko nad kolóniou) alebo agonistickým prejavom (aktívne zaháňanie narušiteľa vo vzduchu či na zemi). Agresívne reakcie na narušiteľa boli signifikantne častejšie na okraji kolónie ako v jej strede (Martínez-Abraín et al., 2003). Kajky morské (*Somateria mollissima*) hniezdia v spoločných kolóniách s veľkými druhmi čajok, ktoré predujú ich znášky. Zjavne sa však u kajky vyvinulo efektívne anti-predátorské chovanie: samice kajok sa počas inkubácie vajec krmia veľmi zriedka a keď už hniezdo opúšťajú, tak väčšinou v noci. Ak je hniezdo napadnuté čajkami, samice kajok sú schopné ich aktívne a úspešne odohnať (Bolduc & Guillemette, 2003).

Pri druhoch ako napr. kajkaorská, rybár riečny, alebo u kačíc je výhodné hniezdiť v zmiešanej kolónii s veľkými čajkami, lebo sa znižuje miera predácie vranami (viacero autorov vid' Keller & Zbinden, 1998). Aj v zmiešanej kolónii na lokalite Loch Leven v Škótsku bola hniezdna úspešnosť všetkých druhov kačíc (hlavne u *Aythya fuligula*) vyššia, ak hniezdili pod "ochranou" veľkých čajok (Scottish Natural Heritage, s.a.). Kormorán modrooký (*Phalacrocorax atriceps*) zasa využíva v zmiešaných kolóniách v Argentíne výhody ochrany čajok vznešených (*Larus dominicanus*) (Quintana & Yorio, 1998).

Na druhej strane je dokázané, že napr. druhy *L. audouinii*, *C. genei* či *Sternula albifrons* sa hniezdeniu v blízkosti *L. michahellis* preventívne vyhýbajú (viacero autorov, vid' Oro & Martínez-Abraín, 2007).

Veľké druhy čajok pôvodne hniezdili spolu s inými druhmi a za tú dobu sa u týchto vyvinuli obranné mechanizmy voči predátorom. Iná je situácia v oblastiach, kde sa veľké čajky rozšírili v posledných rokoch. Príkladom sú druhy čajka tmavá (*Larus fuscus*) a čajka striebriстая (*L.*

argentatus) na pobreží Fínska (oblasť Söderskär). Aj napriek tomu, že čajka tmavá je relatívne veľký druh, jej správanie sa viac podobá menším druhom čajok, ktoré svoje teritórium nebránia. Neprejavuje sa u nich vnútrodruhová predácia a voči medzidruhovej predácii sa efektívne nevedia brániť. Preto je druh obzvlášť zraniteľný voči predácii zo strany *L. argentatus*, ktorý osídlil oblasť pobrežia až v 50-tych a 60-tych rokoch. Dovtedy bola čajka tmavá jediným veľkým a početným druhom čajok vo Fínsku. Obrana potomstva voči predujúcim čajkám nebola dovtedy potrebná a evolučná doba na vyvinutie obranných mechanizmov bola zrejme krátka (Hario, 1994).

Pri druhu mníšik bielobradý (*Fratercula arctica*) sa vyvinuli určité reakcie v správaní, vďaka ktorým sa vie do určitej miery vyhábať kleptoparazitizmu veľkých druhov čajok napríklad tým, že sa viacero hniezdiacich párov prilietajúcich na hniezda s potravou zhromaždí vo vzduchu a pristane v kolónii spoločne. Tým sa zníži pravdepodobnosť, aby boli jednotlivci ohrozovaní čajkami. V oblastiach s vysokou hustotou hniezdiacich čajok sa mníšiky vracali s potravou na hniezda menej často. Napriek tomu nebol zistený rozdiel v celkovom množstve prinesenej potravy ani v hniezdnej úspešnosti (Finney et al., 2001). Čajky ostrovné (*L. audouinii*) zasa krmia svoje mláďatá v noci a vyhýbajú sa tak kleptoparazitizmu zo strany ostatných druhov veľkých čajok (Oro et al., 2005; Matínez-Abraín et al., 2003).

Antipredačné správanie bolo sledované aj pri druhu rybár sivý (*Sterna sandvicensis*) na severovýchodnom pobreží Škótska (Fuchs, 1977). Rybáre preferovali hniezdenie v spoločnej kolónii s čajkami smejivými (*C. ridibundus*) aj napriek tomu, že čajky boli pozorované ako hlavní predátori ich vajec a kleptoparaziti. Útočnejšie čajky smejivé však zabezpečovali rybárom ochranu voči väčším predátorom – čajkám striebřistým (*Larus argentatus*). Túto ochranu im mohli poskytnúť aj iné druhy rybárov na lokalite, avšak čajky smejivé začínajú hniezdiť o mesiac skôr.

3. POUŽITÉ METÓDY SLEDOVANIA A VYHODNOCOVANIA VPLYVU VEĽKÝCH DRUHOV ČAJOK NA INÉ VTÁKY

Vplyv veľkých druhov čajok na iné druhy na lokalite sledovala väčšina autorov priamym pozorovaním správania jedincov (prejavy medzidruhového a vnútrodruhového správania), alebo nepriamo (monitorovaním vývoja populácie jednotlivých druhov), prípadne kombináciou oboch metód. Nižšie sú opísané metódy v prípade vybraných konkrétnych štúdií:

- Vo vnútrozemí Poľska pozorovali vplyv *L. cachinnans* na zmeny v správaní čajok smejivých v zmiešanej kolónii a na dvoch kontrolných lokalitách (Skórka et al., 2012). Pre podrobné sledovanie boli vybrané 20x5 m veľké plochy, dve v kontaktnej zóne oboch druhov a jedna pre každý druh hniezdiaci v samostatnej zóne. Sledovanie správania vybraných párov bolo uskutočnené z krytov. Každé dva dni boli hniezda fyzicky kontrolované a vajcia individuálne označované kódom, aby mohol byť sledovaný ich osud.

- V západnej oblasti Stredozemného mora bol v troch kolóniách vyhodnocovaný vplyv kleptoparazitizmu a predácie *L. cachinnans* na ohrozený druh *L. audouinii*. Správanie čajok bolo pozorované z krytov počas dňa a aj v noci. Zaznamenávané boli jednotlivé typy a miera úspešnosti medzidruhového kleptoparazitizmu a odpoveď na ne. Zároveň bola sledovaná miera predácie mláďat a vajec (Martínez-Abraín et al., 2003).

- Bourget (1973) sledoval vplyv *L. argentatus* a *L. marinus* na populáciu kajky morskej (*Somateria mollissima*). Správanie vtákov sledoval z prenosného krytu a pozorovacej veže. Konfliktné správanie zaznamenával na video. Každých 10 dní dohľadával v kolónii hniezda čajok a kajok, ktoré označoval farebnými palicami pre každý druh. Rovnakú metódu zvolil aj Hatch (1970). Strety medzi veľkými čajkami a rybármi (hlavne mieru predácie mláďat a kleptoparazitizmus) sledoval z krytu. Zameril sa aj na vyhodnotenie správania vtákov pri rušení kolónie ľuďmi.

- V Španielsku bol sledovaný vplyv likvidačného programu *L. michahellis* na hniezdnu úspešnosť a početnosť druhu *L. audouinii*. Každoročne bol realizovaný monitoring hniezdných párov a sledovaná distribúcia hniezd oboch druhov. U druhu *L. audouinii* bola sledovaná hniezdna úspešnosť (počet odrastených mláďat/pár) a mláďatá boli označované krúžkami (Paracuellos & Nevado, 2010).

- V Kanade boli hniezda rybárov (*Sterna hirundo*) označované 10-30 cm palicami a navštevované každé dva dni. Mláďatá boli neskôr označované ornitologickými krúžkami. Vplyv veľkých druhov čajok na rybáre bol sledovaný z 1-2 pozorovacích veží približne 16 hodín denne. Zaznamenávané boli úspešné a neúspešné pokusy o predáciu a miesto záletu s korisťou. Týmto spôsobom boli identifikované jedince čajok s potravnou špecializáciou. Na základe pozorovaní bola vyčíslená miera predácie čajok a ich vplyv na produktivitu rybárov (Guillemette & Brousseau, 2001).

- Veľkosť populácie *L. argentatus* a *Haematopus ostralegus* bola počas štúdie na ostrove Isle of May (Škótsko) sledovaná každoročne sčítaním hniezd v kolónii. Dospelé jedince boli odchytávané do sietí a označované farebnými krúžkami. Teritória boli pravidelne navštevované za účelom zistenia počtu vyletených mláďat (Harris & Wanless, 1997).

- Predácia *L. argentatus* na *L. fuscus* vo Fínsku bola dokázaná dohľadaním ornitologických krúžkov mláďat vo vývrzkoch a potravných zvyškoch v teritóriách a ich okolí (Hario, 1994). Rovnako bola v Španielsku zisťovaná miera predácie *L. michahellis* na víchrovníčka morského (*Hydrobates pelagicus*). Vývržky boli dohľadávané v okruhu 3 metrov od hniezda čajok a v predpokladanom teritóriu páru, u ktorého sa predpokladala potravná špecializácia na víchrovníčka (Oro et al., 2005).

4. MANAŽMENT POPULÁCIE VEĽKÝCH DRUHOV ČAJOK S CIEĽOM ZVÝŠENIA HNIEZDNEJ ÚSPEŠNOSTI ĎALŠÍCH DRUHOV VTÁKOV

Snaha o potlačovanie početnosti veľkých druhov čajok sa začala v 30-tych rokoch v Európe a v 50-tych rokoch v USA. Likvidačné programy boli značne rozšírené v UK, na juhu Európy hlavne v Španielsku a Portugalsku či pravidelne na Gibraltári. Potláčanie čajok je však zriedkavé v južnom Francúzsku a zákonom zakázané v Taliansku, Slovinsku či Chorvátsku (viacero autorov, vid' Martínez-Abraín, 2000).

4.1. Metódy potláčania populácií veľkých druhov čajok a ich vyhodnotenie

Plašenie na začiatku hniezdneho obdobia.

Na ostrove menších rozmerov (2 ha a menej) je na potlačenie kolónie odporúčaná neustála prítomnosť ľudí v skorých jarných mesiacoch v kombinácii s plašením a likvidáciou hniezd a vajec. Táto kombinácia zásahov je vhodná aj v prípade väčších ostrovov, kde boli stavy čajok predtým potláčané hlavne invazívnymi metódami. Plašenie by sa malo ukončiť, keď sa na hniezdnu lokalitu vrátia necieľové druhy.

Potláčanie čajok s cieľom podpory hniezdnej populácie rybárov sa osvedčilo na ostrove Coquet Island (Veľká Británia) nasledujúcimi technikami plašenia (Morrison & Allcorn, 2006): automatické strieľanie z plynového dela, umiestnenie strašiakov v kolónii, rušenie ľuďmi, vypaľovanie svetelných rakiet nad ostrovom a prehrávanie výstražného hlasu *L. cachinnans* z megafónu. Nevýhodou je pravdepodobné rušenie aj necieľových druhov na lokalite. Na úspešnosť aktivít malo vplyv aj počasie (hlavne silný vietor). V kombinácii s ničením znášok viedli uvedené manažmentové zásahy v období rokov 2000-2009 k zníženiu početnosti čajok (z 250 na 20 hniezdných párov) a k zvýšeniu hniezdnej populácie rybárov (*Sterna dougallii*, *S. paradisaea* a *S. hirundo*) na lokalite (Booth & Morrison, 2010).

Maxson et al. (1996) po viacerých experimentoch plašenia čajok obrúčkózobých (*L. delawarensis*) zistili, že najúčinnějšíe sú (hlavne v malých kolóniách) sýtofarebné pásky umiestnené na kolíkoch vo vzdialenosti 1,2 x 1,2 metrov. Rybárov pásky nerušili, úspešne vyhniezdili aj v ich blízkosti.

Ďalším príkladom je obnova hniezdnej kolónie rybárov na ostrove Seavy Island (New Hampshire, USA). Na lokalite boli skoro na jar realizované nasledujúce aktivity: založenie trvalého tábora s neustálou prítomnosťou ľudí, aktívne venčenie psov na území kolónie, každodenné plašenie pyrotechnikou, pravidelné pochôdzky po ostrove 30 minút pred východom a po západe slnka. Popritom boli použité aj iné techniky ako likvidácia hniezd čajok, odstránenie znášok a umiestnenie veľkých kameňov do hniezd. Popísané zásahy (v kombinácii s vábením) viedli k rekolonizácii ostrova rybármi hneď v nasledujúcej hniezdnej sezóne. Plašenie čajok do určitej miery pokračovalo aj v nasledujúcich rokoch (Kress, 2000).

Ničenie znášok a hniezd

Bez neustáleho rušenia čajok na hniezdisku má táto metóda krátkodobý účinok. Hniezdiace páry sú zakrátko schopné zniesť náhradnú znášku (Kress, 2000). Ďalšou nevýhodou je, že dospelé jedince zostávajú nažive a môžu v predácii pokračovať (Sanz-Aguilar et al., 2009). Pravdepodobne predujú intenzívnejšie ako jedince, ktoré sú zamestnané zohrievaním znášky na hniezde. Pravidelný zber vajec sa odporúča v Nemecku (v 30.-40. rokoch) od začiatku hniezdnej sezóny do konca mája, niekedy až do polovice júna (Herrmann, 2009).

Na ostrove Coquet Island (Veľká Británia) boli každý týždeň počas hniezdneho obdobia (okrem iných aktivít) dohľadávané vajcia *L. argentatus* a *L. fuscus*. Efektívnosť dohľadávania bola neskôr posudzovaná počtom pozorovaných mláďat. Úspešnosť aktivity sa zvyšovala, čím viac osôb sa dohľadávania vajec zúčastnilo, a to aj napriek menšej pravidelnosti dohľadávania (Booth & Morrison, 2010). Ak je kolónia dostupná, znášky a vajcia môžu byť priebežne odstraňované. Ak však nie sú časté návštevy kolónie možné, uprednostňuje sa metóda sterilizácie vajec (Thomas, 1972).

Likvidácia embryí vo vajciach, výmena vajec za atrapy

Metóda sa používa v prípade hniezdných lokalít dostatočne veľkých pre hniezdenie čajok aj rybárov. Zmyslom je zamedziť čajkám úspešne hniezdenie a obmedziť predáciu vajec/mláďat rybárov. Pri likvidácii embryí (bez zničenia znášky) ostáva hniezdny pár vo svojom teritóriu a zamedzuje imigrácii nových párov (Sanz-Aguilar et al., 2009).

Použitie bývajú nasledujúce techniky likvidácie embryí (pričom vajcia ostávajú v hniezde): prepichovanie vajec, natieranie rastlinným olejom, silné trasenie vajec či umiestňovanie umelých náhrad vajec do hniezda (Kress, 2000; Herrmann, 2009). Čajky inkubujú sterilizované vajcia približne 76 dní (Smith & Carlile, 1993)

Na ostrove Benidorm (Stredomorie) boli v rámci obnovy ekosystému prepichované vajcia *L. michahellis* na tretine hniezd v kolónii. V nasledujúcom roku bol zistený významný nárast produktivity párov. Prepichovanie vajec bolo podľa autorov asi potrebné uskutočniť na väčšom počte hniezd (Martínez-Abraín et al., 2004).

Ak sú horeuvedené metódy potláčania na danej lokalite nevhodné či nerealizovateľné (napr. ak sú tam prítomné iné druhy vtákov citlivé na rušenie), pristupuje sa k róznejším metódam, ako sú trávenie a strieľanie čajok. Pri trávení bola najviac používaná alfa-chloralóza (chlorovaná glukóza) – narkóza s tlmivým vplyvom na nervovú sústavu a metabolizmus má pri vysokých koncentráciách čajky bezbolestne usmrtiť. Prvýkrát bola testovaná vo Švédsku v roku 1955. Nevýhodou je, že otrávené návnady môžu požiť aj iné necieľové druhy (viac autorov, viď Herrmann, 2009).

Väčšina programov na obnovu kolónii rybárov sa prikláňala k invazívnym metódam potláčania čajok (príklady viď Kress, 2000). Podľa Kress (1983), opakované snahy o trávenie časom strácajú na úspešnosti, lebo čajky sú schopné sa rýchlo naučiť, ako sa otráveným návnadám vyhýbať.

V Nemecku bolo v 70-tych rokoch 20. storočia praktizované odchyťovanie živých čajok vystreľovaním siete z dela alebo oslepením dospelých jedincov svetlom v noci na hniezde. Od oboch metód sa však nakoniec upustilo, lebo boli pre účely masových likvidácií nepoužiteľné (Herrmann, 2009).

V prípade ostrovov väčších rozmerov (20 ha a viac) je väčšinou dostatok priestoru pre hniezdenie čajok aj rybárov. V podobných situáciách sa môže územie ostrova rozdeliť na 2-3 zóny (Kress, 2000): 1/ zóna bez čajok (s maximálnym úsilím sa čajky potlačujú, hniezdiace a predujúce čajky sú likvidované), 2/ zóna bez hniezdenia čajok (väčšinou v susedstve prvej zóny, čajky ostávajú na lokalite, ale hniezdeniu sa rôznymi spôsobmi zamedzuje), 3/ zóna hniezdenia čajok (čajkám je umožnené hniezdiť v dostatočnej vzdialenosti od hniezdisk rybárov).

4.2. Vyhodnotenie skúseností s potláčaním veľkých druhov čajok

Všetky doterajšie likvidačné programy boli založené na predstave, že veľké druhy čajok negatívne ovplyvňujú ostatné druhy vtákov a ich likvidácia je efektívnou stratégiou na kontrolu početnosti čajok v záujme ochrany ohrozených druhov. Avšak vyhodnotenie efektívnosti likvidačných aktivít a ich následkov bolo v minulosti zriedkavé aj napriek tomu, že sa jedná o relatívne nákladnú činnosť a tiež kontroverznú tému (Duncan, 1978; Bosch et al., 2000; Finney et al. 2003). V posledných rokoch sa však pozornosť vedcov obrátila aj týmto smerom (napr. Harris & Wanless, 1997; Finney et al., 2001; Finney et al., 2003 a iné).

Jedna z najlepšie zdokumentovaných masových likvidácií čajok (v tom čase určených ako druh *L. argentatus*) je dlhodobé potlačovanie na ostrove Isle of May v juhovýchodnom Škótsku (Duncan, 1978; Coulson et al. 1982; Wanless et al. 1996). Prvé páry tu boli pozorované v roku 1907. V roku 1972, keď mala kolónia 17.350 párov, sa začala realizácia masovej likvidácie a pokračovala až do roku 1986. Za 14 rokov bolo usmrtených približne 45.500 jedincov. V rokoch 1987-1996 boli manažmentové opatrenia ďalej realizované iba v tzv. „zóne bez čajok“. V roku 2006 bola populácia 2.850 párov prehlásená za stabilnú a v programe likvidácie sa ďalej nepokračovalo (Scotland's National Nature Reserves, s.a.).

Viacero prác sa neskôr zaoberalo vplyvom, ktoré malo odstránenie čajok na ostatné druhy na tejto lokalite. V prípade lastúrnečiar strakatého (*Haematopus ostralegus*) boli čajkami predované vajcia a mláďatá. Po likvidácii čajok na lokalite sa početnosť teritórií lastúrnečiaru síce postupne zvyšovala, ale hniezdna úspešnosť zostala naďalej nízka. Aj napriek tomu, že sa ostrov stal atraktívnejším pre hniezdenie lastúrnečiarov, hniezdne podmienky sa významne nezlepšili. Dokazuje to zvýšená hniezdna hustota párov lastúrnečiaru v pôvodnej kolónii, avšak nové oblasti kolonizované neboli. Zdá sa, že zmeny v populácii boli ovplyvnené aj inými vonkajšími faktormi, čo dokazuje podobný trend druhu na celom území UK (Harris & Wanless, 1997).

Rovnako rozširovanie sa populácie mnišika bielobradého (*Fratercula arctica*) na rovnakej lokalite bolo pravdepodobne ovplyvnené skôr inými vonkajšími faktormi ako vplyvom likvidácie veľkých druhov čajok. Na druhej strane, manažmentové aktivity atraktívnosť územia pre mnišky zvýšili (Finney et al., 2003).

Na ostrove bol sledovaný aj vplyv kleptoparazitizmu „v zóne bez čajok“ a „v zóne hniezdenia čajok“. V druhom prípade bolo pozdržané hniezdenie čajok o cca 3 týždne. Miera kleptoparazitizmu bola nižšia „v zóne bez čajok“ (5%) na rozdiel od „zóny hniezdenia čajok“ (37%). Pozdržané hniezdenie však nemalo žiadny vplyv na kondíciu či prežívanie mláďat

mníška. V sledovaných oblastiach nebol zistený ani významný rozdiel v hniezdnej úspešnosti (Finney et al., 2001).

Masívne potlačovanie môže byť úspešné pri znižovaní početnosti čajok či pri znižovaní vplyvu ich predácie (Anderson & Devlin, 1999, Bosch et al., 2000, Finney et al., 2003), ale zdá sa, že len krátkodobo a iba na lokálnej úrovni (Bosch 1996, Harris & Wanless, 1997, Vidal et al., 1998a, Oro & Martínez-Abraín, 2007). Randomovo realizované programy masívnej likvidácie čajok majú nepriamy vplyv na zvyšovanie ich rozptylu. Zníženie početnosti miestnej populácie čajok je rýchlo kompenzované príchodom nových jedincov do kolónie. Napríklad na ostrove Coquet Island (v Anglicku) bol zaznamenaný výrazný nárast (dovtedy stabilnej) hniezdnej populácie *L. argentatus* o 445% (1997), respektívne o 920 % (2000) po tom, čo sa začalo s realizáciou manažmentových aktivít (hlavne plašenie) na ostrovoch Isle of May a Farne Islands (Booth & Morrison, 2010). Vzdialenosť medzi ostrovmi je 80-100 km.

Dlhodobou likvidáciou *L. michahellis* (trávením a prepichovaním vajec) sa riešila aj situácia s nedostatkom hniezdných habitatov pre *L. audouinii* v odľahlej kolónii v Španielsku. Odstránenie 1.063 dospelých jedincov *L. michahellis* za 10 rokov (t. j. cca 25% populácie) viedlo k zvýšeniu populácie *L. audouinii* o 205%, resp. k rozšíreniu plochy kolónie o 200%. Likvidačný program by však podľa autorov nebol taký efektívny v prípade ostrovov väčších rozmerov či viacerých ostrovov v susedstve (Paracuellos & Nevado, 2010).

Po šiestich rokoch trávenia a strieľania *L. argentatus* a *L. marinus* na ostrove Petit Manan Island v Kanade sa sem vrátili tri druhy rybárov (*Sterna paradisaea*, *S. hirundo*, *S. dougallii*), ktoré dávnejšie na lokalite hniezdili. Odstránenie veľkých druhov čajok viedlo ku kolonizácii a významnému nárastu populácií aj ďalších štyroch druhov vodného vtáctva (Anderson & Devlin, 1999)

Koncom 20-tych rokov sa väčšina ochranárov v Nemecku zhodovala v názore, že populáciu veľkých druhov čajok je potrebné „udržať pod kontrolou“, aby mohla byť znovunastolená rovnováha v prírode, ktorú človek narušil. V 60-tych rokoch sa začalo s masovou likvidáciou tisícok veľkých čajok a od 70-tych rokov aj čajok smeživých (*C. ridibundus*). Začiatkom 80-tych rokov sa situácia postupne upokojovala a začal prevládať názor, že vplyv veľkých čajok na ostatné druhy sa preceňuje a manažmentové opatrenia na kontrolu ich populácií neboli potrebné a ani účinné. Výsledkom bolo postupné zastavenie všetkých aktivít. V Nemeckej demokratickej republike sa však realizovali až do roku 1990 (Herrmann, 2009).

Mnohé ďalšie likvidačné programy skončili neúspešne. Buď došlo k presunu kolónie, alebo bola zvýšená mortalita populácie časom kompenzovaná (viacero autorov, vid' Vidal et al., 1998a).

V Delte Rhône (vo Francúzsku) sa početnosť populácie *L. cachinnans* začala zvyšovať po 30 rokoch intenzívnej likvidácie (10% hniezdnej populácie ročne). Na ďalšej lokalite ani každoročná sterilizácia tisícok vajec (1/3 hniezdnej populácie) nevedla k zastaveniu expanzie populácie. Zlyhanie likvidačných programov bolo v oboch prípadoch umocnené silnou imigráciou jedincov zo susedných lokalít (viacero autorov, vid' Vidal et al., 1998a).

Masové potláčanie na lokalite Kerloch Moor v Škótsku tiež nebolo úspešné. Experimentálne boli vyhubené vrany čierne (*Corvus corone*) a čajky sivé (*Larus canus*) ako pravdepodobní predátori

kulíka zlatého (*Pluvialis apricaria*). Hniezdna populácia cieľového druhu (rovnako aj ďalších druhov vodného vtáctva) sa aj napriek likvidačným aktivitám naďalej zmenšovala (Parr, 1993). V hniezdnej kolónii na lokalite Neuchâtel vo Švajčiarsku bola realizovaná sterilizácia vajec veľkých čajok. Nárastu populácie sa nezabránilo, iba sa mierne pozastavil (Keller & Zbinden, 1998).

Výskum kolónie na štrkovej lavici v Kente, Anglicko zistil, že početnosť rybárov riečnych (*Sterna hirundo*) a čajok smejivých (*C. ridibundus*) sa znížila aj napriek odstráneniu znášok *L. argentatus* (Akers & Allcorn, 2006).

Samotná likvidácia veľkých druhov čajok vyvoláva okrem zníženia ich početnosti aj iné zmeny v populácii. Na ostrovoch Medes Islands v Stredozemí bolo v rokoch 1992-1996 zabitých 25.000 hniezdiacich jedincov *L. cachinnans*, t. j. 40% populácie. Podľa očakávaní sa hniezdna hustota a početnosť čajok znížila, rovnako ako aj miera medzidruhovej predácie mláďat iných druhov. Hniezdna úspešnosť čajok sa však naopak zvýšila. Aj keď bola cieľová populácia potlačená, mnohé jedince sa presunuli na susedné lokality. V susednej kolónii vzdialenej 270 km bol zistený prudký nárast početnosti čajok. Likvidačné aktivity boli neskôr ohodnotené ako neúspešné z pohľadu zníženia početnosti hniezdiacich párov na metapopulačnej úrovni (Bosch et al., 2000).

Likvidovaná populácia čajok striebřistých (*L. argentatus*) v Nemecku, po intenzifikácii aktivít po roku 1969, kompenzovala svoju mortalitu zvýšením stavov o 1.600 hniezdných párov (r. 1974), neskôr stavy klesli a ustálili sa. Po ukončení manažmentových opatrení začala populácia znova narastať a ustálila sa asi o 10 rokov. Aj v prípade čajok sivých (*L. canus*) sa populácia po likvidačných aktivitách v rokoch 1971-1975 zmenšila, ale (na rozdiel od *L. argentatus*) po ich ukončení ostala na približne rovnakej úrovni. Tento vývoj dokazuje, že stavy populácie druhu boli ovplyvnené inými faktormi a úpadok populácie by pravdepodobne nasledoval aj bez jej potlačenia (Herrmann, 2009).

Podľa štúdie Coulson et al. (1982) sa po realizácii likvidačných aktivít zmenila veková štruktúra populácie (hniezdiť začali aj mladšie jedince), hmotnosť tela a dĺžka krídel hniezdiacich čajok sa zväčšila (predpokladá sa, že kvôli zníženiu vnútrodruhovej konkurencie) a zväčšila sa priemerná veľkosť vajec (ako prispôsobenie sa lepším hniezdnym podmienkam). Všetky tieto zmeny majú súvislosť so zmenami v hustote populácie a so snahou kompenzovať zvýšenú mieru mortality.

Likvidácia dospelých jedincov a následne zníženie potravnnej konkurencie môže mať za následok vyššie prežívanie juvenilných čajok v populácii. Na to, aby bolo zníženie početnosti čajok na úrovni metapopulácie efektívne, je potrebné dlhodobo likvidovať veľké množstvo jedincov, čo je veľmi nákladné riešenie (Duncan, 1978; Bosch et al., 2000). Väčšinou sa jedná o stovky až tisíce jedincov, čo môže byť z etického hľadiska ťažko obhájiteľné pred očami verejnosti.

O zbytočnosti likvidácie hniezdiacej populácie *L. cachinnans* referuje Bosch (1996). Štúdia sledovala krátkodobý efekt manažmentových opatrení voči kleptoparazitizmu čajok v hniezdnej kolónii volavkovitých (Ardeidae). Správanie vtákov sa sledovalo týždeň pred a týždeň po realizácii opatrení. Miera útokov čajok však ostala rovnaká ako pred začatím likvidačných aktivít. Predpokladá sa, že za väčšinu útokov boli zodpovedné subadultné jedince, ktoré v kolónii nehniezdia a neboli tak likvidáciou zasiahnuté.

Závery štúdie autorov Oro & Martínez-Abraín (2007) poukazujú na fakt, že úspešnosť likvidačných programov je z dlhodobého hľadiska relatívne nízka. Kolónie určené na likvidáciu nemali lineárny ani nelineárny trend v súvislosti s likvidačnými aktivitami. Aj v prípade kolónií, kde sa opatrenia nerealizovali, bolo zistené celé spektrum intenzity populačných trendov – stabilné, pozitívne aj negatívne. Extrémnym príkladom je vyhynutie *L. michahellis* v Libanone. Zníženie početnosti čajok nemusí vždy viesť k zníženiu konfliktov na lokalite (viacero autorov, vid' Oro & Martínez-Abraín, 2007). Výsledky niektorých štúdií poukazujú na fakt, že hniezdne podmienky pre ďalšie druhy vtáctva sa výrazne nezlepšili ani po realizácii likvidácie čajok a v aktivitách sa muselo preto pokračovať aj v nasledujúcich rokoch. Po ukončení programu sa totiž počty čajok môžu extrémne rýchlo znovu obnoviť (napr. Duncan, 1978; Hario, 1994; Guillemette & Brousseau, 2001).

Pri rozhodovaní o potrebnosti potláčania čajok na lokalite je odporúčané zvážiť (okrem iného) nasledujúce fakty: 1/ veľké druhy čajok pôvodne hniezdili spolu s inými druhmi a dá sa predpokladať, že sa u nich vyvinuli obranné mechanizmy voči predátorom, 2/ populácie čajok sú prirodzene regulované v čase aj priestore, napríklad výskytom infekčných chorôb (napr. v Írsku bol botulizmus hlavným dôvodom poklesu populácie *L. michahellis* (Mitchell et al., 2004 in Oro & Martínez-Abraín, 2007). Na druhej strane však stoja zmeny prostredia spôsobené ľuďmi, ktoré narušujú pôvodné vzťahy v ekosystéme (Oro et al., 2005)

Duncan (1981) považuje za dôležité preskúmať biológiu kolónie, a to nielen zistiť aktuálnu početnosť a dynamiku populácie, ale pokúsiť sa o vysvetlenie zmien – prečo nastal nárast či pokles. Potláčanie môže byť efektívne zrealizované, len ak sú chápané všetky súvislosti. Rovnako by malo byť (v prípade úvah o likvidácii) dopredu definované, aká veľkosť populácie čajok je na lokalite „akceptovateľná“.

Likvidačné programy boli v minulosti realizované s domnienkou, že jednotlivé kolónie čajok predstavujú uzavreté populácie (Coulson, 1991 in Brooks & Lebreton, 2001). Dnes je však už známe, že kolónie sú medzi sebou prepojené. A práve miera, akou sa jednotlivé kolónie navzájom ovplyvňujú, má významný dopad pre manažment celej metapopulácie (Brooks & Lebreton, 2001).

4.3. Selektívne potláčanie vybraných jedincov v populácii

Zástanci selektívneho potláčania veľkých druhov čajok presadzujú názor, že programy masívnej likvidácie zlyhávajú v snahe obnoviť pôvodné vzťahy predátor-koristí. Tieto programy, realizované na lokálnej úrovni, predpokladajú, že všetky jedince v populácii rovnakou mierou prispievajú k vzniknutému problému (Sanz-Aguilar et al., 2009).

Inou možnosťou regulovania nárastu hniezdnej populácie čajok je likvidácia iba jedincov s najvyššou reprodukčnou hodnotou v kolónii (Brooks & Lebreton, 2001). Selektívna likvidácia predujúcich jedincov čajok môže byť efektívnym manažmentovým opatrením za účelom zvýšenia produktivity citlivých či ohrozených druhov. Realizácia metódy je podmienená presnou identifikáciou jednotlivcov s potravnou špecializáciou (Guillemette & Brousseau, 2001).

Väčšinou predstavujú cca 1 % hniezdnej populácie a zväčša ide o teritoriálne samce. Bolo dokázané, že jedince čajok predujúce iné druhy vodného vtáctva vykazujú viac vyletených mláďat na hniezdo. Ich mláďatá rastú rýchlejšie ako mláďatá nepredujúcich čajok (Watanuki, 1992 a Spear 1993 in Guillemette & Brousseau, 2001).

Selektívna likvidácia čajok je považovaná za viac etickú, lacnejšiu a jednoduchšiu metódu ako masívna likvidácia (Oro et al., 2005). Metóda je vhodná na lokalitách, kde sú ohrozené vzácne a citlivé druhy. Opatrenia musia byť opakované pravidelne a dlhodobo. Ďalšou podmienkou úspešnosti metódy je, že sú naozaj odstránené všetky predujúce jedince. Vytipovať a odstrániť predujúce čajky zo vzdialenejších kolónií je obťažnejšie (Hario, 1994). Odstránením predujúcich jedincov čajok sa tak môže výrazne zvýšiť produktivita ostatných druhov vtáctva na lokalite (Guillemette & Brousseau, 2001; Sanz-Aguilar et al., 2009).

Metóda selektívnej likvidácie bola overovaná v podmienkach západného pobrežia Španielska, na ostrove Benidorm Island (6,5 ha) (Oro et al., 2005; Sanz-Aguilar et al., 2009). Narastajúca populácia *L. michahellis* bola obviňovaná z predácie druhu víchrovníček morský (*Hydrobates pelagicus*). Predácia bola zisťovaná na základe rozboru vývržkov čajok s nestrávenými zvyškami potravy. Vývržky boli dohľadávané v okruhu 3 metrov od hniezda čajok a v predpokladanom teritóriu daného páru. Týmto spôsobom boli identifikované páry s potravnou špecializáciou na víchrovníčky (t. j. nález viac ako jedného vývržku so zvyškami víchrovníčka). V rokoch 2004 a 2005 bolo na určených hniezdach odchytených šesť jedincov čajok. V roku 2006 bolo preventívne odchytených ďalších 10 jedincov hniezdiacich v tesnej blízkosti kolónie víchrovníčka. Miera prežívania víchrovníčka sa po likvidácii zvýšila o 16% a hniezdna úspešnosť o 23%. Selektívna likvidácia 16 jedincov čajok viedla k 65%-nému zníženiu početnosti víchrovníčka vo vývržkoch. Miera predácie sa nezvýšila ani na ďalší rok, keď boli prázdne teritória čajok znova obsadené novými párami. Aj napriek tomu sa manažmentové opatrenia odporúčajú realizovať každoročne. Nevýhodou metódy je, že je orientovaná na identifikáciu hniezdiacich jedincov a neznižuje mieru predácie juvenilnými čajkami.

Ďalším príkladom selektívnej likvidácie predátorov je odstránenie vybraných jedincov *L. argentatus* a *L. marinus* za účelom zvýšenia produktivity rybárov riečnych (*Sterna hirundo*) v oblasti Carleton v Kanade. Vplyv predácie čajok na produktivitu rybárov bol sledovaný z 1-2 pozorovateľní v rokoch 1993-1995. Podrobne bola zaznamenávaná úspešnosť útokov na mladé rybáre. Predujúce jedince čajok boli sledované, ako zaletujú s korisťou na hniezdo. V roku 1994 bolo selektívne odstrelených 5 jedincov predujúcich čajok, čo predstavovalo menej ako 1% hniezdnej populácie čajok. Miera predácie mláďat rybárov v danom roku okamžite klesla na nulu. Vo všetkých prípadoch sa jednalo o hniezdiacich samcov čajok s minimálne tromi mláďatami. Hlavne dva z nich, hniezdiace na okraji kolónie rybárov, boli zodpovedné za väčšinu ulovených mláďat (48,7%, resp. 70,3%). Efekt selektívnej likvidácie v 1994 nebol dlhotrvajúci. Aj keď denná miera predácie bola v nasledujúcom roku najnižšia za celé sledované obdobie, neskôr počas hniezdného obdobia radikálne stúpla. Likvidáciu je potrebné realizovať opakovane (Hario, 1994; Guillemette & Brousseau, 2001).

Odôvodnenosť selektívneho potláčania dokazujú aj ďalšie štúdie, ktoré zistili, že za straty v populácii bolo zodpovedných len niekoľko potravne špecializovaných jedincov: napr. 2% populácie *L. argentatus* v prípade predácie mláďat *L. delawarensis* a 1,1% populácie v prípade predácie mláďat *L. fuscus* (Hario, 1994); 1,1% populácie *L. occidentalis* predovalo kolóniu kormoránov krátkochvostých (*Phalacrocorax penicillatus*) a druhu norec tenkozobý (*Uria aalge*) (viacero autorov, vid' Guillemette & Brousseau, 2001). V oblasti Stredozemného mora bol jediný pár *L. cachinnans* pozorovaný pri predácii mláďat čajok ostrovných so 70%-nou úspešnosťou (Martínez-Abraín et al., 2003). Špecializované jedince *L. cachinnans* odlovili behom dvoch rokov v kolónii na Korzike všetky mláďatá asi 100 hniezdiacich párov *L. audouinii* (vid' Vidal et al., 1998a).

4.4. Vplyv rušenia ľuďmi na lokalite

Už nie je akceptovateľné rozhodovať sa pre likvidačné opatrenia iba kvôli predpokladu, že čajky majú škodlivý vplyv na hniezdu úspešnosť iných druhov na lokalite. Je potrebné kvantifikovať aktuálny vplyv čajok na cieľové druhy ešte pred začiatkom realizácie akýchkoľvek aktivít a zväziť efektívnosť alternatívnych opatrení (Finney et al., 2001). Jedným z takýchto opatrení by malo byť aj zníženie miery rušenia ľuďmi na lokalite, hlavne v citlivom období na začiatku hniezdenia. V kolóniách čajok vedie vyrušovanie k zvýšenej teritoriálnej agresii v rámci vnútrodruhových vzťahov. Opakované návštevy na lokalite spôsobujú zvýšenú mortalitu mláďat. Predátori využijú zmätok a rýchlo sa naučia loviť mláďatá z vyrušenej kolónie (viacero autorov, vid' Hario, 1994). Výsledky analýz z kolónie kajky morskej (*Somateria mollissima*) dokázali, že okrem hniezdnej hustoty čajok má na hniezdu úspešnosť kajky signifikantný vplyv aj rušenie ornitológmi. Skôr ako frekvencia návštev malo na hniezdny úspech kolónie vplyv ich načasovanie (Bolduc & Guillemette, 2003).

Rušenie ľuďmi v hniezdnej kolónii počas výskumných prác spôsobilo zvýšenú predáciu čajok (*L. marinus*, *L. argentatus*) voči mláďatám a vajciam kormoránov (*Phalacrocorax auritus*, *P. albiventer*) (Kury & Gochfeld, 1975), predpokladá sa aj zvýšená miera predácie *L. cachinnans* voči vajciam rybárov riečnych (Hernández-Matías & Ruiz, 2003).

Carney & Sydeman (1999) zosumarizovali výsledky 64 publikovaných štúdií ohľadne sledovania vplyvu rušenia ľuďmi na koloniálne hniezdiace druhy vodných vtákov. Väčšina štúdií zistila signifikantne negatívny vplyv. V prípade bahniakov (Charadriiformes) boli pozorované nasledujúce dôvody zániku hniezdenia: opustenie hniezda rodičmi, vnútrodruhová agresia či medzidruhová a vnútrodruhová predácia. Všetky tieto štúdie uviedli vysoký stupeň rušenia spojený s bežnými aktivitami pri monitorovaní hniezd (t. j. vstup do kolónie, označovanie hniezd, manipulácia s mláďatami atď.). Rušenie ľuďmi malo rovnako negatívny vplyv, aj keď išlo o turistiku, rekreačné športy a pod.

Aj keď je predácia považovaná za bežný jav v prírode, miera predácie môže byť signifikantne ovplyvnená ľudskou činnosťou. Viaceré štúdie, ktoré sa zaoberajú sledovaním vplyvu predácie či efektívnosti likvidačných programov, uvádzajú v metodike relatívne časté návštevy kolónie

(niekedy aj denne). Väčšinou ide o vyrušovanie v súvislosti s krúžkovaním mláďat, sledovaním úspešnosti hniezdenia, kondície mláďat či ich prežívania. Vplyv rušenia je zrejmý aj z výsledkov štúdie populácie mníšika bielobradého (*Fratercula arctica*) – efekt likvidácie čajok na lokalite bol zrejmý až po tom, čo boli manažmentové aktivity ukončené, čím sa miera rušenia v kolónii výrazne znížila (Finney et al., 2003).

4.5. Ďalšie manažmentové opatrenia

Efektívnym riešením kontroly populácie čajok sa javí manažment ich potravných zdrojov, hlavne čo sa týka prístupu k potrave z ľudských zdrojov. Takéto opatrenia sú účinné pri znižovaní početnosti čajok hlavne z dlhodobého hľadiska. Aj napriek tomu sa realizujú zriedkavo, hlavne kvôli ich nákladnosti (Blokpoel & Spaans, 1991).

Tendenciou v blízkej budúcnosti bude postupné zatváranie skládok alebo zmena v ich riadení. Podľa environmentálnej politiky EÚ by sa mal redukovať aj odpad z rybárskeho priemyslu (Gewin, 2004 in Oro & Martínez-Abraín, 2007).

Obmedzenie prístupu k potravným zdrojom však môže mať za následok aj zvýšenú mieru predácie čajok na iné druhy (viacero autorov, viď Oro et al., 2005). Napríklad v období zákazu rybolovu v oblasti Stredomoria sa miera predácie *L. cachinnans* výrazne zvýšila (Oro & Martínez-Vitalta, 1994).

Úpravy habitatu na území hniezdnej kolónie, ako napríklad likvidácia vegetácie, môže znížiť hniezdnu hustotu a úspešnosť veľkých druhov čajok (Smith & Carlile, 1993). Ostrovy určené pre hniezdenie rybárov by mali byť podľa možností upravované tak, aby boli čo najviac ploché, bez nerovností. Vtedy sú menej preferované veľkými druhmi čajok (Ridzoň in litt.).

Osvedčeným manažmentovým opatrením je aj umiestňovanie jednoduchých prístreškov pre mláďatá rybárov. Počet mláďat predovaných veľkými čajkami sa tak na lokalite pri Ontáriu (Kanada) signifikantne znížil (Burness & Morris, 1992).

Nové hniezdne možnosti poskytnuté cieľovým druhom, ako napr. plávajúce umelé ostrovy, môžu byť zakryté do doby, kým priletia hniezdiť na lokalitu (Keller & Zbinden; 1998, Keller in litt.). Podobným spôsobom môžu byť (v rámci možností) zabezpečené aj prirodzené ostrovy (Morris et al., 1992). Pozitívne výsledky má aj použitie sociálnych atrahantov (napr. atráp rybárov) a prehrávanie hlasových prejavov na prilákanie cieľových druhov na vhodnú lokalitu (Kress, 1983; Blokpoel et al. 1997).

SÚHRN

- Veľké druhy čajok z komplexu *Larus argentatus-cachinnans-michahellis* vykazujú v Európe za posledných približne 50 rokov značné nárasty svojich populácií. Rozširovanie sa týchto oportunistických druhov ako hniezdičov na územie Slovenskej a Českej republiky začiatkom 90-tych rokov vyvolalo obavy z ich možného negatívneho vplyvu na biodiverzitu.
- Možný vplyv narastajúcej populácie veľkých druhov čajok na ostatné druhy, hlavne na rybáre riečne (*Sterna hirundo*) a čajky smejivé (*Chroicocephalus ridibundus*), začína byť diskutovaný aj v ČR a SR. Konkrétne ide o hniezdnu konkurenciu (vytláčanie ostatných druhov do menej kvalitných častí hniezdnej lokality) a agresívne chovanie pri obrane hniezd a teritórií (v okruhu cca 10-20 metrov), menej často čajky predujú mláďatá iných druhov pre potravu.
- Veľkosť lokality a dostupnosť potravných zdrojov sú pravdepodobne kľúčovými faktormi, ktoré ovplyvňujú tieto medzidruhové vzťahy. Na väčších hniezdných plochách (ako napr. vo vnútrozemí Poľska či vo Švajčiarsku) neboli veľkosti populácií či hniezdna úspešnosť iných druhov signifikantne ovplyvnené prítomnosťou hniezdiacich veľkých druhov čajok. Boli opísané zmeny v správaní a prispôsobenie sa novým podmienkam. K rovnakým záverom sa prišlo na lokalitách pri morskom pobreží (Stredozemné, Severné, Baltické more) pri sledovaní dlhodobého vplyvu veľkých druhov čajok na ploche viacerých ostrovov. Zraniteľnejšie sú hniezdiče na menších a izolovaných lokalitách.
- Závery viacerých štúdií (viď Oro & Martínez-Abraín, 2007) odporúčajú, aby bol vplyv predácie veľkých druhov čajok na ostatné druhy posudzovaný nie na lokálnej úrovni, ale na úrovni metapopulačnej.
- V oblastiach tradičných zmiešaných kolónií vodných vtákov a veľkých druhov čajok sa postupne vyvinuli adaptačné formy správania. Niektoré druhy dokonca hniezdenie s čajkami preferujú, lebo im poskytujú ochranu pred ďalšími predátormi. Iná je situácia v oblastiach, kde sa veľké čajky rozšírili v posledných rokoch (ako na našom záujmovom území) a adaptačné správanie sa zatiaľ ešte nevyvinulo.
- Vo svete sú zrejmé tri hlavné vedecké priority, ktoré by mohli byť aplikovateľné aj na našom území: 1/ získať lepšie poznatky o veľkosti populácií, lokalizácii kolónií a populačnej dynamike, 2/ modelovanie a predvídanie vývoja populácií v budúcnosti a 3/ zosumarizovanie negatívneho vplyvu čajok na prírodné prostredie (Vidal et al, 1998a).
- Ak boli realizované rozsiahle likvidačné opatrenia voči čajkám, časom sa od nich upustilo. Intenzívne potláčanie bolo často menej efektívne, ako sa pôvodne očakávalo. Aktivity mali väčšinou krátkodobý účinok, aj to len na lokálnej úrovni.
- Selektívna likvidácia predujúcich jedincov čajok môže byť efektívnym manažmentovým opatrením za účelom zvýšenia produktivity citlivých či ohrozených druhov. Ide o časovo náročné

opatrenie, lebo je potrebné vytipovať potravne špecializovaných jedincov v populácii. Jedná sa však o menej nákladnú a zjavne aj efektívnejšiu metódu, ako je celoplošná masová likvidácia veľkých čajok.

- Pred začiatkom realizácie likvidačných aktivít namierených voči veľkým druhom čajok treba zvážiť aj alternatívne opatrenia. Jedným z takýchto opatrení by malo byť zníženie miery rušenia ľuďmi na lokalite (aj rušenie počas ornitologických výskumov), hlavne v citlivom období na začiatku hniezdenia.

Ďalším navrhovaným opatrením je manažment potravných zdrojov, hlavne čo sa týka prístupu čajok k potrave z ľudských zdrojov.

- Súčasným trendom ochrany lokalít so zmiešanými kolóniami je skvalitnenie hniezdných podmienok, pravidelná úprava habitatu a zvýšenie ponuky nových hniezdných možností (napr. vo forme plávajúcich hniezdných ostrovov) v snahe o vytváranie separovaných kolónií pre jednotlivé vtáčie druhy.

- Vzhľadom na nízky počet hniezdiacich párov na území ČR a SR, zásahy voči veľkým druhom čajok môžu byť nevyhnutné len vo výnimočných prípadoch. Naďalej by sa mal podrobne sledovať vývoj ich populácií v budúcnosti.

Tiež by bolo vhodné upriamiť pozornosť na vplyv nedospelých jedincov veľkých druhov čajok na ostatné druhy na lokalite počas hniezdného obdobia.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- Akers P. & Allcorn R.I.**, 2006: Re-profiling of islands in a gravel pit to improve nesting conditions for terns *Sterna* and small gulls *Larus* at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. *Conservation Evidence*, 3, 96-98.
- Anderson J.G.T. & Devlin C.M.**, 1999: Restoration of a multi-species seabird colony. *Biological Conservation* 90: 175-181.
- Árkosi J.**, 1989: Az ezüstsirály (*Larus argentatus*) első hazai költése. *Madártani Tájékoztató*, júl.–dec., 3-4: 21–22.
- Benko Š. & Chudý A.**, 2011: Chránené vtáčie územie Dubnické štrkovisko. Slovenská ornitologická spoločnosť/BirdLife Slovensko, Bratislava: 77 pp.
- BirdLife International**, 2015: IUCN Red List for birds. <http://www.birdlife.org>
- Blokpoel H. & Spaans A.L.**, 1991: Superabundance in gulls, causes, problems and solutions. *Acta XX congressus internationalis ornithologici*. New Zealand Ornithological Congress Trust Board.
- Blokpoel H., Tessier G.D. & Andress R.A.**, 1997: Successful Restoration of the Ice Island Common Tern Colony Requires On-going Control of Ring-billed Gulls. *Colonial Waterbirds* 20(1): 98-101.
- Bolduc F. & Guillemette M.**, 2003: Human disturbance and nesting success of Common Eiders: interaction between visitors and gulls. *Biological Conservation* 110: 77-83.
- Booth V. & Morrison P.**, 2010: Effectiveness of disturbance methods and egg removal to deter large gulls *Larus* spp. from competing with nesting terns *Sterna* spp. on Coquet Island RSPB reserve, Northumberland, England. *Conservation Evidence* 7: 39-43.
- Bosch M.**, 1996: The Effects of Culling on Attacks by Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) Upon Three Species of Herons. *Colonial Waterbirds* 19(2): 248-252.
- Bosch M., Oro D. & Ruiz X.**, 1994: Dependence of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two western Mediterranean colonies. *Avocetta* 18: 135-139.
- Bosch M., Oro D., Cantos F.J. & Zabala M.**, 2000: Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology* 37(2): 369-385.
- Bourget A.A.**, 1973: Relation of eiders and gulls nesting in mixed colonies in Penobscot Bay, Maine. *The Auk* 90: 809-820.
- Brooks E.N. & Lebreton J.-D.**, 2001: Optimizing removals to control a metapopulation: application to the yellow legged herring gull (*Larus cachinnans*). *Ecological Modelling* 136: 269-284.
- Burness G.P. & Morris R.D.**, 1992: Shelters decrease gull predation on chicks at a Common tern colony. *Journal of Field Ornithology* 63(2): 186-189.
- Carney K.M. & Sydeman W.J.**, 1999: A Review of Human Disturbance Effects on Nesting Colonial Waterbirds. *Waterbirds* 22(1): 68-79.
- Chudý A.**, 2009: Hniezdenie rybára riečneho (*Sterna hirundo*) na Slovensku, faktory

- ovplyvňujúce početnosť, hniezdnu úspešnosť a návrhy manažmentu. Diplomová práca, PRIF UK, Bratislava: 41 pp.
- Chytil J. & Macháček P.**, 1999: Hnízdění racků bělohavých (*Larus cachinnans*) na Věstonické nádrži vodního díla Nové Mlýny. *Crex – Zpravodaj Jihomoravské pobočky ČSO* 14: 46-48.
- Chytil J. & Macháček P.**, 2000: Vývoj hnízdní populace rackovitých (Laridae) a rybákovitých (Sternidae) na nejjižnější Moravě. *Sylvia* 36/2: 113-126.
- Coulson J.C., Duncan N. & Thomas C.**, 1982: Changes in the breeding biology of the Herring gull (*Larus argentatus*) induced by reduction in the size and density of the colony. *Journal of Animal Ecology* 51: 739-756.
- Danko Š., Darolová A. & Krištín A. (eds.)**, 2002: Rozšírenie vtákov na Slovensku. Veda. Bratislava: 688 pp.
- Duncan N.**, 1978: The effects of culling Herring gulls (*Larus argentatus*) on recruitment and population dynamics. *Journal of Applied Ecology* 15: 697-713.
- Duncan N.**, 1981: The Abbeystead and Mallowdale gull colony before control. *Bird Study* 28: 133-138.
- Dvorak M.**, 1991: Die ersten Brutnachweise der Weisskopfmöwe (*Larus cachinnans michahellis*) in Österreich und ihre Brutverbreitung im Binnenland Mitteleuropas. *Egretta* 34(1): 1-15.
- EIONET**, 2014: *Larus cachinnans*. Birds Directive: Report on Implementation Measures. Article 12 reporting for the period 2008 - 2012 (second delivery).
http://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=sk/eu/art12/envvyluvw/S_K_birds_reports-14314-132352.xml&conv=343&source=remote#A459_B
- Finney S.K., Wanless S., Harris M. & Monaghan P.**, 2001: The impact of gulls on puffin reproductive performance: an experimental test of two management strategies. *Biological Conservation* 98: 159-165.
- Finney S.K., Harris M.P., Keller L.F., Elston D.A., Monaghan P. & Wanless S.**, 2003: Reducing the density of breeding gulls influences the pattern of recruitment of immature Atlantic puffins *Fratercula arctica* to a breeding colony. *Journal of Applied Ecology* 40: 545-552.
- Fuchs E.**, 1977: Predation and anti-predator behaviour in a mixed colony of terns *Sterna* sp. and Black-headed Gulls *Larus ridibundus* with special reference to the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. *Ornis Scandinavica* 8(1): 17-32.
- García L.V., Marañón T., Ojeda T., Clemente L. & Redondo R.**, 2002: Seagull influence on soil properties, chenopod shrub distribution, and leaf nutrient status in semi-arid Mediterranean island. *Oikos* 98: 75-86.
- Guillemette M. & Brousseau P.**, 2001: Does culling predatory gulls enhance the productivity of breeding common terns? *Journal of Applied Ecology* 38: 1-8.
- Gwiazda R., Bukaciński D., Neubauer G., Faber M., Betleja J., Zagalska-Neubauer M., Bukacińska M. & Chylarecki P.**, 2011: Diet composition of the Caspian Gull (*Larus cachinnans*) in inland Poland: effects of breeding area, breeding stage and sympatric breeding with the Herring Gull (*Larus argentatus*). *Ornis Fennica* 88: 80-89.
- Hadarics T. & Zalai T. (eds.)**, 2008: *Nomenclator Avium Hungariae – Magyarország Madarainak Névjegyzéke (An Annotated List of the Birds of Hungary)*. MME, Budapest: 280 pp.
- Haraszthy L. (ed.)**, 2000: *Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó*. Budapest: 441 pp.
- Hario M.**, 1994: Reproductive performance of the nominate Lesser Black-backed Gull under the

- pressure of Herring Gull predation. *Ornis Fennica* 71: 1-10.
- Harris M.P. & Wanless S.**, 1997: The effect of removing large number of gulls *Larus* spp. on an island population of Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: implications for management. *Biological Conservation* 82: 167-171.
- Hatch J.J.**, 1970: Predation and piracy by gulls at a ternery in Maine. *The Auk* 87(2): 244-254.
- Hernández-Matías A. & Ruiz X.**, 2003: Predation on common tern eggs by the yellow-legged gull at the Ebro Delta. *Scientia Marina* 67 (Suppl.2): 95-101.
- Herrmann C.**, 2009: Das „Möwenproblem“ im 20. Jahrhundert: Eine Darstellung der historischen Entwicklung in Deutschland sowie der Bestandslenkung an der Ostseeküste der DDR. *Vogelwelt* 130: 25-47.
- Hudec K., Čapek M., Jr., Hanák F., Klimeš J. & Pavíza R.**, 2003: Soustava a české názvosloví ptáků světa. Muzeum Komenského v Přerově. 462 pp.
- Hudec K. & Štastný K. (eds.)**, 2005: Fauna ČR. Svazek 29/2. Ptáci–Aves. Díl II/2. Academia. Praha: 1203 pp.
- Keller V. & Zbinden N.**, 1998: Die Weisskopfmöwe *Larus cachinnans* in der Schweiz: ein Problem für andere Vögel? *Der Ornithologische Beobachter* 95: 311-324.
- Klein R. & Neubauer G.**, 2006: Einflüsse von Steppenmöwen *Larus cachinnans* und Mittelmeermöwen *L. michahellis* in nördliche Mitteleuropa – Herkunft, Ursachen, Verlauf und Trend. *Vogelwelt* 127: 91-97.
- Kovalík P., Pačenovský S., Čapek M. & Topercer J.**, 2010: Slovenské mená vtákov sveta. SOS/BirdLife Slovensko, Bratislava: 396 pp.
- Kress S.W.**, 1983: The Use of Decoys, Sound Recordings, and Gull Control for Re-establishing a Tern Colony in Maine. *Colonial Waterbirds* 6: 185-196.
- Kress S.**, 2000: Colony site management techniques. *Waterbird Conservation for the Americas*. <http://www.waterbirdconservation.org/plan/rpt-sitemanagement.pdf>
- Kury C.R. & Gochfeld M.**, 1975: Human interference and gull predation in cormorant colonies. *Biological Conservation* 8(1): 23-34.
- Lenda M., Zagalska-Neubauer M., Neubauer G. & Skórka P.**, 2010: Do invasive species undergo metapopulation dynamics? A case study of the invasive Caspian gull, *Larus cachinnans*, in Poland. *Journal of Biogeography* 37: 1824-1834.
- Macháček P.**, 2010: Racek bělohavý (*Larus cachinnans*). RegioM. Sborník regionálního muzea v Mikulově: 24-27.
- Macháček P., Chytil J. & Šebela M.**, 2012: Ptáci Vodního díla Nové Mlýny. MŽP ČR, Praha: 116 pp.
- Martínez-Abraín A.**, 2000: What is the effectiveness of culling to reduce population growth rates of gull colonies? Systematic review no. 26. Consultation draft review protocol. Centre for Evidence-based Conservation: 11 pp. <http://www.cebc.bangor.ac.uk/Documents/DRAFT%20Protocol26%20Gull%20culling.pdf> (Pozn.: práca nebola dokončená, je k dispozícii iba vo forme draftu)
- Martínez-Abraín A., González-Solis J., Pedrocchi V., Genovart M., Abella J.C., Ruiz X., Jiménez J. & Oro D.**, 2003: Kleptoparasitism, disturbance and predation of yellow-legged gulls on Audouin's gulls in three colonies of the western Mediterranean. *Scientia Marina* 67(2): 89-94.
- Martínez-Abraín A., Sarzo B., Villuendas E., Bartolomé M.A., Mínguez E. & Oro D.**, 2004:

- Unforeseen effects of ecosystem restoration on yellow-legged gulls in a small western Mediterranean island. *Environmental Conservation* 31(3): 219-224.
- Maxson S.J., Mortensen S.A., Goodermote D.L. & Lapp C.S.**, 1996: Success and Failure of Ring-Billed Gull Deterrents at Common Tern and Piping Plover Colonies in Minnesota. *Colonial Waterbirds*, Vol. 19, No. 2: 242-247.
- Migot P.**, 1992: Demographic changes in French Herring Gull *Larus argentatus* populations - a modeling approach and hypotheses concerning the regulation of numbers. *Ardea* 80(1): 161-169.
- Morris R.D., Blokpoel H. & Tessier G.D.**, 1992: Management efforts for the conservation of common tern *Sterna hirundo* colonies in the Great Lakes: two case histories. *Biological Conservation* 60: 7-14.
- Morrison P. & Allcorn R.I.**, 2006: The effectiveness of different methods to deter large gulls *Larus* spp. from competing with nesting terns *Sterna* spp. on Coquet Island RSPB reserve, Northumberland, England. *Conservation Evidence* 3: 84-87.
- Neubauer G., Zagalska-Neubauer M., Gwiazda R., Faber M., Bukaciński D., Betleja J. & Chylarecki P.**, 2006: Breeding large gulls in Poland: distribution, numbers, trends and hybridisation. *Vogelwelt* 127: 11-22.
- Oro D. & Martínez-Vitalta A.**, 1994: Factors affecting kleptoparasitism and predation rates upon a colony of Audouin's gull (*Larus audouinii*) by yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) in Spain. *Colonial Waterbirds* 17: 35-41.
- Oro D. & Martínez-Abraín A.**, 2007: Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Animal Conservation* 10: 117-126.
- Oro D., de León A., Minguéz E. & Furness W.**, 2005: Estimating predation on breeding European storm-petrels (*Hydrobates pelagicus*) by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*). *Journal of Zoology* 265: 421-429.
- Paracuellos M. & Nevado J.C.**, 2010: Culling yellow-legged gulls *Larus michahellis* benefits Audouin's gulls *Larus audouinii* at a small and remote colony. *Bird Study* 57: 26-30.
- Parr R.**, 1993: Nest predation and numbers of golden plovers *Pluvialis apricaria* and other moorland waders. *Bird Study* 40: 223-231.
- Pellinger A.**, 1994: Nyári lúd (*Anser anser*) fiókat zsákmányoló sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*). *Szélkiáltó* 8: 12.
- Pfeifhofer H.W., Stani W., Weissensteiner M. & Zinko S.**, 2013: Der erste Brutnachweis der Mittelmeermöwe, *Larus michahellis* (Naumann 1840), für die Steiermark im Jahr 2008 und die weitere Entwicklung des Bestandes. *Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich* 24 (1-4): 19-24.
- Quintana F. & Yorio P.**, 1998: Kelp Gull *Larus dominicanus* predation on an Imperial Cormorant *Phalacrocorax atriceps* colony in Patagonia. *Marine Ornithology* 26: 84-85.
- Rupp J.**, 2014: Bestandsentwicklung der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*), der Lachmöwe (*Chroicocephalus ridibundus*) und der Mittelmeermöwe (*Larus michahellis*) auf Nistflößen im Naturschutzgebiet Taubergießen im Zeitraum 1999 bis 2003. *Naturschutz südl. Oberrhein* 7: 177-181.
- Sanz-Aguilar A., Martínez-Abraín A., Tavecchia G., Minguéz E. & Oro D.**, 2009: Evidence-based culling of a facultative predator: Efficacy and efficiency components. *Biological Conservation* 142: 424-431.

- Scotland's National Nature Reserves**, s.a.: The story of the Isle of May National Nature Reserve, pp. 33. [http://www.snh.org.uk/pdfs/publications/nnr/The Story of the Isle of May National Nature Reserve.pdf](http://www.snh.org.uk/pdfs/publications/nnr/The%20Story%20of%20the%20Isle%20of%20May%20National%20Nature%20Reserve.pdf)
- Scottish Natural Heritage**, s.a.: Impacts of Gull predation at Loch Leven NNR. ANH position statement – revised June 2010. <http://www.snh.gov.uk/docs/B1094376.pdf>
- Slovenská ornitologická spoločnosť/BirdLife Slovensko**: Čajka bielohlavá, *Larus cachinnans*, http://atlas.vtaky.sk/atlasvtakov.php?id=druh&num=05_6, 17.02.2015
- Skórka P., Wójcik J.D. & Martyka R.**, 2005: Colonization and population growth of Yellow-legged Gull *Larus cachinnans* in southeastern Poland: causes and influence on native species. *Ibis* 147: 471-482.
- Skórka P., Wójcik J.D., Martyka R. & Lenda M.**, 2012: Numerical and behavioural response of Black-headed Gull *Chroicocephalus ridibundus* on population growth of the expansive Caspian Gull *Larus cachinnans*. *Journal of Ornithology* 153: 947-961.
- Skórka P., Martyka R., Wójcik J.D. & Lenda M.**, 2014: An invasive gull displaces native waterbirds to breeding habitats more exposed to native predators. *Population Ecology* 56: 359-374.
- Smith G.C. & Carlile N.**, 1993: Methods for population control within a silver gull colony. *Wildlife Research* 20(2): 219-225.
- Štastný K., Bejček V. & Hudec K.**, 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001-2003. Aventinum. Praha: 463 pp.
- Thiessen H.**, 1986: Zur Bestandsentwicklung und Situation von Möwen Laridae und Seeschwalben Sternidae in Schleswig-Holstein – sowie Gedanken zum „Möwenproblem“. *Seevögel* 7: 1-12.
- Thomas G.J.**, 1972: A review of gull damage and management methods at nature reserves. *Biological Conservation* 4(2): 117-127.
- Vidal E., Médail F. & Tatoni T.**, 1998a: Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity and Conservation* 7: 1013-1026.
- Vidal E., Médail F., Tatoni T., Roche P. & Vidal P.**, 1998b: Impact of gull colonies on the flora of the Riou Archipelago (Mediterranean Islands of south-east France). *Biological Conservation* 84(3): 235-243.
- Wanless S., Harris M.P., Calladine J. & Rothery P.**, 1996: Modelling responses of Herring Gull and Lesser Black-backed Gull populations to reduction of reproductive output: implications for control measures. *Journal of Applied Ecology* 33: 1420-1432.
- Zaňát J.**, 2003: Další nové hnízdiště racka bělohlavého (*Larus cachinnans*) v České republice. *Crex – zpravodaj Jihomoravské pobočky ČSO* 20: 37-40.

Príloha 1: Viacjazyčné názvy druhov uvedených v texte.

VEDECKÝ NÁZOV DRUHU	SLOVENSKÝ NÁZOV DRUHU	ČESKÝ NÁZOV DRUHU
<i>Charadriiformes</i>	bahniaky	dlohokřídlí
<i>Chroicocephalus genei</i>	čajka tenkozobá	racek tenkozobý
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	čajka smejivá	racek chechtavý
<i>Corvus corone</i>	vrana čierna	vrána černá
<i>Fratercula arctica</i>	mnišík bielobradý	papuchalk severní
<i>Gallinula chloropus</i>	sliapočka vodná	slípka zelenonohá
<i>Haematopus ostralegus</i>	lastúrničiar strakatý	ústřičník velký
<i>Laridae</i>	čajkovité	rackovití
<i>Larus argentatus</i>	čajka striebriстая	racek stříbřitý
<i>Larus audouinii</i>	čajka ostrovná	racek zelenonohý*
<i>Larus cachinnans</i>	čajka bielohlavá	racek bělohlavý
<i>Larus canus</i>	čajka sivá	racek bouřní
<i>Larus delawarensis</i>	čajka obrúčkózobá	racek delawarský
<i>Larus dominicanus</i>	čajka vznešená	racek jižní
<i>Larus fuscus</i>	čajka tmavá	racek žltonohý
<i>Larus marinus</i>	čajka morská	racek mořský
<i>Larus michahellis</i>	čajka žltonohá	racek středomořský
<i>Larus occidentalis</i>	čajka pláštiková	racek západní
<i>Phalacrocorax albiventer</i>	kormorán bielobruchý	kormorán falklandský
<i>Phalacrocorax atriceps</i>	kormorán modrooký	kormorán modrooký
<i>Phalacrocorax auritus</i>	kormorán ušatý	kormorán ušatý
<i>Phalacrocorax penicillatus</i>	kormorán krátkochvostý	kormorán západní
<i>Phoenicopterus ruber</i>	plameniák ružový	plameňák růžový
<i>Pica pica</i>	straka obyčajná	straka obecná
<i>Pluvialis apricaria</i>	kulík zlatý	kulík zlatý
<i>Podiceps nigricollis</i>	potápka čiernokrká	potápka černokrká
<i>Somateria mollissima</i>	kajka morská	kajka mořská
<i>Sterna dougallii</i>	rybár štíhlozobý	rybák rajský
<i>Sterna hirundo</i>	rybár riečny	rybák obecný
<i>Sterna paradisaea</i>	rybár dlhochvostý	rybák dlouhocasý
<i>Sternidae</i>	rybárovité	rybákovití
<i>Sternula albifrons</i>	rybár malý	rybák malý
<i>Uria aalge</i>	norec tenkozobý	alkoun úzkózobý

*V prípade druhu *Larus audouinii* sa Faunistická komise ČSO rozhodla používať český názov “racek Audouinův”. Viac na <http://www.cso.cz/index.php?ID=2242>.