

NUTRIE ŘÍČNÍ V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ: METODY MONITORINGU A PRVNÍ VÝSLEDKY Z ČR

NUTRIA IN AGRICULTURAL LANDSCAPE: MONITORING OPTIONS AND PRELIMINARY RESULTS FROM THE CZECH REPUBLIC

JAN CUKOR^{1,2)} ✉ - VLASTIMIL SKOTÁK^{1,3)} - RICHARD ŠEVČÍK¹⁾ - FRANTIŠEK JARKOVSKÝ^{1,2)} - JAKUB BRICHTA¹⁾ - ONDŘEJ MIKULKA^{1,3)} - MILOŠ JEŽEK²⁾

¹⁾Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic

²⁾Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbátka, Czech Republic

³⁾Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

✉ e-mail: cukor@vulhm.cz

ORCID: J. Cukor 0000-0002-0003-3174

V. Skoták 0000-0002-6342-4623

R. Ševčík 0000-0003-2610-0424

J. Brichta 0000-0002-7331-134X

O. Mikulka 0000-0002-5614-8667

M. Ježek 0000-0002-4127-9947

ABSTRACT

Invasive mammalian species, which can pose a significant threat to biodiversity and ecosystem stability, are one of the most problematic threats for the protection worldwide. In the Czech Republic, nutria (*Myocastor coypus*) is one of the most problematic due to localized damage to agricultural crops and negative impact to riparian ecosystem vegetation. At present, however, there is no methodology available to systematically monitor nutria population density, distribution and new habitat colonization. Consequently, there is an urgent need to develop a methodology for the accurate determination of nutria abundance that should allow the identification of risk areas and more effective control of agricultural damage. The proposed pilot methodology is based on a combination of direct counting using thermal cameras, indirect verification of residence signs and activity assessment by camera traps. Results from selected locality of interest in Central Bohemia and a control site indicated high nutria abundance, with highest mean abundance recorded along rivers (22.14 ind./km; 95% CI: 0–44.78) and streams (11.90 ind./km; 95% CI: 3.09–20.71), with lower abundance around other water bodies (6.24 ind./km; 95% CI: 0–16.53) and drainage canals (4.64 ind./km; 95% CI: 0.68–8.60).

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: invazní druhy; stanovení početnosti; populační ekologie; škody zvěří

Key words: invasive species; determination of abundance; population ecology; game damage

ÚVOD

Invazní druhy rostlin a živočichů jsou s ohledem na činnosti člověka již celosvětovým fenoménem, se kterým se prakticky neustále potýká nejenom ochrana přírody, ale i myslivecký management. Výjimkou není ani Česká republika, ve které dochází k šíření nepůvodních a invazních druhů savců dlouhá desetiletí, což představuje významnou hrozbu pro biodiverzitu a stabilitu původních ekosystémů v krajině (HOLENSTEIN et al. 2021; GALLARDO et al. 2024). Nárůstu populací invazních druhů a rozšiřování jejich areálu výskytu však dříve neodpovídala legislativa. K přípravě, byť alespoň zčásti odpovídající legislativě, došlo až v roce 2021. Tehdy vešla v platnost vyhláška č. 454/2021

Sb. o stanovení druhů živočichů vyžadujících regulaci. Vyhláška vyjmenovává celkem šest invazních druhů, mezi které je řazena také nutrie říční (*Myocastor coypus*), která jednoznačně patří k nejvíce problematickým druhům s dynamickým šířením a značnými negativními dopady na břehové ekosystémy (SCHERTLER et al. 2020; VAISSI, REZAEI 2023).

Na evropský kontinent byla nutrie z Jižní Ameriky zavlečena především pro dříve vysoce ceněné kožešiny a kvalitní maso. V Československu byly nutrie z těchto důvodů chovány již od roku 1924 a poté se chovy rozšířily na značném území republiky. Avšak první jedinci, pravděpodobně uniklí z chovů, byli ve volné přírodě pozorováni te-

prve až v 70. letech 20. století. V současné době se nutrie vyskytuje již na více než dvou třetinách území České republiky, avšak relevantní údaje z celoplošného sčítání, které by mohlo podrobněji objasnit proces šíření a preference stanovišť tohoto druhu bohužel chybí. Jako důvěryhodné údaje tak lze považovat především výkazy ulovených jedinců z mysliveckých statistik. Databáze Českého statistického úřadu (ČSÚ 2024) uvádí např. v roce 2018 ulovených 6094 jedinců. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů již v roce 2022 udává 16 949 ulovených jedinců (ÚHÚL 2024), což ukazuje na dramatický nárůst tohoto invazního druhu. Mediálně jsou pak známé výskyty nutrie ve velkých městech, ale i v menších obcích, kde se tato zvířata často zdržují v zimních měsících. Obyvatelé zde nutrie často přikrmují, což jim, stejně jako jiným živočišným druhům (PUTMAN, STAINES 2004; ROBB et al. 2008), pomáhá přežít nehostinné zimní období a následně se rozšířit do dalších oblastí. Situace je v zástavbě velmi citlivá, neboť se zpravidla jedná o nehonební pozemky, na kterých je efektivní eradikace velmi obtížná, a proto mohou takovéto lokality představovat místa, ze kterých se nutrie dále šíří do otevřené krajiny.

S narůstající početností tohoto invazního druhu se v místech rapidního nárůstu populací objevují také stále častější konfliktní situace. Nutrie říční například prokazatelně mění druhové složení rostlin v břehových ekosystémech a snižuje produkci zelené biomasy (SHAFFER et al. 2015). Tvorbou nor poškozuje břehy vodních toků či hráze (BURNAM, MENGAK 2007) a současně devastuje kořenové systémy dřevin rostoucích podél vodních toků, čímž narušuje stabilitu břehových porostů (SHEFFELS et al. 2014). Jako invazní druh pak může vytlačovat domácí druhy živočichů z původních ekosystémů. Nutrie současně představuje zvýšené riziko zavlečení a šíření chorob, jako je například tularemie, brucelóza, leptospiróza či toxoplazmóza, a to právě mezi domácími druhy živočichů (SCHEURING 1990; HOWERTH et al. 1994; BOUNDS et al. 2003; MARTINO et al. 2014). Nutrie může být rovněž potravním konkurentem domácích býložravců. Masivní poškozování mokřadů je známé například z Itálie (BERTOLINO et al. 2005) či státu Louisiana v USA (McFALLS et al. 2010; SHAFFER et al. 2015). Z ekonomického hlediska zároveň způsobuje nezanedbatelné škody na polních plodinách (LEBLANC 1994). Tím se připojuje k dalším druhům živočichů, které zemědělské plodiny mohou zásadně poškozovat, a tak navyšuje celkovou ztrátu na produkci.

V České republice dosud neexistuje systematická evidence škod způsobených nutriemi. Zároveň doposud chybí metodika systematického ověřování početnosti tohoto invazního druhu, na základě čehož by bylo možné zajistit efektivní redukci jeho populace. Cílem této publikace je proto: i) návrh a ověření metodiky sčítání nutrie říční a ii) stanovení početnosti nutrie říční v modelové oblasti středních Čech.

MATERIÁL A METODIKA

Lokalita monitoringu

Monitoring nutrie říční byl v rámci ověření metodiky sběru dat a získání pilotních výsledků realizován v zájmové oblasti Středočeského kraje o celkové výměře 3130 ha a kontrolní lokalitě o velikosti 2200 ha, pro možnost vyhodnocení vývoje populací při rozdílných typech managementu plánovaných v další etapě výzkumu. V lokalitě zájmu se nachází nejenom říční tok Cidlina, ale na jejím okraji také otevřená vodní plocha rybníka. Zemědělská krajina je v této oblasti protkána menšími vodními toky, jako je Milešovický potok či další vodní kanály. Nadmořská výška lokality se pohybuje okolo 200 m n. m. V okolí se vyskytují spíše menší lesní celky, stromová vegetace lemuje vodní toky a obecně zde převládá konvenčně obhospodařovaná zemědělská krajina.

Kategorizace zájmového území

V prvé řadě byly jednotlivé vodní prvky v zájmové oblasti sjednoceny a rozděleny do čtyř kategorií (meliorační kanál, potok, řeka a vodní plocha). Meliorační kanál byl tvořen zcela regulovaným nebo umělým korytem o průměrné hloubce 30 cm a šířce koryta do 1 m. Potok byl charakterizován přírodním nebo přírodě blízkým korytem s průměrnou hloubkou 45 cm a šířkou koryta do 3,5 m. Řeky byly charakterizovány jako vodní toky o průměrné hloubce nad 70 cm a průměrné šířce koryta větší než 3,5 m (významné vodní toky). Vodní plochy zastupovaly všechny rybníky, nádrže, tůně, mokřady, jezera či pískovny vykazující základní ekologické vlastnosti stojatých vod. Proporce vodních prvků odpovídá charakteru dané lokality tak, aby byly jednotlivé kategorie vodních prvků monitorovány dle jejich reálného procentuálního zastoupení v hodnocených lokalitách. Celková délka vodních prvků v monitorované lokalitě byla vyhodnocena pomocí GIS. Délka dle kategorií byla vypočtena na 42,07 km melioračních kanálů, 15,03 km potoků, 4,89 km řek a 6,08 km břehu vodní plochy. Souhrnně se jednalo o 68,07 km vodních prvků. Délky vodních prvků byly následně proporčně přepočteny na monitorovanou délku 30 km vodního prvku na lokalitách z důvodu porovnatelnosti získaných dat. Po přepočtu bylo pro monitorování určeno 18,54 km melioračních kanálů, 6,62 km potoků, 2,16 km řek a 2,7 km břehů vodních ploch. Příklad zpracovaného území z pohledu kategorizace vodních prvků, vhodných pro monitoring, je patrná z obrázku 1.

Metoda ověřování výskytu a početnosti nutrie říční

Ověřování výskytu a vyhodnocení početnosti nutrie říční bylo ve sledované lokalitě realizováno na základě kombinací přímých metod sčítání pomocí termovizních kamer, nepřímého ověřování pobytových znaků a hodnocení aktivity pomocí fotopastí, přičemž pilotní výsledky jsou vyhodnoceny pouze pro početnost nutrie v lokalitě. Další metody ověření přítomnosti jsou uvedeny pro celkové dokreslení navržené metodiky.

Zjišťování početnosti

V rámci jarního monitoringu bylo provedeno sčítání v první etapě v měsíci březnu. Následně byla stejná délka vodních prvků hodnocena



Obr. 1.

Příklad vektorizace vodních prvků v zájmové oblasti středních Čech
Fig. 1.

Example of vectorization of water features in the area of interest (Central Bohemia)

v měsíci dubnu ve stejném pořadí pochůzek. Každá etapa odpovídala monitoringu celkem 30 km délky vodních toků nebo obvodu stojatých vod. Zvolená délka vychází z předpokladu získání dostatečného množství dat záchytů (výskytu) nutrie říční. Na základě pilotních terénních šetření bylo zjištěno, že je během jednoho nočního terénního šetření možné pohodlně monitorovat cca 2–5 km délky vodního prvku v závislosti na charakteru okolního prostředí, tedy viditelnosti. Monitoring početnosti byl proveden prostřednictvím nočních pochůzek podél vodních prvků (vodních toků a vodních ploch) za využití termovizních přístrojů Pulsar Accolade a Pulsar Merger. Početnost je zjišťována na vodních tocích, které jsou v první fázi rozčleněny dle charakteristiky na meliorační kanály, potoky, řeky a stojaté vody (vodní plochy). Je také potřeba dodat, že noční monitoring nutrie říční je vhodné realizovat proti směru toku z důvodu možného pohybu nutrií po proudu. Denzita nutrie říční je vždy stanovena na jednotku délky vodního prvku v kilometrech na základě detekce pomocí termokamery (Obr. 2).

Veškeré zjištěné záznamy výskytu nutrie říční jsou následně zapisovány do prostředí mobilní aplikace QField. Projekt v aplikaci disponuje předem zvolenými záložkami, a to ve struktuře zadání času a termínu záznamu → vložení GPS pozice záznamu → uvedení početnosti a odhad stáří jedince či jedinců (adultní/subadultní). Ukázka prostředí aplikace QField je uvedena na obr. 3.

Hodnocení přítomnosti nutrie říční

Přítomnost nutrie říční lze na sledované lokalitě hodnotit také prostřednictvím pobytových znaků. Těmito znaky se rozumí tzv. „cestičky“, které nutrie používají k pohybu mezi vodními toky a okolní zemědělskou krajinou, ve které zpravidla nacházejí potravu. Monitoring cestiček je považován za velmi účinnou metodu, jelikož nevyužívané cestičky časem zarůstají, což usnadňuje rozpoznání aktivně využívaných míst. Tato metoda je zároveň méně časově i finančně náročná než jiné způsoby sledování. Záznam výskytu cestiček je hodnocen na stejných transektech, na kterých je hodnocen výskyt nutrie pomocí termovizních kamer. Informace se opět zaznamenávají v prostředí mobilní aplikace QField (<https://qfield.org/>), včetně GPS souřadnic a hodnocení intenzity využívání cestičky na třístupňové škále:

1. Vysoce využívané cestičky s čerstvými stopami, otisky ocasu a případným trusem, beze stop jiných zvířat.
2. Částečně zarostlé cestičky, na kterých jsou viditelné i stopy jiných druhů živočichů.



Obr. 2.
Snímek z nočního monitoringu termokamerou Pulsar Merger
Fig. 2.
Image from night monitoring with the Pulsar Merger thermal camera

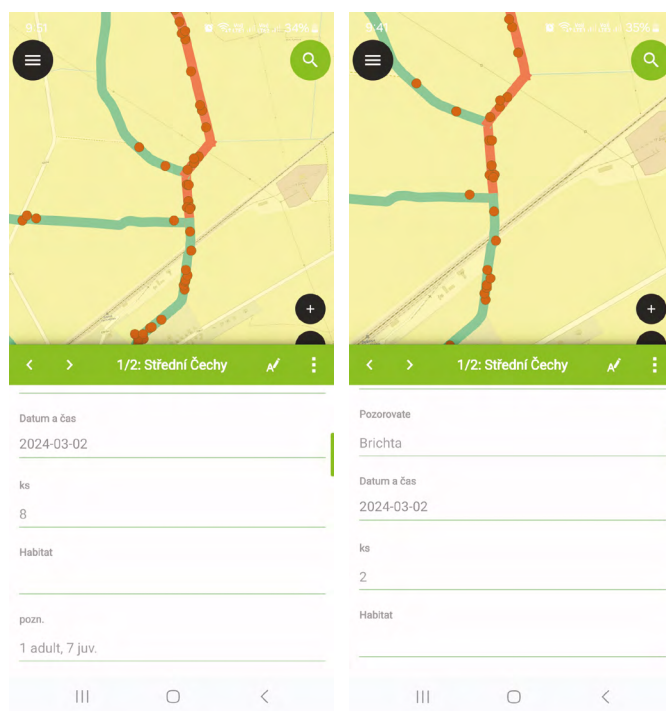
3. Méně využívané cestičky, zarostlé vegetací, s minimem viditelných stop, převažují stopy jiných druhů živočichů.

Ověření aktivity a denního biorytmu

Denní aktivitu nutrie říční je dále možné ověřit pomocí fotopastí, které jsou umístěny na cestičkách podle jejich míry využívání (hodnocení 1 až 3, viz výše). Tento typ monitoringu neslouží k určení hustoty populace, avšak poskytuje velmi cenné informace o denních rytmech a aktivitách nutrií během různých období roku. Zároveň umožňuje zaznamenat přítomnost mláďat v průběhu roku. Ve sledované lokalitě bylo na okolní stromovou vegetaci umístěno 15 fotopastí a v dalším období bude následovat vyhodnocení získaných snímků.

Statistické zhodnocení

Zjištěné údaje o početnosti byly přepočteny na počty jedinců/1 km monitorovaného úseku daného vodního prvku v průběhu března a dubna. Po ověření normality dat byl pomocí neparametrického Kruskal-Wallis testu zhodnocen rozdíl v početnostech nutrie říční mezi jednotlivými kategoriemi monitorovaných vodních prvků v programu R 4.2.2 software (R CORE TEAM 2022). V rámci summarizace a základního porovnání dat byly také kromě průměrných hodnot vypočítány 95% intervaly spolehlivosti (95% CI). Dolní hranice intervalu spolehlivosti byla nastavena na 0 v případech, kdy výpočet vedl k záporné hodnotě (menší velikost vzorku). Tento přístup odráží biologickou realitu, neboť početnost volně žijících živočichů je veličina, která nemůže nabývat záporných hodnot. Grafické zpracování výsledků bylo provedeno v programu R 4.2.2 (R CORE TEAM 2022) a Statistica 12 software (StatSoft 2013).



Obr. 3.
Ukázka zápisu záznamů v prostředí aplikace QField
Fig. 3.
Example of writing data in the QField app.

VÝSLEDKY

První výsledky z jarního monitoringu početnosti populace nutrie říční jsou zpracovány pro zájmovou a kontrolní lokalitu (Obr. 4). Na základě dat z nočního pozorování lze stanovit základní stav početnosti tohoto druhu dle délky vodního prvku, a to v rámci zmiňovaného monitoringu v jarních měsících.

V rámci první etapy termovizního monitoringu byla v zájmové lokalitě zjištěna průměrná početnost nutrie říční na 14,23 jedinců/1 km (95% CI: 6,13–22,33) délky vodního prvku. V průběhu druhé kontroly to bylo 8,59 jedinců/1 km (95% CI: 3,27–13,91). V kontrolní oblasti byla zjištěna průměrná početnost během první a druhé kontroly nižší (0,49 jedinců/1 km; 95% CI: 0–2,61 a 0,51 jedinců/1 km; 95% CI: 0–2,17). Na základě provedené analýzy byl dále zjištěn signifikantní rozdíl v početnosti nutrie říční mezi jednotlivými katego-

riemi vodních prvků (Kruskal-Wallis test $\chi^2 = 8,23$; $df = 3$; $p < 0,05$). Hodnoty na obr. 5 ukazují, že nejvyšší průměrná početnost nutrie říční byla zaznamenána v prostředí řeky (22,14 jedinců/1 km; 95% CI: 0–44,78), vysoká početnost jedinců byla zaznamenána také na potočích (11,90 jedinců/1 km; 95% CI: 3,09–20,71), naopak v případě vodních ploch (6,24 jedinců/1 km; 95% CI: 0–16,53) a melioračních kanálů (4,64 jedinců/1 km; 95% CI: 0,68–8,60) byla početnost nutrie výrazně nižší (Tab. 1).

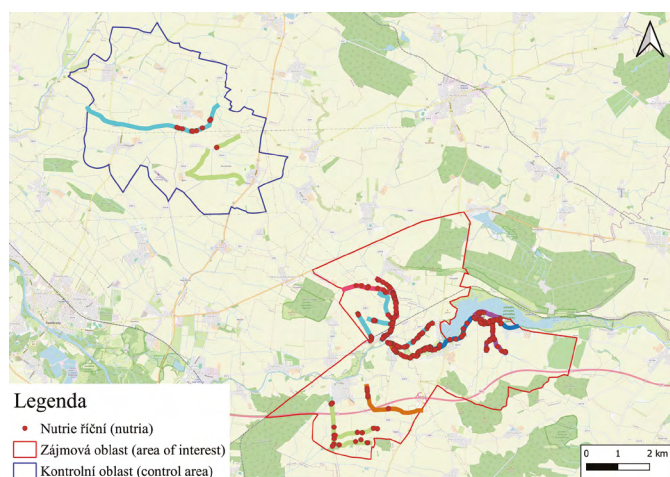
Rozdíl početnosti populace nutrie říční v různém prostředí, během monitoringu v březnu (A) a dubnu (B), v porovnání zájmové oblasti a kontrolní oblasti, ukazuje především výrazné rozdíly mezi oblastmi (Obr. 6). Zatímco v případě zájmové oblasti byla pomocí nočního monitoringu zjištěna průměrná početnost od 6,34 jedinců/1 km (95% CI: 0–16,56; prostředí kanálu, březen) do 33,17 jedinců/1 km (95% CI: 0–128,53; prostředí řeky, březen), tak v případě kontrolní oblasti

Tab. 1.

Hodnoty početnosti nutrie říční v jednotlivých kategoriích vodních prvků v zájmové a kontrolní oblasti v průběhu dvou sčítacích období. Zobrazen je počet ks/1 km délky vodního prvku.

River nutria abundance values in individual categories of water elements in the interest and control areas during two census periods. The number of pcs/1 km length of the water feature is displayed.

Vodní prvek/Water feature	průměr/ mean	95% CI	medián/ median	1. kvartil/ 1 st quartile	3. kvartil/ 3 rd quartile
meliorační kanál/drainage canal	4,64	(0,68–8,60)	2,17	1,30	4,90
potok/stream	11,90	(3,09–20,71)	9,82	3,14	18,48
vodní plocha/water body	6,24	(0–16,53)	1,39	0,00	9,90
řeka/river	22,14	(0–44,78)	19,41	11,12	33,17

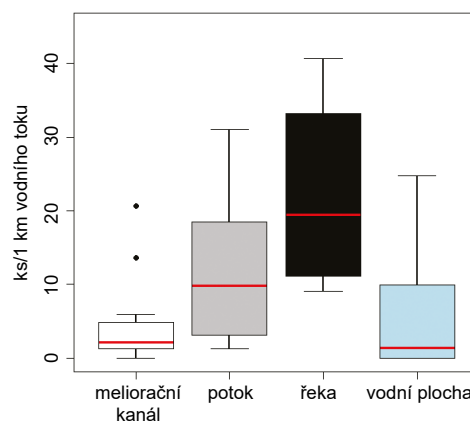


Obr. 4.

Monitorované úseky vodních prvků v zájmové a kontrolní oblasti středních Čech

Fig. 4.

Monitored sections of water features in the area of interest (Central Bohemia)



Obr. 5.

Zjištěná početnost nutrií na 1 km trasy v různých typech prostředí v zájmové a kontrolní oblasti v průběhu dvou monitorovacích období. Graf zobrazuje medián, 1. a 3. kvartil včetně minimální, maximální a odlehlé hodnoty.

Fig. 5.

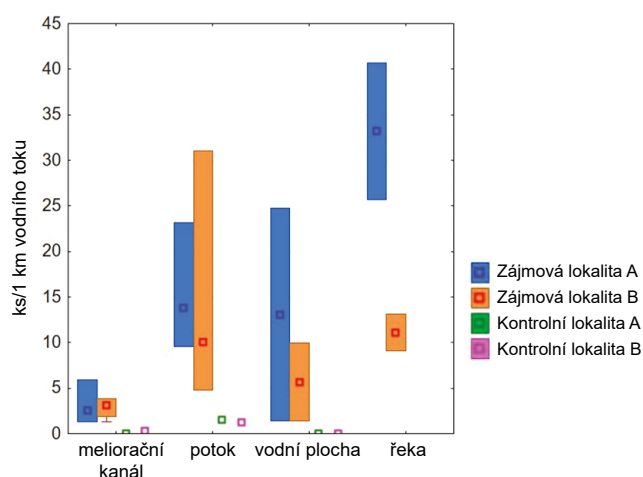
Detected number of nutrias per 1 km of the route in different types of environment in the interest and control area during two monitoring periods. Meliorační kanál – drainage canal, potok – stream, řeka – river, vodní plocha – stagnant water bodies. The graph shows the median, 1st and 3rd quartiles including the minimum and maximum values (whiskers), and outliers (dot).

(v březnu a v dubnu) bylo zaznamenáno průměrně pouze 0,14 jedinců/1 km (95% CI: 0–1,92; prostředí kanálu) až 1,38 jedinců/1 km (95% CI: 0,04–2,71; prostředí potoka).

Porovnání početnosti nutrií během monitoringu v březnu a v dubnu ukázalo rozdíly výskytu v jednotlivých typech prostředí. Březnové sčítání v případě potoků, otevřených vodních ploch a řeky ukázalo na více záznamů než v dubnu. Výjimkou je v tomto ohledu monitoring na melioračních kanálech, kde nebyl zjištěn výrazný rozdíl v početnosti nutrie. Největší rozdíl mezi březnovým a dubnovým monitoringem byl zaznamenán z prostředí řeky. V březnu zde bylo zjištěno 33,17 ks/1 km (95% CI: 0–128,53) vodního prvku, zatímco v dubnu pak pouze 11,11 ks/1 km (95% CI: 0–37,16).

DISKUSE A ZÁVĚR

Zmiňované negativní dopady přítomnosti nutrie říční jsou popisovány v souvislosti s ovlivněním mokřadních ekosystémů a spásáním okolní vegetace, rozvolněním břehů a zvyšováním zákalu vody, což zásadně poškozuje pobřežní fytocenózy (GOSLING et al. 1988), způsobuje půdní erozi (BURNAM, MENGAK 2007), ohrožuje výskyt chráněných druhů rostlin (BERTOLINO 2005), devastuje hnízdiště vodních ptáků (BERTOLINO et al. 2011; ANGELICI et al. 2012; VOSSMEYER et al. 2016), ovlivňuje populace bezobratlých, poškozuje cenné mikrohabitaty obojživelníků a plazů či trdliště ryb. Zmíněná rizika umocněná nárůstem jednotlivých subpopulací jsou důvodem zvýšeného vědeckého zájmu o nutrii říční. Jedním ze základních pilířů monitoringu invazních druhů jsou odhady populační denzity, které slouží jako podklady pro další rozhodování a managementová opatření, jak s daným druhem nakládat. Metody monitoringu jsou nezbytné především v případě invazních druhů, kdy je díky včasné detekci počátku invaze možné zabránit dalšímu šíření.



Obr. 6. Zjištěná početnost nutrií na 1 km trasy, v různých typech prostředí, pro 1. sérii monitoringu v březnu (A) a pro 2. sérii monitoringu v dubnu (B)

Fig. 6. Detected number of nutria per 1 km of route, in different types of environment, for the 1st monitoring series in March (A) and for the 2nd monitoring series in April (B). Meliorační kanál – drainage canal, potok – stream, vodní plocha – stagnant water bodies, řeka – river.

Z těchto důvodů je klíčové pracovat s vhodnými metodami odhadu populací, které mohou být druhově specifické. V případě nutrie však doposud nebyla v podmínkách střední Evropy popsána uspokojivá metoda monitoringu, která by zajistila objektivní posouzení populační hustoty v lokalitách s výskytem nutrie. Jednu z prvních možností monitoringu nutrie představil ROVIANI et al. (2020) v podmínkách Itálie. Metoda je založena na ověřování výskytu a početnosti pobytových znaků v habitatech, které nutrie preferuje. Pobytové znaky (stopy) jsou zaznamenávány na destičkách o velikosti 60 × 60 cm, které jsou pokryty vrstvou písku pro lepší zachycení stop. Uprostřed destičky je dále umístěn atraktant ve formě potravy, v případě této studie se jednalo o kousky mrkve. ROVIANI et al. (2020) takto potvrdil přítomnost nutrie na 29 ze 60 míst, což značí 48 % výskytu. Pravděpodobnost výskytu byla významně ovlivněna přítomností rýžových plantáží v okolí zkoumaných vodních toků. To ukazuje na důležitost intenzivního zemědělství, které ovlivňuje populace nutrie z důvodu snadného příjmu potravy, čímž se podílí na šíření tohoto invazního druhu.

Další metodu možného monitoringu a stanovení početnosti populace představuje BALESTRIERI et al. (2016). Odhad populační hustoty nutrie říční byl v případě této studie proveden metodou zpětného odchytu v termínu od 21. listopadu 2013 do 4. dubna 2014 v severní Itálii. Odchyt byl realizován za pomoci 15 klecových pastí (35 × 35 × 80 cm) s atraktivní návnadou (jablka, mrkev, kukuřice). Pasti byly umístěny na cestkách nutrií podél dvanácti 1 km dlouhých úseků zavlažovacích kanálů a vodních toků. Odchyťová místa byla vybrána tak, aby zahrnovala přírodní i umělé toky v poměru k jejich délce v oblasti. Pro zajištění populace byly provedeny dva termíny odchytu po 7 dnech s 10denní přestávkou, během které nebyly pasti nastraženy ani odstraněny. Odchycení jedinci byli zváženi a následně sortováni na mláďata, subadultní jedince a dospělé jedince. Pro následnou identifikaci odchycených jedinců byla použita bělicí sada pro označení na zádech, která se aplikovala štětcem. Velikost populace byla poté vypočtena z údajů o opětovných odchycích do pastí chycených a vypuštěných jedinců. V této studii odchytily celkem 316 jedinců, z toho 19 % opakovaně. Věková struktura byla následující: 13,9 % mladistvých (n = 44), 15,2 % subdospělých (n = 48) a 70,9 % dospělých (n = 224); tedy 86,1 % nutrií bylo pohlavně zralých. Průměrný počet nutrií činil dle výpočtů mezi 3,9 a 6,1 jedinců na 100 m vodního toku.

Třetí, doposud představená metodika monitoringu je založena na fotopastech (MORI et al. 2020). Monitoring zachycuje výskyt jedinců na cestkách v blízkém okolí rybníků, příkopů a řek. Místa pro fotopasti byla vybrána ve vzdálenosti minimálně 500 m od sebe v přímé linii, aby se snížilo zkreslení a aby se pokryl co největší záběr monitorovaného území vodní plochy. S ohledem na tuto vzdálenost mezi kamerami byl do zkoumané oblasti instalován značný počet fotopastí. Ty byly umístěny přibližně 130–150 cm nad zemí. Monitoring probíhal 24 hodin denně tak, aby fotopasti zaznamenávaly vždy alespoň jednu videosekvenci pokaždé, když se jedinec před kamerou vyskytl. Kontroly se prováděly každých 10 dní za účelem získání dat a výměny baterií. Výsledky monitoringu byly využity pro stanovení roční a denní aktivity.

Zbývající studie zaměřené na odhad populace nutrie říční vycházejí z nepřímo získaných dat, tedy z hlášení státní správy o počtech ulovených jedinců, případně z nálezových databází pro účely zoologického monitoringu druhů, které však nejsou schopny ověřit populační hustotu (SCHERTLER, ESSL 2022; PAYS et al. 2024). Metodicky zjištěnou početnost udává pouze studie BALESTRIERI et al. (2016). Metoda zpětného odchytu, se kterou autoři pracovali, je sice obecně využívána, ovšem v případě nutrie pracná, časově náročná a je nutné manipulovat s odchycenými jedinci. Podle způsobu výpočtu udávají odhadované průměrné počty nutrií 39 (akumulační křivky) a 61 (capwire) jedinců na 1 km vodního toku. To je výrazně více ve srovnání s našimi vý-

sledky, kdy byla průměrná početnost stanovena na 14,23 jedinců/1 km délky vodního prvku (95% CI: 6,13–22,33).

Na základě dostupných materiálů je zřejmé, že v porovnání s nimi představuje navržená metodika možnosti komplexního vyhodnocení včetně poměrně přesného stanovení početnosti a v kombinaci s využitím fotopastí i ověření reprodukce a věkové struktury populace. Tyto údaje jsou jako podklady klíčové pro rozhodování o využití konkrétních managementových opatření a případně i k následnému vyhodnocení jejich účinnosti. Účinná eradikace (BONNET et al. 2021) včetně ověření pohledu veřejnosti na management invazních druhů (VIVIANO et al. 2024) je zásadním nástrojem pro snížení populace nejenom nutrie, ale i dalších druhů vyžadujících regulaci, které se však v naší krajině dále šíří.

Poděkování:

Příspěvek vznikl za podpory Ministerstva zemědělství, v rámci projektu QL24020333 „Zhodnocení dopadů výskytu invazních druhů a návrhy efektivních řešení jejich regulace“ a částečně i pod záštitou poradenské činnosti MZE.

LITERATURA

- ANGELICI C., MARINI F., BATTISTI C., BERTOLINO S., CAPIZZI D., MONACO A. 2012. Cumulative impact of rats and coypu on nesting waterbirds: first evidences from a small Mediterranean wetland (Central Italy). *Vie et Milieu – Life and Environment*, 62 (3): 137–141.
- BALESTRIERI A., ZENATO M., FONTANA E., VEZZA P., REMONTI L., CARONNI F.E., PRIGIONI C. 2016. An indirect method for assessing the abundance of introduced pest *Myocastor coypus* (Rodentia) in agricultural landscapes. *Journal of Zoology*, 298 (1): 37–45. DOI: 10.1111/jzo.12284
- BERTOLINO S., PERRONE A., GOLA L. 2005. Effectiveness of coypu control in small Italian wetland areas. *Wildlife Society Bulletin*, 33 (2): 714–720.
- BERTOLINO S., ANGELICI C., MONACO E., MONACO A., CAPIZZI D. 2011. Interactions between coypu (*Myocastor coypus*) and bird nests in three Mediterranean wetlands of central Italy. *Hystrix*, 22 (2): 333–339. DOI: 10.4404/Hystrix-22.2-4595
- BONNET M., GUÉDON G., PONDIVEN M., BERTOLINO S., PADIOLLEAU D., PÉNISSON V., GASTINEL F., ANGOT F., RENAUD P.C., FRÉMY A., PAYS O. 2021. Aquatic invasive alien rodents in Western France: Where do we stand today after decades of control? *Plos one*, 16 (4): e0249904. DOI: 10.1371/journal.pone.0249904
- BOUNDS D.L., SHERFY M.H., MOLLETT T.A. 2003. Nutria. *Wild mammals of North America: biology management and conservation*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press: 1119–1147.
- BURNAM J., MENGAK M.T. 2007. Managing wildlife damage: Nutria (*Myocastor coypus*). Athens, GA: Warnell School of Forestry and Natural Resources: 6 s. Wildlife damage. Publication services, August 2007. WDS-07-04
- ČSÚ 2024. Český statistický úřad. Výsledky mysliveckého hospodaření. Základní údaje o honitbách, stavu a lovu zvěře – od 1. 4. 2018 do 31. 3. 2019. Dostupné na/Available on: <https://csu.gov.cz/produkty/zakladni-udaje-o-honitbach-stavu-a-lovu-zvere-od-1-4-2018-do-31-3-2019>
- GALLARDO B., BACHER S., BARBOSA A.M., GALLIEN L., GONZÁLEZ-MORENO P., MARTÍNEZ-BOLEA V., SORTE C., VIMERCATI G., VILÀ M. 2024. Risks posed by invasive species to the provision of ecosystem services in Europe. *Nature Communications*, 15 (1): 2631. DOI: 10.1038/s41467-024-46818-3
- GOSLING L.M., BAKER S.J., CLARKE C.N. 1988. An attempt to remove coypu (*Myocastor coypus*) from a wetland habitat in East Anglia. *Journal of Applied Ecology*, 49–62. DOI: 10.2307/2403609
- HOLENSTEIN K., SIMONSON W.D., SMITH K.G., BLACKBURN T.M., CHARPENTIER A. 2021. Non-native species surrounding protected areas influence the community of non-native species within them. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8: 625137. DOI: 10.3389/fevo.2020.625137
- HOWERTH E.W., REEVES A.J., MCELVEEN M.R., AUSTIN F.W. 1994. Survey for selected diseases in nutria (*Myocastor coypus*) from Louisiana. *Journal of Wildlife Diseases*, 30 (3): 450–453. DOI: 10.7589/0090-3558-30.3.450
- LEBLANC D.J. 1994. Nutria. In: Hygnstrom, S.E. (ed.): *Prevention and control of wildlife damage handbook*. B71–B80. Dostupné na/Available on: <https://digitalcommons.unl.edu/icwdmhandbook/16>
- MARTINO P.E., STANCHI N.O., SILVESTRINI M., BRIHUEGA B., SAMARTINO L., PARRADO E. 2014. Seroprevalence for selected pathogens of zoonotic importance in wild nutria (*Myocastor coypus*). *European Journal of Wildlife Research*, 60: 551–554. DOI: 10.1007/s10344-014-0805-4
- McFALLS T.B., KEDDY P.A., CAMPBELL D., SHAFFER G. 2010. Hurricanes, floods, levees, and nutria: vegetation responses to interacting disturbance and fertility regimes with implications for coastal wetland restoration. *Journal of Coastal Research*, 26 (5): 901–911. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-09-00037.1
- MORI E., ANDREONI A., CECERE F., MAGI M., LAZZERI L. 2020. Patterns of activity rhythms of invasive coypu *Myocastor coypus* inferred through camera-trapping. *Mammalian Biology*, 100 (6): 591–599. DOI: 10.1007/s42991-020-00052-8
- PAYS O., BONNET M., MARCHAND E., HARMANGE C., BERTOLINO S., PAGANO A., PICARD D., GRILLO X., GRIMAULT-FRÉMY A. 2024. Landscape drivers influence the efficiency of management of aquatic invasive alien rodents in Western France. *Sustainability*, 16 (5): 1970. DOI: 10.3390/su16051970
- PUTMAN R.J., STAINES B.W. 2004. Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammalian Review*, 34 (4): 285–306. DOI: 10.1111/j.1365-2907.2004.00044.x
- R CORE TEAM. 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>.
- ROBB G.N., McDONALD R.A., CHAMBERLAIN D.E., REYNOLDS S.J., HARRISON T.J., BEARHOP S. 2008. Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. *Biology letters*, 4 (2): 220–223. DOI: 10.1098/rsbl.2007.0622
- ROVIANI D., ARTIOLI P., BERTOLINO S. 2020. Evaluating the effectiveness of footprint platforms to detect invasive mammals: coypu (*Myocastor coypus*) as a case study. *Mammalian Biology*, 100: 213–218. DOI: 10.1007/s42991-020-00021-1
- SHAFFER G.P., DAY J.W., HUNTER R.G., LANE R.R., LUNDBERG C.J., WOOD W.B., HILLMANN E.R., DAY J.N., STRICKLAND E., KANDALEPAS D. 2015. System response, nutria herbivory, and

- vegetation recovery of a wetland receiving secondarily-treated effluent in coastal Louisiana. *Ecological Engineering*, 79: 120–131. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.04.001
- SHEFFELS T.R., SYTSMA M.D., CARTER J., TAYLOR J.D. 2014. Efficacy of plastic mesh tubes in reducing herbivory damage by the invasive nutria (*Myocastor coypus*) in an urban restoration site. *Northwest Science*, 88 (4): 269–279. DOI: :10.3955/046.088.0403
- SCHERTLER A., RABITSCH W., MOSER D., WESSELY J., ESSL F. 2020. The potential current distribution of the coypu (*Myocastor coypus*) in Europe and climate change induced shifts in the near future. *NeoBiota*, 58: 129–160. DOI: 10.3897/neobiota.58.33118
- SCHERTLER A., ESSL F. 2022. An update on the known distribution and status of the coypu (*Myocastor coypus*) in Austria. *BioInvasions Record*, 11 (2): 578–592. DOI: 10.3391/bir.2022.11.2.30
- SCHEURING W. 1990. Badania parazytofauny jelitowej nutrii (*Myocastor coypus*, Molina 1782) z hodowli zamkniętych ze szczególnym uwzględnieniem kokcydiów. [Examination of the intestinal parasite fauna of nutria (*Myocastor coypus*, Molina 1782) from enclosed breeding units with particular reference to coccidia.] *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Rozprawy*, 81: 41.
- STATSOFT 2013. Statistica 12. Dostupné na/Available on: [http:// www.statsoft.cz/](http://www.statsoft.cz/).
- ÚHÚL 2024. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. Myslivecká evidence za ČR. Mysl 101 2022. Dostupné na/Available on: <https://www.uhul.cz/mapy-a-data/myslivecka-evidence-za-cr>
- VAISSI S., REZAEI S. 2023. Climatic niche dynamics in the invasive nutria, *Myocastor coypus*: global assessment under climate change. *Biological Invasions*, 25 (9): 2763–2774. DOI: 10.1007/s10530-023-03070-y
- VIVIANO A., DE MEIO I., MORI E., SERGIACOM, C., PALETTO A. 2024. Public perception and acceptance of coypu *Myocastor coypus* removal in urban areas: influences of age and education. *The Science of Nature*, 111 (5): 42. DOI: 10.1007/s00114-024-01928-2
- VOSSMEYER A., AHRENDT W., BRÜHNE M., BÜDDING M. 2016. Der Einfluss der Nutria auf Rohrkolben-Röhrichte. *Natur in NRW*, 3(16): 36–40.
- Vyhláška č. 454/2021 Sb., o stanovení druhů živočichů vyžadujících regulaci In: *Sbírka zákonů*, 2021, částka 203/2021.

NUTRIA IN AGRICULTURAL LANDSCAPES: MONITORING OPTIONS AND FIRST RESULTS FROM THE CZECH REPUBLIC

SUMMARY

In the Czech Republic, invasive mammal species have been present for several decades, posing significant threats to biodiversity, stability of natural ecosystems and cultural landscape. One of the most problematic species is nutria (*Myocastor coypus*), which was introduced from South America to North America and Europe primarily for its prized fur and valuable meat. Introduced as a farmed species, had been bred also in Czechoslovakia since 1924. By the 1970s, however, the first specimens had been observed in the wild nature, and today, nutria colonise more than two-thirds of the Czech Republic. To date, however, there has been no census to provide a detailed overview of its spread across the country and particular habitats. Therefore, the main aim of this study is to develop, test and evaluate a comprehensive methodology suitable for determining nutria abundance in cultural landscapes. Obtained data could be subsequently used to define the risk areas and to eliminate damage caused by nutria in agricultural crops and riparian ecosystems.

The proposed methodology for verifying nutria presence and abundance is based on a combination of direct counting using thermal imaging cameras and indirect methods such as verification of residence signs and assessment of activity using photo traps.

Nutria abundance was calculated through nightly patrols moving upstream along water features (watercourses and water bodies) using Pulsar Accolade and Pulsar Merger thermal imaging cameras (Pulsar, Lithuania) equipped by range-finder. In the first stage, the watercourses were divided according to their characteristics into drainage channels, streams, rivers and standing waters (or “water bodies”; Fig. 1). The picture of nutrias caught a thermal camera (adult and subadults) is evident from Fig. 2. Nutria density will be determined per unit length of water feature in kilometers.

As stated previously, nutria presence was also confirmed using residence signs, i.e. the “pathways” used to move from the riverbank into the surrounding agricultural landscape for foraging. The pathways were identified and recorded at the same time as density determination using thermal imaging cameras, using the QField application (Fig. 3), whereby the pathway’s GPS position is recorded and an assessment of use made on a scale of 1 to 3, where 1 = high use and 3 = low use. Verification of activity and a measure of diurnal usage was provided using photo traps placed on the pathway. While this method is unable to directly estimate density, it provides valuable data on the daily activity of nutria at different times of the year.

The first results from spring monitoring of nutria population abundance have already been compiled for the sites of interest and control sites (Fig. 4), with a breakdown of initial water feature lengths monitored. Values for water feature monitored were then proportionally recalculated for the total length of water feature bankside at the sites.

Based on the nocturnal observation data gathered, the baseline abundance for this species during the March to April monitoring period was determined per km length of water feature, giving an initial average abundance in the locality of interest over the first stage of the census of 14.23 ind./km water feature length (95% CI: 6.13–22.33), a figure that declined to 8.59 ind./km (95% CI: 3.27–13.91) over the second check one month later. At the control site, average abundance over the first and second checks was lower, at 0.49 (95% CI: 0–2.61) and 0.51 (95% CI: 0–2.17) ind./km, respectively. Moreover, we found a significant difference in nutria abundance between water feature categories (Kruskal-Wallis test $\chi^2 = 8.23$; $df = 3$; $p < 0.05$), with highest mean abundance recorded along rivers (22.14 ind./km; 95% CI: 0–44.78) and streams (11.90 ind./km; 95% CI: 3.09–20.71), with significantly fewer recorded alongside standing water bodies (6.24 ind./km; 95% CI: 0–16.53) and drainage canals (4.64 ind./km; 95% CI: 0.68–8.60) (Tab. 1; Fig. 5). A comparison of nutria abundance during the March and April monitoring sessions also indicated differences in abundance between habitat types, with March counts for rivers, streams and waterbodies being higher than those for April (there was no significant difference in nutria abundance along drainage channels). The greatest difference between March and April monitoring was recorded for rivers, with number for March reaching 33.17 ind./km (95% CI: 0–128.53) compared with 11.11 ind./km (95% CI: 0–37.16) in April.

In conclusion, it is important to highlight that nutria is one of the most problematic species in the Czech Republic, with rapid increase in abundance and conflict situations expected, especially in terms of damage to agricultural crops, in the context of their spreading in the landscape. The methodology proposed here will allow an accurate assessment of nutria numbers by habitat type, thereby helping assess potential damage and management measures to be for future nutria population control. Pilot results from the sites of interest revealed a high abundance of nutria, especially alongside rivers and streams, with a lower population density alongside other water bodies and drainage channels, and higher numbers recorded in March than April.

Zasláno/Received: 26. 11. 2024

Přijato do tisku/Accepted: 17. 12. 2024