

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



Recentní rozšíření vlka obecného v oblasti Šumavy

Diplomová práce

Autor práce: Barbora Pecková

Obor studia: Ochrana přírody

Vedoucí práce: Ing. Aleš Vorel, Ph.D.

© 2021 ČZU v Praze

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Barbora Pecková

Inženýrská ekologie
Ochrana přírody

Název práce

Recentní rozšíření vlka obecného v oblasti Šumavy

Název anglicky

Recent distribution of Grey wolf in Šumava Region

Cíle práce

Vlk se šíří mnoha zeměmi a regiony kontinentální Evropy. Vzhledem k tomu o jak významný druh jde, je nutno se intenzivně věnovat studiu změn jeho rozšíření. Podrobné chronologické a prostorové údaje pokud jsou správně sebrány a zhodnoceny, mohou být v pozdějších letech podkladem v porozumění ekologickým nárokům tohoto oportunního druhu.

Vlk se v tomto století v oblasti Šumavy pravidelně objevuje od roku 2015, od roku 2017 se podařilo zaznamenat první reprodukci, v roce 2020 už byly evidovány dvě smečky s reprodukcí.

Podrobné údaje o výskytu, pohybu a formování teritorií jsou nyní k dispozici nesystematicky a roztříštěně. Jejich shrnutí a interpretace jsou úkolem navrhované práce.

Metodika

Studentka shrne a popíše, a v GIS prostředí vyhodnotí veškeré podrobné faunistické údaje o výskytu vlků v oblasti Šumavy po roce 2010. Dále představí zjednodušenou interpretaci recentního šíření a kolonizace území vlkem. Základními nástroji bude práce s vlastními i dostupnými údaji o výskytu vlků. Provedena bude též validace dat dle mezinárodní klasifikace SCALP.

Doporučený rozsah práce

40-60

Klíčová slova

vlk obecný, výskyt, Šumava, monitoring, SCALP

Doporučené zdroje informací

- Gula, Roman, Roland Hausknecht, and Ralph Kuehn. 2009. "Evidence of Wolf Dispersal in Anthropogenic Habitats of the Polish Carpathian Mountains." *Biodiversity and Conservation* 18 (8): 2173–84.
- Harrington, Fred H., and L. David Mech. 1983. "Wolf Pack Spacing: Howling as a Territory-Independent Spacing Mechanism in a Territorial Population." *Behavioral Ecology and Sociobiology* 12 (2): 161–68
- Hindrikson, Maris, Jaanus Remm, Malgorzata Pilot, Raquel Godinho, Astrid Vik Stronen, Laima Baltrūnaitė, Sylwia D. Czarnomska, et al. 2017. "Wolf Population Genetics in Europe: A Systematic Review, Meta-Analysis and Suggestions for Conservation and Management." *Biological Reviews* 92 (3): 1601–29.
- Hulva, Pavel, Barbora Černá Bolfíková, Vendula Woznicová, Milena Jindřichová, Markéta Benešová, Robert W. Mysłajek, Sabina Nowak, et al. 2018. "Wolves at the Crossroad: Fission–Fusion Range Biogeography in the Western Carpathians and Central Europe." *Diversity and Distributions* 24 (2): 179–92.
- Chapron, Guillaume, Petra Kaczensky, John D.C. Linnell, Manuela Von Arx, Djuro Huber, Henrik Andrén, José Vicente López-Bao, et al. 2014. "Recovery of Large Carnivores in Europe's Modern Human-Dominated Landscapes." *Science* 346 (6216): 1517–19.
- Jedrzejewski J., Włodzimierz, Krzysztof Schmidt, Bogumiła Theuerkauf, Jörn, and Rafał Kowalczyk. 2007. "Territory Size of Wolves *Canis Lupus* : Linking Local (Białowieża 56 Primeval Forest, Poland) and Holarctic-Scale Patterns." *Ecography* 30 (1): 66–76.
- Kutal M., Belotti E., Volfová J., Mináriková T., Bufka L., Poledník L., Krojerová J., Bojda M., Váňa M., Kutalová L., Beneš J., Flousek J., Tomášek V., Kafka P., Poledníková K., Pospíšková J., Dekař P., Machciník B., Koubek P., Duľa M., 2017: Výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*), medvěda hnědého (*Ursus arctos*) a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a části Západních Karpat v letech 2012–2016. *Lynx n.s. (Praha)* 48: 93–107.
- Mattioli, Luca, Antonio Canu, Daniela Passilongo, Massimo Scandura, and Marco Apollonio. 2018. "Estimation of Pack Density in Grey Wolf (*Canis Lupus*) by Applying Spatially Explicit Capture-Recapture Models to Camera Trap Data Supported by Genetic Monitoring." *Frontiers in Zoology* 15 (1).
- Reinhardt, I., G. Kluth, S. Nowak, and R. W. Mysłajek. 2015. Standards for the Monitoring of the Central European Wolf Population in Germany and Poland Standards for the Monitoring of the Central European Wolf Population in Germany and Poland. *Bfn-Skripten*. Vol. 356.
- Roffler, Gretchen H., Jason N. Waite, Kristine L. Pilgrim, Katherine E. Zarn, and Michael K. Schwartz. 2019. "Estimating Abundance of a Cryptic Social Carnivore Using Spatially Explicit Capture–Recapture." *Wildlife Society Bulletin* 43 (1): 31–41.

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Aleš Vorel, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2021

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 22. 03. 2021

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Recentní rozšíření vlka obecného v oblasti Šumavy" jsem vypracovala samostatně pod vedením Ing. Aleše Vorla Ph.D. a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 31. 3. 2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Aleši Vorlovi, Ph.D. za vedení práce, cenné rady a odbornou pomoc. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Lukáši Žákovi za zasvěcení do monitoringu vlků ve Šluknovském výběžku, Ing. Janu Mokrému za celkovou podporu při sběru vzorků, lidský přístup, trpělivost, poskytnutí všech záznamů o pohybu vlků na území NP a CHKO Šumava a Ing. Vladimíru Zývalovi za pomoc a cenné rady při zpracování výsledků v ArcGISu. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat své rodině a přátelům za podporu, zejména však rodičům za všechnu pomoc, zprostředkování terénních pochůzek a oporu během celého studia.

Recentní rozšíření vlka obecného v oblasti Šumavy

Souhrn

Vlk obecný (*Canis lupus*) je vrcholový predátor a zastává významnou roli ve správném fungování přírodních ekosystémů. Lidé již od nepaměti vnímali tuto velkou šelmu jako hrozbu především pro svůj majetek. Rostoucí nepřátelství vedlo k dlouhodobému pronásledování, které způsobilo v 18. a 19. století úplné vyhynutí vlků v mnoha evropských zemích. Došlo k výraznému snížení genetické rozmanitosti a toku genů mezi populacemi. Teprve až díky zákonné ochraně se daří vlkům v posledních desetiletích postupně rekolonizovat původní oblasti výskytu, včetně Šumavy.

Metodika monitoringu vlků spočívá v pozorování či sběru pobytových znaků jako je trus, moč (případně krev), srst, stopní dráhy, stržená volně žijící zvířata nebo hospodářská zvířata, snímky z fotopastí, přímé pozorování a vytí. Jednotlivé záznamy lze poté podle mezinárodní klasifikace SCALP rozdělit do několika kategorií na základě jejich objektivnosti a ověřitelnosti. Cílem této práce bylo shrnout poznatky o novodobém osidlování Šumavy vlky od potvrzeného výskytu v roce 2015 až do současnosti, kdy se na území vyskytují již dvě smečky. K tomu bylo zapotřebí vyhodnotit všechny dostupné i vlastní faunistické údaje o pohybu vlků.

Během vlastního monitoringu v letech 2019–2021 bylo zjištěno, že zvolený kvadrátový přístup má své opodstatnění pouze v jižní části zájmového území, kde se vlci vyskytují sporadicky a jakákoliv informace o jejich pohybu je v této části významná. Naopak v západní části jsou ohniska výskytu již dobře zmapována, a proto by zde bylo vhodnější zvolit systém pravidelných terénních pochůzek tak, aby tato ohniska protínala.

Všechna nasbíraná a shromážděná data v této diplomové práci lze v ochraně přírody nadále využít například za účelem vytyčení teritorií jednotlivých smeček, návrhu klidových území či určení migračních tras. Do budoucna mohou představovat také důležitý podklad pro porozumění ekologických nároků tohoto významného druhu.

Klíčová slova: vlk obecný, výskyt, Šumava, monitoring, SCALP

Recent distribution of Grey wolf in Šumava Region

Summary

Grey wolf (*Canis lupus*) is a top predator which plays an important role in the correct function of the ecosystem. Humans have always viewed this enormous canine as a threat mainly to their property. An increasing hostility had led to long-term hunting which resulted in the total extermination of wolves in many European countries in the 18th and 19th centuries. As a consequence, genetic diversity and gene flow among wolf populations have decreased noticeably. Due to legal protection, wolves have recently managed to recolonize their original territories, including Šumava region.

Methodology of wolf monitoring consists of observation or collection of signs of occurrence, such as scat, urine (eventually blood), hair, footprints and tracks, killed or attacked wild animals or livestock, pictures from photo traps, direct observation and howling. It is then possible to classify individual records according to the SCALP international classification into several categories based on their objectiveness and verifiability. The aim of the thesis is to resume findings on a recent wolf settlement in Šumava region from the confirmed wolf occurrence in 2015 until the present when there are two wolf packs occurring in the area. To do that, it was necessary to evaluate all the widely available as well as my own faunal data about wolf movements.

During my own personal monitoring carried in 2019–2021, it was found out that the chosen quadrat method has its foundation only in the southern part of the area of interest where the wolves occur sporadically and any kind of information about their movements in this area is important. On the contrary, western habitation centres have been well mapped already, therefore it would be more suitable to choose a system of regular off-road outings in a way that these centres intersected.

All the collected and summarized data in the thesis can be used in nature conservation, for example, to stake territories of individual wolf packs, to suggest resting areas, or to specify migration routes. Moreover, the data can present an important basis for understanding the ecological entitlements of this important species in the future.

Keywords: grey wolf, occurrence, Bohemian Forest, monitoring, SCALP

Obsah

1 Úvod	11
2 Cíl práce	12
3 Literární rešerše	13
3.1 Vlk obecný, <i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758	13
3.1.1 Charakteristika druhu a jeho klíčová role	13
3.1.2 Hierarchie a vazby v rámci smečky	14
3.1.3 Prostorové nároky	16
3.1.4 Potravní nároky	16
3.1.5 Populační charakteristika	17
3.2 Historické rozšíření	19
3.2.1 Česká republika	20
3.2.2 Šumava	21
3.3 Současné rozšíření v Evropě	22
3.4 Ohrožení a ochrana	25
4 Metodika	27
4.1 Zájmové území	27
4.2 Sběr dat	28
4.3 Klasifikace a vyhodnocení dat	28
4.3.1 Trus	29
4.3.2 Stopa a stopní dráha	29
4.3.3 Značkování	30
4.3.4 Srst	30
4.3.5 Stržená kořist	30
4.3.6 Živá zvířata	31
4.3.7 Uhynulá zvířata	31
5 Výsledky a komentáře	34
5.1 Vlastní monitoring 2019–2021	34
5.2 Jednotlivé vlčí roky	35
5.3 Shrnutí výsledků	42
6 Diskuze	44
7 Závěr	46
8 Literatura	47
9 Samostatné přílohy	I

Seznam použitých zkratek

CHKO – Chráněná krajinná oblast

CITES – Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora)

DNA – deoxyribonukleová kyselina

ESU – evolučně významná jednotka (Evolutionarily significant unit)

EVL – evropsky významná lokalita (Special Area of Conservation – SAC)

GPS – globální polohový systém (Global Positioning System)

IUCN – Mezinárodní unie ochrany přírody (The International Union for Conservation of Nature)

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

mtDNA – mitochondriální DNA

NDOP – nálezořá databáze ochrany přírody, výsledek Agentury ochrany přírody a krajiny ČR

NP – Národní park

NPŠ – Národní park Šumava

OWAD – Objektivní akceptace vlka v člověkem pozměněné přeshraniční krajině (Objective Wolves Acceptance in human-altered cross boundary lanDscapes)

SCALP – Status and Conservation of the Alpine Lynx Population, projekt stanovující metody monitoringu

1 Úvod

Velké šelmy, jako je medvěd hnědý, rys ostrovid a vlk obecný, jsou nenahraditelnou součástí nejen naší přírody. Mají klíčový význam pro správné fungování ekosystémů a udržení přírodní rovnováhy v nich. V přirozeném prostředí přispívají zejména regulací volně žijících kopytníků, která umožňuje vývoj a obnovu vegetace a celkově zvyšuje druhovou rozmanitost oblastí (Koubek et al., 2005). Zároveň však velké šelmy patří v moderním přelidněném světě mezi velmi problematickou skupinu druhů z hlediska ochrany přírody a veřejného mínění lidí (Chapron et al., 2014). Kvůli tomu, že velké šelmy žijí většinou skrytým způsobem života, obývají rozsáhlé domovské okrsky a přirozeně dosahují nízkých populačních hodnot (Chapron et al., 2014), je jejich monitoring nejen časově, ale i finančně velmi náročný (Waits et Paetkau, 2005).

Vlci jsou jedni z nejcharismatictějších a nejkontroverznějších zvířat na světě. Jsou vysoce inteligentní a přizpůsobiví. Hrají si, loví a žijí společně v rodinných smečkách (Mech et Boitani, 2004). Následkem nenávisti a hluboce zakořeněného nepřátelství v lidské historii a kultuře byli zejména během 18. a 19. století v mnoha zemích Evropy zcela vyhubeni (Chapron et al., 2014). V několika málo refugiích se podařilo přežít zbytkovým populacím (Linnell et al., 2008). Teprve až koncem 20. století dochází k jejich postupnému zotavování a navracení se do původních oblastí výskytu (Boitani et al., 2003), zejména díky schopnosti disperze na velké vzdálenosti a rychlé kolonizaci zcela nových či původních oblastí (Reinhardt et al., 2015).

Již během druhé poloviny 20. století se zvyšují počty záznamů o výskytu vlků na území České republiky, ale v mnoha případech se jedná o zvířata uniklá ze zajetí, která jsou buď zastřelena nebo vrácena zpět do chovných zařízení (Anděra et al., 2004). Až koncem 20. století je výskyt vlků potvrzen v centrální oblasti Moravskoslezských Beskyd (Červený et al., 2000). V období 2000–2003 je hlášen sporadický výskyt v mapovacích kvadrátech na Šumavě (Anděra et al., 2004). Velká změna nastává až v roce 2014, kdy je potvrzena první úspěšná reprodukce v oblasti Ralska (Kutal et al., 2017). Od té doby počty vlků narůstají a postupně dochází k osidlování oblasti Kokořínska, Broumova, Krušných hor, Šluknovského výběžku, Šumavy, Lužických hor, Orlických hor, Českého lesa a Třebońska. Jedinci vyskytující se na území ČR byli na základě genetických analýz přiřazeni ke dvěma populacím – karpatské a středoevropské nížinné; s výjimkou prvního samce na Šumavě, který patří k alpské populaci. Karpatská populace vykazuje obecně stagnující trend na rozdíl od expandující středoevropské nížinné populace. Do budoucna se však obecně očekává spíše zvyšování počtu vlků a jejich teritorií (Flousek et al., 2014).

Všechny současné populace vlků jsou ovlivňovány různými druhy lidské činnosti jako je intenzivní těžba dřeva, lov, cestovní ruch, rekreace, rozvoj dopravních sítí a s nimi spojená fragmentace krajiny (Nowak et al., 2008). Intuitivní představy, že jsou vlci schopni přežít pouze v izolovaných, chráněných oblastech daleko od přítomnosti lidí, jsou postupně vyvraceny. Vlci jsou velmi adaptabilní a situace v Evropě ukazuje, že s nimi mohou lidé sdílet stejnou krajinu, aniž by docházelo ke konfliktům (Chapron et al., 2014).

2 Cíl práce

Vlk se šíří mnoha zeměmi a regiony kontinentální Evropy. Vzhledem k tomu o jak významný druh jde, je nutno se intenzivně věnovat studiu změn jeho rozšíření. Podrobné chronologické a prostorové údaje, pokud jsou správně sebrány a zhodnoceny, mohou být v pozdějších letech podkladem pro porozumění ekologických nároků tohoto oportunního druhu.

Vlk se v tomto století v oblasti Šumavy pravidelně objevuje od roku 2015, od roku 2017 se podařilo zaznamenat první reprodukci, v roce 2020 už byly evidovány dvě smečky s reprodukci. Podrobné údaje o výskytu, pohybu a formování teritorií jsou nyní k dispozici nesystematicky a roztržitě. Jejich shrnutí a interpretace jsou úkolem navrhované práce.

3 Literární rešerše

3.1 Vlk obecný, *Canis lupus* Linnaeus, 1758

Vlk obecný (*Canis lupus*) je s výškou až 90 cm v kohoutku a hmotností až 70 kg největší evropskou psovitou šelmou. Postavou může připomínat německého ovčáckého psa, ale na rozdíl od něj má širší zašpičatělou hlavu, zřetelně trojúhelníkovité uši, štíhlejší nohy a výrazně jiné držení těla – hřbet drží ve vodorovné linii díky delším zadním končetinám. Zbarvení srsti je rezavohnědé až šedočerné a pouze krk, spodní část těla a vnitřní strany končetin jsou bělavé (Červený et al., 2005). Velikost a zbarvení se však u jednotlivých poddruhů liší (Mech, 1974). Například bílé zbarvení vlci jsou běžní v arktických oblastech a černě v severozápadní Americe (Musiani et al., 2007). Černí vlci nebyli v Evropě hlášeni nikdy s výjimkou Itálie od roku 1976 (Boitani, 1983). To mohlo být následkem mutace nebo hybridizace s jinými druhy (Anderson et al., 2009).

Ve volné přírodě se vlci dožívají v průměru 10 let, v zajetí to může být až 16 let (Gipson et al., 2000). Mezi nejčastější onemocnění, které může vlky postihnout, patří vzteklna, psinka, artritida nebo rakovina (Mech, 1970).

3.1.1 Charakteristika druhu a jeho klíčová role

Vlci jsou vrcholoví predátoři, kteří zastávají klíčovou roli ve správném fungování přírodních ekosystémů (Randi, 2011). Spolu s ostatními velkými šelmami stojí na vrcholu pomyslné potravní pyramidy, snižují počty kořisti a mění její chování. Podílí se také na dostupnosti potravy pro další druhy a tím zvyšují druhové bohatství v oblastech jejich výskytu (Sergio et al., 2008). Prostřednictvím přímé predace poskytují celoroční zdroj potravy mrchožroutům jako jsou například krkavci, lišky a mnoho dalších malých druhů ptáků či savců (Smith et al., 2003). Díky těmto zásadním rolím v mnoha ekosystémech se vlci stali vlajkovým druhem v ochraně přírody (Chapron et al., 2014).

Přítomnost přirozených predátorů jako jsou vlci vyvolává kaskádový efekt mezi nižšími trofickými úrovněmi (Smith et al., 2003) a brání nadměrnému spásání vegetace, které likviduje přirozenou strukturu biotopů a snižuje jejich diverzitu – biologickou, genetickou i ekosystémovou (Primack et al., 2001). Snižování početnosti kopytníků má za následek vytváření hnízdních příležitostí či jiných vhodných úkrytů pro ptáky (Gill et Fuller, 2007) a přibývání lesních bylin včetně chráněných druhů (Míchal, 1992). U bezobratlých živočichů nelze jednoduše k obecnému závěru dojít, protože některým druhům nadměrné spásání naopak prospívá (Konvička et al., 2004).

Dalším faktorem ovlivňujícím biodiverzitu je změna chování býložravců, která byla zatím nejlépe sledována v Yellowstonském národním parku, kam byli vlci reintrodukováni v 90. letech 20. století po 70 letech. Po pouhých sedmi letech od návratu vlků bylo v říčních nivách pozorováno významné zmlazení listnatých dřevin a říčních porostů, které stabilizovalo říční koryta. Ačkoliv pobřežní systémy obvykle zabírají malou část krajiny, plní mnoho důležitých ekologických funkcí. Udržují hydrologickou konektivitu mezi potoky a říčními

nivami, zadržují uhlík a umožňují koloběh živin, zmírňují teplotu oblastí vod, nabízejí různorodou strukturu habitatů a podporují potravní sítě. V místech, kde jsou tyto pobřežní systémy pozměněny nadměrným spásáním, mohou být ekologické dopady na jejich funkce velmi závažné. Reintrodukcí vlků došlo také k návratu bobrů a ke zvýšení počtů vodních bezobratlých, ptáků a dalších živočišných druhů. Hlavním předpokladem pro takovéto pozitivní ovlivnění ekosystému byla právě změna chování kořisti, která se musela přemístit a naučit se využívat jiné, bezpečnější biotopy, kde hrozilo nižší riziko predace (Ripple et Beschta, 2004). Kolter et al. (1994) předpokládají, že například kozorožec horský (*Capra ibex*) snižuje riziko predace tím, že se nejčastěji pase poblíž extrémně strmých svahů či útesů, které vytvářejí obtížné podmínky pro jeho ulovení. Sob polární (*Rangifer tarandus*) se zase před vlky přesouvá do vyšších poloh (Bergerud et Page, 1987). Altendorf et al. (2001) vyzorovali, že jelenec ušatý (*Odocoileus hemionus*) upřednostňuje otevřené nezalesněné plochy, protože zde vnímá nižší riziko predace než v zalesněných oblastech. To odpovídá zjištěním Kunkel et Pletschera (2001), kteří potvrdili, že vlci jsou při lovu neúspěšnější tehdy, pokud se mohou ke kopytníkům přiblížit bez jakékoliv detekce. Prvek překvapení se tak jeví jako důležitý faktor jejich predátorského úspěchu.

Všechny výše uvedené změny chování mají vysoký potenciál ovlivnit složení a strukturu rostlinných společenstev pomocí vytváření refugií na místech, kde hrozí vysoké predací riziko (Kie, 1999). Vlci tak pozitivně ovlivňují ekosystémy i bez toho, aniž by přímo snižovali početnost kořisti (Smith et al., 2003).

3.1.2 Hierarchie a vazby v rámci smečky

Vlci žijí ve smečkách složených z vůdčího páru, několika potomků (Randi, 2011) a případně nepříbuzných jedinců, kteří imigrovali z jiných smeček (Mech et Boitani, 2003). Každá smečka má svou jedinečnou identitu. Bývá tvořena zpravidla 3 až 8 jedinci (Jędrzejewski et al., 2007), nejvíce však bylo hlášeno 36 jedinců v jedné smečce (Rausch, 1967). Smečky jsou udržovány společnými pevnými vazbami, které se postupem času rozvíjejí a posilují. Jejich základy vznikají u vlků během jejich prvních pěti měsíců života nebo během námluv mezi dvěma osamělými dospělými jedinci. Na vrcholu hierarchického uspořádání stojí vůdčí samec, který dominuje nad samicí, jejich potomky a případně dalšími členy smečky. Pod ním je vůdčí samice, která s tímto samcem tvoří plemenný pár a má dominantní postavení nad potomky a dalšími členy smečky. Termíny „alfa samec“, „alfa samice“ a „alfa pár“ vznikly při pozorování jedinců chovaných v zajetí a v přírodě tak nemají opodstatnění. V přírodě se hierarchie smečky mění během různých situací jako je lov, hra nebo rozmnožování. Sociální pozice je získávána především plozením mláďat a označení „alfa“ vyvolává spíše představu o získání pozice pomocí boje a soupeření s ostatními. Daleko vhodnější výraz je tak „plemenný“ nebo „vůdčí“ (Mech, 1974).

Ve většině interakcí mezi vlky jeden prokazuje svou dominanci a druhý svou podřízenost (Schenkel, 1947). Dominantní postavení se projevuje sebevědomým postojem, vztyčenýma ušima dopředu, naježenými chlupy a svislou polohou ocasu. Mohou být viditelné zuby a dominantní postoj může doprovázet vrčení. Submisivní chování se naopak projevuje sklopenýma ušima a celého těla, ocas je stažený vedle nebo mezi končetinami. Tlama

submisivního zvířete směřuje k ústům dominantního a může se ho až dotýkat. Často tento postoj doprovází kňučení a močení. Sociální interakce a zdůrazňování dominance se dějí ve smečce dennodenně, ale na své intenzitě nabírají během období rozmnožování (Mech, 1974). V tomto období jsou střety mezi jedinci častější a sociální hierarchie je více zřejmá (Raab et al., 1967). Každý člen smečky má pevně dané postavení, struktura smečky je však dynamická a v průběhu roku se může několikrát změnit (Nowak et al., 2008). Hierarchie je určována dominantními projevy zvířat, které udržují její funkčnost a soudržnost (Dutcher et Dutcher, 2019).

Námluvy mezi samcem a samicí, kteří se teprve poznali, mohou trvat dny až měsíce (Mech, 1974). Existuje mnoho pokusů o dvoření ze stran samců, ale jen málo z nich doopravdy uspěje (Rabb et al., 1967). Námluvy probíhají formou očichávání, okousávání, vrtění ocasem a obecnou hrou se značným tělesným kontaktem (Mech, 1974). Plemenný pár je poté ve smečce dominantní s výhradním právem na rozmnožování (Nowak et al., 2008). Říje u vlků probíhá jednou do roka v období od ledna do března. K páření dochází během pravé říje (estrus), která trvá 5 až 7 dní. Krev se může v moči samic objevovat několik dní až týdnů před pravou říjí (Mech, 1974). Březost samice trvá 60 až 63 dní a poté se v dobře ukrytém brlohu, hustých houštinách nebo pod kořeny vyvrácených stromů může narodit až 11 vlčat, nejčastěji to však bývá 4 až 8 (Nowak et al., 2008). Vůdčí samice obvykle pobývá v blízkosti vlčat nejméně po dobu dvou měsíců, zatímco jim vůdčí samec s ostatními členy smečky obstarává potravu. Oči vlčata otevírají mezi 11. a 15. dnem života, zuby se prořezávají od 3. týdne věku a postupné odstavení probíhá během 5. týdne. Kolem 8. týdne vylézají vlčata z nory a na ploše o velikosti zhruba jednoho akru si hrají a dovádějí mezi sebou i ostatními členy smečky. Po několika málo týdnech se postupně přesouvají až na vzdálenosti osmi kilometrů (Mech, 1974). Stejná nora již zpravidla nebývá vlky další rok využívána, ale často se nová nora nachází v blízkosti té staré (Nowak et al., 2008). Pokud jsou vlčata v dobré fyzické kondici, připojují se ke smečce a jejím cestám již v říjnu, kdy váží přibližně 27 kg (Mech, 1974). Vlčata přezubují mezi 16. a 26. týdnem života (Schonberger, 1965). Míra přežití vlků v populacích neovlivněných člověkem je u mláďat 6 až 43 % od narození do jejich první zimy, 55 % od první do druhé zimy a u dospělých jedinců je až 80 %. Vysokou úmrtnost mladých vlků způsobují různé nemoci, parazité, vyhladovění či zranění způsobené kořistí (Mech, 1970).

Komunikace mezi vlky je uskutečňována třemi hlavními způsoby: (1) vytím a jinými hlasovými projevy; (2) vizuálními projevy souvisejícími s pozicemi a polohami různých částí těla, zejména obličejové části a (3) pachovým značením. Vytí hraje důležitou roli ve svolávání smečky (například před lovem, po lovu nebo když se nějaké zvíře ztratí). Každý jedinec má svůj specifický způsob vytí. Různé pozice těla a mimika obličeje ukazuje především sociální postavení jedince ve smečce (Mech, 1974).

Vlčím smečkám dělají často společnost krkavci, kteří je sledují a pronásledují na míle daleko. Tento vztah lze považovat za symbiotický, protože vlci poskytují krkavcům potravu v podobě mršin a krkavci zase svými varovnými výkřiky upozorňují vlky na blížící se nepřátele či nebezpečí (Mech, 1974).

3.1.3 Prostorové nároky

Sociální zvířata jako jsou vlci, mají jasně a zřetelně definované domovské okrsky, které dobře znají. Během jejich vytváření hraje klíčovou roli vyznačení území pachovými značkami, které poskytuje zvířatům informace o využití prostoru jinými smečkami (Briscoe et al., 2002). Vlci rozeznávají cizí pachové značky od svých vlastních (Peters, 1974). Velikost vlčího teritoria není stanovena, ovlivňuje ji zejména potravní nabídka. Dalšími faktory může být přítomnost sousedící smečky, druh kořisti, urbanizovanost území či topografie terénu (Dutcher et Dutcher, 2019). Nowak et al. (2008) udávají průměrnou velikost teritoria v Polsku 158 km². V Apeninách je velikost okrsku odhadována na 120–200 km² (Ciucci et Boitani 1998), ve Skandinávii až na 1 000 km² (Liberg et al., 2012). Vlci jsou vysoce mobilní a jejich individuální teritoria jsou velmi rozsáhlá; mladí jedinci obou pohlaví se mohou rozptýlit přes stovky kilometrů (Ciucci et al., 2009). Svě rodičovské teritorium opouštějí během dvou let věku, kdy pohlavně dospívají. Linell et al. (2005) pozorují, že k disperzi dochází po celé období roku s výraznějšími vrcholy v jarních a podzimních měsících. Většina jedinců, kteří opustí svojí původní smečku, se usadí až 100 km od svého původního domovského okrsku (Fritts, 1983).

Lze rozlišit tři základní typy pohybu vlků: (1) aktivita uvnitř teritoria, (2) disperze mladých vlků na větší vzdálenosti a (3) migrace (Mech, 1974). Například během cest uvnitř teritoria v Minnesotě se vlci pohybují na území velkém přibližně 130 km² (Mech et Frenzel, 1971), na Aljašce to může být až 13 000 km² (Burkholder, 1959). Migrace jsou známe především u vlků žijících v oblastech tundry, kteří sledují stáda sobů (karibu) a cestují více než 160 km jedním směrem, z tundry po tajgu a zpět (Kelsall, 1968). Při svých cestách jsou vlci neúnavní. Obvykle se pohybují rychlostí 8 km/h, v běhu se mohou díky svým dlouhým nohám a výkonným svalům pohybovat rychlostí až 70 km/h. Cestují převážně během noci, ale pokud jsou velké mrazy, přemísťují se i během dne. Denně mohou urazit vzdálenost od několika málo až po 72 kilometrů (Mech, 1974). Vlci jsou také dobrými plavci a nemají problémy s broděním se přes jezera či řeky; někdy pronásledují svou kořist ve vodě i v zimě (Pimlott et al., 1969).

Vysoká přizpůsobivost vlků umožňuje obývat širokou škálu biotopů (Jędrzejewski et al., 2008). Díky tomu je jejich areál rozšíření velmi rozlehlý a zahrnuje několik podnebných pásem a biogeografických oblastí (Mech et Boitani, 2004). V našich podmínkách vlci preferují odlehlejší horské lesnaté prostředí (Anděra et Gaisler, 2012). Během období rozmnožování vyhledávají území až se 70 % zalesněním, s dostupností potravy a vodního zdroje. Pokud se jim nepodaří takové území najít, jsou schopni se přizpůsobit i nižší lesnatosti za předpokladu, že se zde ve vyšší míře vyskytují mokřady, louky a pastviny. Izolovanost hraje důležitou roli při výběru vhodného území (Jędrzejewski et al., 2008).

3.1.4 Potravní nároky

Přesto, že je vlk typickým masožravcem, vyhledává někdy i rostlinnou potravu v podobě lesních plodů. Z potravních analýz vyplývá, že hlavní část potravy tvoří volně žijící kopytníci (jelen lesní, prase divoké, srnec obecný), poté drobní obratlovci (zejména hlodavci), větší hmyz a v neposlední řadě různé mršiny (Červený et al., 2005). Studie Nowak et al. (2011) potvrdila v potravě jako doplňkovou kořist daňka evropského, zajíce polního, jezevce lesního a bobra

evropského. Vlci také nepohrdnou ostatními psovitými šelmami jako je liška nebo zatoulaný pes (Fejklová et al., 2004). Přednostně loví oslabené nebo nemocné jedince, v menší míře mláďata nebo samice z důvodu ušetření energie vynaložené při lovu (Nowak et al., 2008). Při nedostatečném zabezpečení hospodářských zvířat, nebo v době nedostatku potravy, napadají nejčastěji ovce, méně pak skot nebo koně (Červený et al., 2005). Hospodářská zvířata jsou v potravě zastoupena vždy jen kolem 1 % z celkového spektra (Anděl et al., 2010; Nowak et al., 2011). Celkově je však složení potravy a potravní návyky vlků v různých oblastech velmi proměnlivé (Find'o, 2002). Například rozbory vlčího trusu z oblasti Moravskoslezských Beskyd prokazují jako nejčastější kořist zajíce polního, následuje jelen lesní, srnec obecný a prase divoké. Naopak v oblasti Šumavy je nejčastější kořistí prase divoké, poté jelen lesní, zajíc polní a srnec obecný. Rozdíly mohou být způsobeny rozdílnou populační hustotou kořisti nebo její odlišnou fyzickou zdatností (Fejklová et al., 2004).

Průměrně spotřebuje dospělý jedinec přibližně 4,5 až 9 kg masa za den. Vzhledem k tomu, že vlci ve volné přírodě nežerou každý den, pohybuje se roční spotřeba masité potravy okolo 500–800 kg (Červený et al., 2005). V dobách nouze o potravu vydrží hladovět několik dnů až týdnů a ztratit přitom až 30 % své hmotnosti (Kutal, 2007). To vše záleží také na dalších proměnných, jako je například roční období. V zimě může sníh výrazně ovlivnit přístup kopytníků k vegetaci. Hladová zvířata v hlubokém sněhu většinou nemají možnost před predátory uniknout (Crête et Manseau, 1996).

Vlk obecný vyniká ze všech smyslů především svým čichovým aparátem, který mu umožňuje detekovat pachy kořisti až na vzdálenost 2,4 kilometru (Mech, 1974). Lov kořisti je životu nebezpečná záležitost a vyžaduje kolektivní chování. V rámci potravního chování existují dvě základní pravidla ovládající pohyb každého jedince ve smečce: (1) pohybovat se směrem ke kořisti, dokud není dosaženo minimální bezpečné vzdálenosti a (2) pokud je vlk blízko kořisti, musí být ještě v optimální vzdálenosti od ostatních vlků (Muro et al., 2011). Vlci svým vysoce organizovaným způsobem lovu kořist nejdříve testují a s největší pravděpodobností si najdou spíše mladého, zraněného nebo jinak oslaběného jedince než zdravého. Dále preferují samice před samci, čímž významně ovlivňují k věkové struktuře také pohlavní strukturu populací kořisti (Koubek et al., 2005). Při výběru však zohledňují mnoho faktorů (Dutcher et Dutcher, 2019). Kořist poté pronásledují v rozmezí od 100 metrů do 5 kilometrů (Mech, 1974). Vybranou kořist obklíčí a poté jí strhnou k zemi. Nejčastěji začínají s konzumací zadní částí těla a poté požírají z břišní dutiny vnitřní orgány s výjimkou žaludku (Fejklová et al., 2004). Obvykle je kořist snědena celá kromě větších kostí, hlavy, páteře a částí kůže (Mech, 1974). Často si s sebou odnášejí kusy kořisti do zásoby, které zahrabávají (Fejklová et al., 2004). Důležitou je v ekosystémech i sanitární funkce vlků, protože běžně likvidují mršiny (Koubek et al., 2005).

3.1.5 Populační charakteristika

Vlci jsou flexibilní a oportunní predátoři, kteří se dokážou přizpůsobit místním podmínkám. Například migrující vlci z tundry a tajgy Severní Ameriky představují jedinečný ekotyp přizpůsobený nepříznivým podmínkám. Vlci z pobřežní oblasti Britské Kolumbie živící se lososy jsou dalším jedinečným ekotypem a od vnitrozemských sousedních populací jsou

geneticky i ekologicky velmi odlišní. Takové mechanismy se pravděpodobně vyvíjely tisíce let a kvůli tomu nemohou být tyto ekotypy snadno nahrazeny, pokud dojde k jejich vyhynutí (Randi, 2011). Mezi jednotlivými populacemi vědci popisují mnoho rozdílů. Například jedinci karpatské populace mají větší lebku a výraznější sexuální dimorfismus na rozdíl od středoevropské nížinné populace (Okarma et Buchalczyk, 1993).

Populační dynamika a behaviorální ekologie je zkoumána primárně prostřednictvím terénních metod, jako jsou přímá pozorování, telemetrie, sledování stopních drah (Mech et Boitani, 2003). Tyto metody jsou bohužel časově velmi náročné a finančně nákladné, protože se praktikují na velmi rozsáhlých územích. Nedávný vývoj populační genetiky, genomiky a neinvazivního genetického vzorkování nabízí významné podklady pro studium dynamiky populací (Waits et Paetkau, 2005).

Fylogeografie je studium geografického rozložení genetických linií. Genetická divergence a koalescence vlků je datována do raných dob pleistocénu a vyplývá z izolace linií v glaciálních refugiích (Hewitt, 2000). MtDNA haplotypy vlků vznikly před posledním zaledněním. Evropské haplotypy vlků jsou rozděleny do dvou hlavních haploskupin (I a II), které nevykazují žádný jasný alopatrický distribuční vzorec. Oba haplotypy jsou v Evropě velmi rozšířené, ale na jihozápadě (Pyrenejský a Apeninský poloostrov) a východě (Balkánský poloostrov) mají v populacích různé frekvence. Všichni prapůvodní západoevropští vlci z dob před 44 000 až 1 200 lety patří do haploskupiny II, což dokazuje dlouhodobou převahu této skupiny, která byla nahrazena haploskupinou I až během několika posledních tisíců let (Pilot et al., 2010). Změny v minulosti v genotypech a ekotypech vlků jsou pravděpodobně následkem změn klimatu, ekologie a potravní nabídky (Lucchini et al., 2004). Obecně nelze evropské populace vlků přiřadit k odlišným evolučně významným jednotkám (ESU) pravděpodobně však s výjimkou italského poddruhu *Canis lupus italicus* a iberských vlků (Boitani et al., 2003). Populace vlků v Západní Evropě byly fragmentované a izolované po staletí. V důsledku toho vykazují jedinečné haplotypy mtDNA a redukovanou autozomální genetickou diverzitu, způsobenou genetickým driftem a náhodnou fixací alel (Ellegren et al., 1996). Malé izolované populace vlků mohou trpět inbrední depresí, která může přispět k poklesu kondice jedinců (Randi, 2011), dalšímu úpadku populace či případně jejímu zániku (Liberg et al., 2005). Například ve Skandinávii prošli vlci významným bottleneckem a populace pocházející ze tří jedinců proto měla vysoké koeficienty inbreedingu, které negativně korelovaly s reprodukčním úspěchem (Räikkönen et al., 2006). Po příchodu nového jedince v roce 1991 vzrostla heterozygotnost v populaci, a tak došlo ke „genetické záchráně“ (Vilà et al., 2003). Zjištění, že pouze několik málo imigrujících jedinců může najednou významně ovlivnit heterozygotnost celé populace a její nárůst, je velmi důležité v ochraně malých ohrožených populací (Randi, 2011).

Vlci se mohou šířit napříč všemi možnými terény a překonávat tak různé přírodní či umělé bariéry, které by jinak neumožňovaly tok genů. Nicméně ekologické a behaviorální faktory (jako je strava či prostředí) mohou disperzi omezovat a izolovat od sebe sousední subpopulace. Existují populace vykazující významný rozptyl na velké vzdálenosti během cyklů expanze a rekolonizace a na druhou stranu demograficky stabilní populace charakterizované velmi omezeným tokem genů (Randi, 2011). Carmichael et al. (2001) zmiňují, že specializace na určitý druh kořisti omezuje tok genů mezi sousedícími populacemi. Geffen et al. (2004) zjistili,

že teplota a klima vysvětluje genetickou variaci více než zeměpisná vzdálenost mezi populacemi.

Struktura a dynamika vlčích smeček je složitá a v různých ekologických podmínkách se může lišit, protože smečky nejsou vždy jen jednoduché rodinné skupiny zahrnující plemenný pár a jejich potomky. Obecně převládá pravidlo vyhýbání se příbuzenskému křížení, ale v některých případech jsou vlci nuceni se s příbuznými jedinci spářit, především v malých populacích s vysokou úmrtností (Randi, 2011). Studie v Severní Americe prokázaly, že dynamika populací vlků je formována hlavně dostupností kořisti (Keith, 1983). V moderním světě však přímé i nepřímé dopady lidských aktivit ovlivňují distribuci, počet i sociální strukturu vlčích populací (Larivière et al., 2000). Vlci, kteří jsou ve většině západních zemí Evropy chráněni, se v posledních desetiletích navracejí do lesů, které jsou lidmi silně pozmeněny (Miller et al., 2001). Ve Střední Evropě přetrvává většina populací v habitatech pozmeněných člověkem (Nowak et al., 2008).

3.2 Historické rozšíření

Vlk obecný je velmi adaptabilní druh s holarktickým areálem rozšíření. Jak v glaciálním, tak interglaciálním období se vyskytoval na velké části Asie, Severní Ameriky a napříč celou Evropou (Freedman et al., 2014) a obýval všechna možná stanoviště kromě pouští a vrcholů vysokých hor (Mech, 1974). Kvůli podobnosti ekologické niky s *Homo sapiens*, zejména v predaci velkých savců, docházelo již koncem pleistocénu ke změnám v distribuci populací a v jejich strukturách (Wayne et al., 1992).

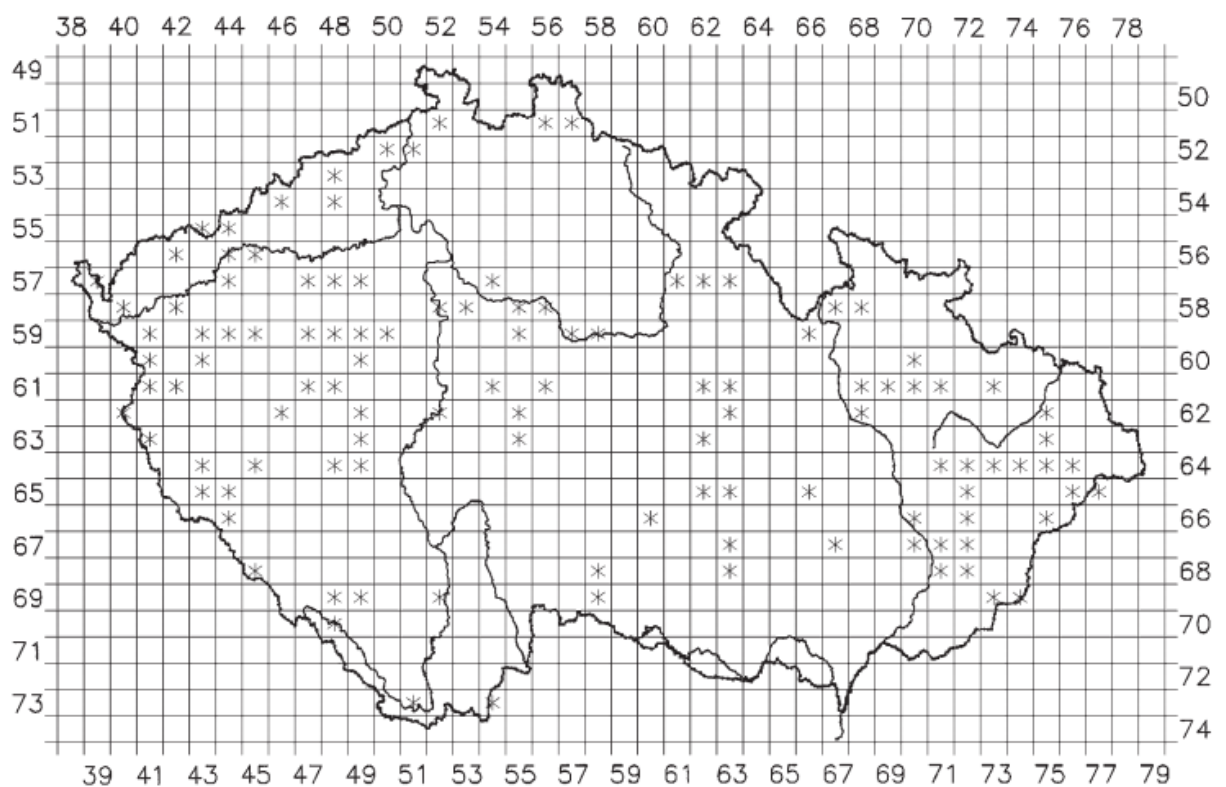
Mnoho populací postihl zejména v 18. a 19. století významný pokles, kdy byli jedinci lidmi soustavně pronásledováni a loveni (Randi, 2011). Ripple et al. (2014) udávají, že za posledních několik století došlo k úbytku vlků na 68 % území historického rozšíření. V mnoha oblastech zcela vymizeli (většina Západní a Střední Evropy) a teprve během několika posledních desetiletí osidlují pomocí přirozené migrace původní místa výskytu (Randi, 2011). Úplné vymizení vlků z krajiny nastalo ve Švédsku, Norsku, Německu, Polsku, České republice, Maďarsku, Rakousku, Francii, Švýcarsku. Ve Finsku, Itálii a Lotyšsku téměř vyhynuli (Chapron et al., 2014). Větší populace vlků přežily ve východní Evropě (Linnell et al., 2008).

Jeden z největších fragmentů vlčí populace se nachází v Karpatech. Právě Karpatský oblouk představuje klíčovou roli ve fylogeografii mnoha druhů (Schmitt, 2009). Centrální poloha pohoří zajišťuje vlkům genetický tok mezi velkými populacemi na východě a malými na západě a vytváří most mezi populacemi na jihu a severu (Pilot et al., 2014). Efekt bottlenecku a téměř úplné vyhubení vlků bylo v Západních Karpatech hlášeno koncem 19. století a začátkem 20. století (Hell et al., 2001). Důsledkem toho byla zjištěna nízká haplotypová diverzita jedinců v Západních Karpatech (Pilot et al., 2014). Takové závěry jsou v souladu s předpokládanými dopady hubení vlků, odlesňování a fragmentace krajiny ve Střední Evropě (Pilot et al., 2006).

Během obou světových válek došlo k populačnímu nárůstu, ale v meziválečném období a ve druhé polovině 20. století k opětovnému poklesu. To odpovídá obecnému trendu růstu v období socioekonomických krizí. Bragina et al. (2015) poukazují na příklad rozpadu SSSR, kdy populace vlka obecného vzrostla o více než 150 %.

3.2.1 Česká republika

Ze všech velkých šelem byl vždy právě vlk nejvíce pronásledován a stavěn mimo zákon (Anděra et al., 2004). Ucelené údaje o jeho historickém výskytu chybí, ale pravděpodobně se původně vyskytoval na celém nebo alespoň podstatné části našeho území. To dokládá i shrnutí mozaikovitě roztroušených záznamů o výskytu vlků od 15. do 19. století (obr. 1) (Anděra et Červený, 2009). Následkem vzrůstající nenávisti a pronásledování lidmi byly početní stavy vlků na našem území od začátku středověku velmi nízké (Andreska et Andresková, 1993). V období a koncem třicetileté války se početnost vlků výrazně zvýšila, nejspíš i díky tomu, že zpustošené české země nabízely potravu v podobě mrtvých koní i dobytka (Anděra et Červený, 2009). Kokeš (1961) udává, že jen v panství Český Krumlov bylo tou dobou uloveno 400 vlků. Také se objevují údaje o tom, že vlci pronikají za potravou až do měst. V 18. století dochází opět k poklesu početnosti a postupně k úplnému vymizení. Osudnými se nejen pro vlky staly v polovině 18. století tereziánské lesní řády, které rychle a výrazně změnilu podobu našich lesů do uměle zakládaných monokultur a lovecký řád Josefa II., který povoloval lov velkých šelem každému a při každé příležitosti (Kokeš, 1970). Pouze v oblasti Beskyd se vlci ještě v 19. století ojediněle vyskytovali. Mezi lety 1815 až 1851 zde bylo zabito 38 zvířat a po roce 1852 minimálně ještě další tři. Poslední zástřely jsou zaznamenány z roku 1907 z oblasti Hrubého Jeseníku (Andreska et Andresková, 1993), z roku 1908 ze Zábřežské vrchoviny a z roku 1914 z Moravskoslezských Beskyd (Hošek, 1976).



Obr. 1: Historický výskyt vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice (14.–19. století) (Anděra et Červený, 2009)

Po vymizení vlků z naší krajiny se první údaj o jejich opětovném výskytu objevil v roce 1947 na severní Moravě v oblasti Králického Sněžníku. Další doložené údaje pocházely z roku 1963 z Opavska a z roku 1965 opět z oblasti Králického Sněžníku (Šťastný, 1966). V průběhu 70. let se zvyšují počty nalezených pobytových znaků a pozorování, ale často se jedná o zvířata uniklá ze zajetí, jak bylo později potvrzeno (Anděra et al., 2004).

Koncem 20. století je pravidelný výskyt vlků potvrzen v centrální oblasti Moravskoslezských Beskyd (Červený et al., 2000) a ojediněle se objevuje několik málo jedinců v oblasti Jeseníků (Mlčoušek, 1993). V období 2000–2003 je pozorován i výskyt v mapovacích kvadrátech na Šumavě (Anděra et al., 2004). Vzhledem k tomu, že monitoring velkých šelem nebyl v této době ještě metodicky podchycen, Kutal et al. (2017) se domnívají, že výskyt vlků v České republice v letech 2002–2013 měl pouze sporadický charakter a změna nastala až v roce 2014, kdy byla potvrzena první reprodukce.

3.2.2 Šumava

Vlk obecný byl v oblasti česko-německo-rakouského pohraničí běžným druhem až do konce 17. století. Od poloviny 17. století však nastává v jižních Čechách doba frekventovaného lovu vlků, mimo jiné pomocí vlčích jam či otrávených návnad a újedí (Bufka et al., 2005). Služební instrukce vydávané Schwarzenbergy pro lesmistry, věnují vlkům zvláštní pozornost a vyžadují jejich všemožné hubení (Kruml, 1961).

K největšímu poklesu populace došlo v průběhu druhé poloviny 18. století. Poslední útočiště vlkům v Čechách poskytla jižní část Šumavy, zejména její zalesněná část. Během druhé poloviny 19. století byla již původní populace v oblasti česko-německo-rakouského pohraničí vyhubena (Bufka et al., 2005). Údajně poslední vlk byl na Šumavě zastřelen 2. prosince 1874 poblíž vrcholu Světlé hory nedaleko Borové Lady (Kruml, 1964), ale Hůrka (1982) uvádí výskyt dalších čtyř vlků, kteří měli být zastřeleni až v roce 1875.

Během 19. století v Čechách prakticky neexistovala žádná životaschopná populace. Poslední zastřelení vlci byli pravděpodobně osamělí jedinci, možná imigranti ze sousedních oblastí výskytu. Podobným způsobem zmizeli vlci i z příhraniční oblasti Rakouska a Bavorska (Bufka et al., 2005). Pohoří Šumava na hranicích České republiky, Rakouska a německého Bavorska představuje v centrální části Evropy velkou zalesněnou oblast s dostatečnou nosnou kapacitou prostředí pro trvalý výskyt vlků. Analýza stanoviště prokázala, že maximální populační potenciál může být 100–140 zvířat (Langhammer, 1993).

V první polovině 20. století se objevují první vzácné údaje o výskytu vlka obecného v oblasti Šumavy a Bavorského lesa. Mezi lety 1940 a 1957 byli na rakouské straně zastřeleni čtyři jedinci. Z české strany pochází z roku 1953 jedna zpráva o zástřelu vlka z jižní části Českého lesa. Z této doby neexistují žádné informace o výskytu vlků na bavorské straně. Další pozorování pochází až z roku 1976, kdy se podařilo osmi jedincům utéct ze zajetí v bavorském Altschönu, postupně však byli všichni uloveni. Mezi lety 1976 až 1989 bylo zastřeleno 16 zvířat. Od roku 1990 narůstají počty nalezených pobytových znaků, ale důvěryhodnost některých z nich bohužel není známa. Někteří autoři nevyklučují možnost reprodukce, ale občasné nálezy spíše nasvědčují tomu, že se jedná pouze o jednotlivé jedince, s největší pravděpodobností o samce, jejichž reprodukci ani původ nelze potvrdit, protože nejsou

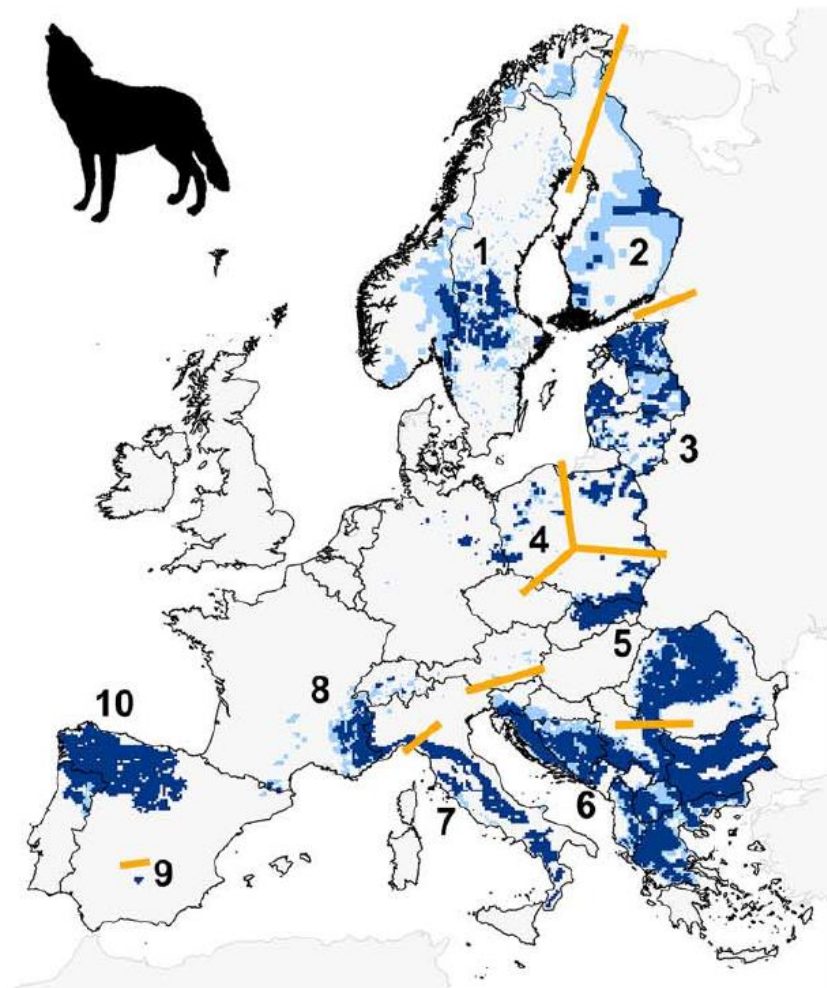
dostupné žádné genetické analýzy. Některé nálezy naznačují to, že se jedná o zvířata uniklá ze zajetí, ale v úvahu připadá i přirozená imigrace z východu, z oblasti 400 km vzdálených Karpat (Bufka et al., 2005). Nárůst pozorování od 90. let patrně souvisí s populačním nárůstem na Slovensku (Hell et al., 2001). Do roku 2004 bylo zaznamenáno celkem 124 údajů o výskytu vlků v oblasti česko-německo-rakouského pohraničí (66 zpráv z české strany, 48 z německé a 10 z rakouské). Většinou byl hlášen výskyt pouze jednoho zvířete, ve dvou případech bylo hlášeno více zvířat. Bylo nalezeno celkem osm mrtvých jedinců, ve všech případech se jednalo o samce. Bohužel v té době nebyly provedeny žádné genetické analýzy, pouze veterinární prohlídky ohledně vztekliny. Dva vlci se stali oběťmi dopravní nehody v roce 1996 u Kašperských Hor a v roce 1998 u Horní Plané. U bavorského Ludwigsthalu byl 7. prosince 1994 zastřelen pohraniční policií vlk, který byl zraněn vlakem. U rakouského Niederkappelu byl 30. ledna 1996 nalezen nelegálně zastřelený vlk. 13. dubna 2002 utekli z výběhu v Neuschönau tři mladí vlci, jeden z nich byl do výběhu vrácen a další dva zastřelili pracovníci národního parku. 5. dubna 2003 utekl jeden dospělec z výběhu v Lohbergu. Následně bylo hlášeno několik pozorování neplachého zvířete i na české straně v okolí Hartmanic. Přítomnost zvířat uniklých ze zajetí tak mohla ovlivnit celkový počet zaznamenaných pozorování (Bufka et al., 2005).

3.3 Současné rozšíření v Evropě

Poté, co došlo v roce 1998 v Polsku k zavedení celoroční ochrany vlků, rekolonizovali západní část Polska. V té době bylo Polsko jedinou zemí střední a východní Evropy, kde byla životaschopná populace vlků legislativně chráněna (Reinhardt et al., 2015). Začátkem 21. století byly odhadovány počty jedinců v celém Polsku na 550 (Jędrzejewski et al., 2002). Díky přísné ochraně se vlci postupně rozšířili do zbývajících vhodných oblastí východně od řeky Visly a začali také znovu kolonizovat lesy západně od této řeky, kde byli před mnoha lety vyhubeni (Nowak et Mysłajek, 2011). V roce 2012 byl v západní části Polska znám výskyt cca 140 jedinců, žijících ve 30 smečkách (Nowak et Mysłajek, 2016). Ve stejné době se vlci z Polska rozšířili do sousedního Německa. V roce 2000 byla potvrzena v Německu první smečka s osmi vlčaty (oblast Saska u polských hranic). To byl zásadní okamžik pro opětovnou kolonizaci Německa. V roce 2005 byla založena druhá vlčí smečka, která byla počátkem rychlého nárůstu populace. V roce 2014 byl prokázán trvalý výskyt 25 smeček a 8 párů, v roce 2016 to bylo již 47 smeček a 14 párů (Reinhardt et al., 2015). Sporadické záznamy o výskytu vlků se objevovaly v letech 2000–2013 také na severu a východu Čech. Ty byly následkem expanze střeoevropské nížinné populace (Flousek et al., 2014). Významné zotavení populace vlků bylo pozorováno v 90. letech v Itálii, kde za 40 let překolonizovali většinu svého historického rozsahu podél Apenin, jihozápadních a francouzských Alp (Fabbri et al., 2007). Bufka et al. (2005) uvádí, že se vlkům opět daří na území Skandinávie, Pobaltských zemí, Ruska, Běloruska, východního Polska, Karpat a částečně i na Balkáně. Menší izolované populace se vyskytují v Itálii, Francii a Španělsku. V Západních Karpatech vlci znovu obsadili většinu horských oblastí, pravděpodobně spolupůsobením více faktorů zahrnujících změny v populační biologii, životním prostředí a legislativě (Butsic et al., 2017).

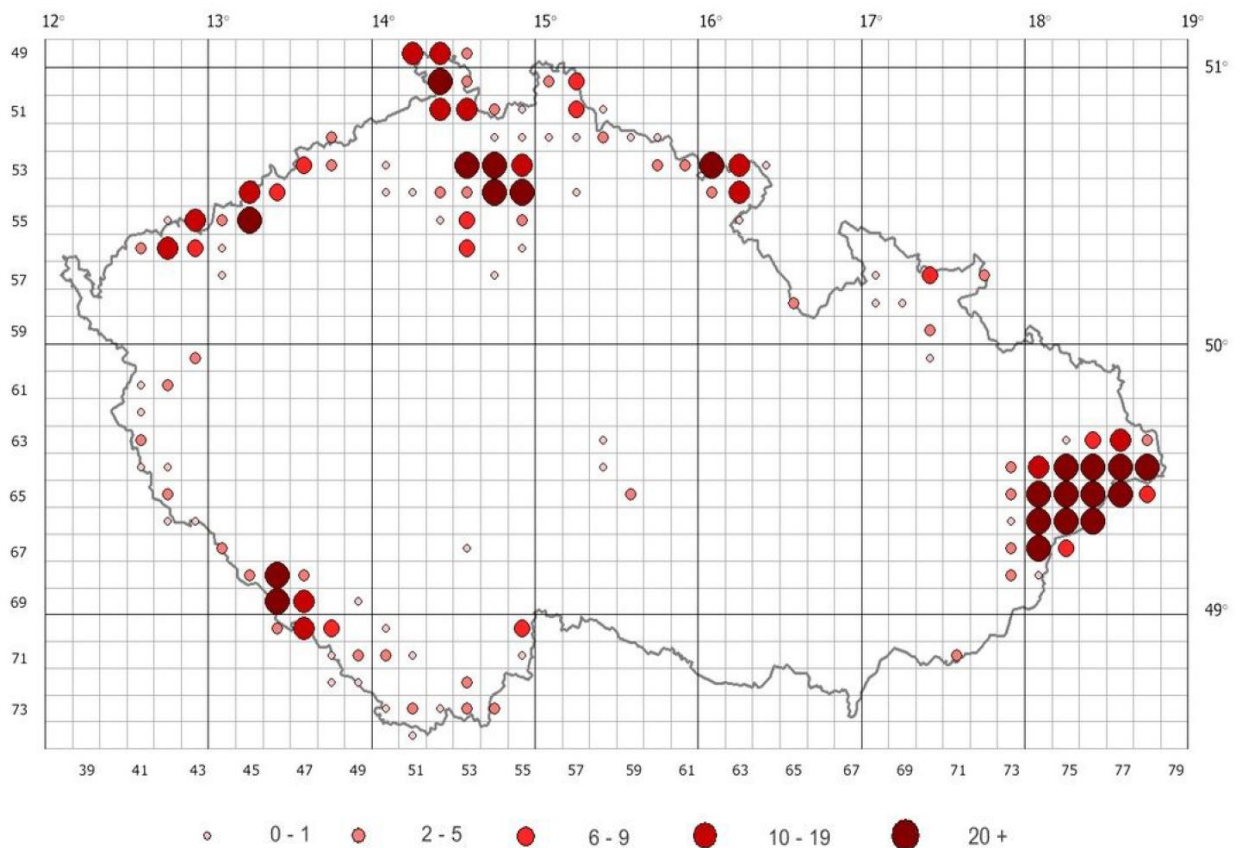
Předpokladem k rekolonizaci území jsou disperzní možnosti druhu. Vlci se vyznačují schopností šířit se na velmi velké vzdálenosti (Jimenez et al., 2017). Například v březnu 2017 byl na dálnici D1 u Jihlavy sražen samec, který byl prvním důkazem o výskytu vlka ve střední části České republiky od roku 1861 (Grim, 2010). Díky genetické analýze bylo možné určit původ jedince a ten byl na jejím základě přiřazen ke karpatské populaci. Tento případ byl prvním důvěryhodným důkazem disperse na velkou vzdálenost mimo Karpatský oblouk (Hulva et al., 2018).

V současné době se vlci trvale vyskytují na území 28 evropských států (798 300 km²) a lze je seskupit do 10 nativních populací (obr. 2) – skandinávská (Švédsko, Norsko), kareliánská (Finsko), baltská (Estonsko, Litva, Lotyšsko, Polsko), středoevropská nížinná (Německo, Polsko), karpatská (Česká republika, Polsko, Maďarsko, Rumunsko, Slovensko), dinársko-balkánská (Albánie, Bosna a Hercegovina, Bulharsko, Chorvatsko, Řecko, Severní Makedonie, Srbsko, Slovinsko), apeninská (Itálie), alpská (Rakousko, Francie, Itálie, Švýcarsko), iberská na severozápadě Pyrenejského poloostrova (Španělsko, Portugalsko) a Sierra Morena na jihozápadě poloostrova (Chapron et al., 2014).



Obr. 2: Rozdělení populací vlka obecného v Evropě (1 – skandinávská, 2 – kareliánská, 3 – baltská, 4 – středoevropská nížinná, 5 – karpatská, 6 – dinársko-balkánská, 7 – apeninská, 8 – alpská, 9 – Sierra Morena, 10 – iberská) (Chapron et al., 2014)

Výskyt vlka v České republice má vzrůstající tendenci (obr. 3), zejména díky rozrůstání středoevropské nížinné populace (Nowak et Myslejek, 2016), která je jednou z nejvíce expandujících populací v Evropě (Reinhardt et al., 2015). Naopak karpatská populace tento silný trend expanze postrádá (Kutal et al., 2016). Následkem legálního lovu vlků na Slovensku je s velkou pravděpodobností nižší obsazenost v oblasti česko-slovenských hranic karpatskou populací, na rozdíl od severu a východu Čech, kde se vyskytují jedinci ze středoevropské nížinné populace (Kutal et al., 2017). Historické průzkumy ze Slovenska naznačují, že během bottlenecku ve 20. století, zde vlci přežili pouze v nejvýchodnější části a ojediněle ve střední části země (Hell et al., 2001). Genetická diferenciacce mezi východem a západem je v současnosti způsobena historickou izolací v těchto regionech (Hulva et al., 2018). Počet jedinců vyskytujících se na území ČR nelze kvůli značné dynamice smeček snadno určit, jako ukazatel početnosti se proto používá počet párů nebo smeček. V roce 2016 je odhadován výskyt 15–25 jedinců (Kutal et al., 2017).



Obr. 3: Výskyt vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice v letech 2000–2019 dle počtu záznamů v poli síťového mapování (NDOP AOPK ČR)

3.4 Ohrožení a ochrana

Ochrana velkých šelem představuje v moderním a přelidněném světě velmi kontroverzní a náročnou problematiku. Ke všem druhům velkých šelem, ať už jde o vlka, rysa či medvěda, existuje ze strany člověka již od nepaměti hluboce zakořeněná nenávist (Treves et Karanth, 2003). Lidé šelmám zazlívali především škody na hospodářských zvířatech, která pro ně bývala velmi cenným majetkem. Nenávist vůči vlkům měli a mají dodnes obzvláště pastevci ovcí (Andreska et Andresková, 1993). S postupným návratem vlků do oblastí, kde vymizeli, dochází k častějším škodám na hospodářských zvířatech. Jejich prevence a politika náhrady je však v některých oblastech neefektivní. Navíc škody mohou způsobit i zdivočelí psi, avšak kvůli obtížné identifikaci jsou obvykle připisovány vlkům. Ve většině evropských zemích jsou vlci chráněni zákonem a i přesto, že je v některých zemích povolen jejich kontrolovaný lov, všude jsou problémy s jejich nezákonným zabíjením (Randi, 2011). Největší hrozbu tedy pro vlky představují lidé, zejména myslivci a zemědělci (Bufka et al., 2005). Proces rekolonizace původních oblastí je také omezen rozrůstáním lidských sídel, dopravní infrastruktury a s ní spojenou fragmentací krajiny. I přesto však v Evropě existují stále ještě funkční biokoridory umožňující disperzi zvířat na velké vzdálenosti. Vlci nejen v Evropě čelí vysokému riziku úmrtí na silnicích a železnicích, zhoršování přirozeného prostředí, nelegálnímu zabíjení a různým disturbancím způsobených lidmi (Jędrzejewski et al., 2004).

Nejvíce sporným tématem v ochraně velkých šelem je, zda Evropa poskytuje dostatek vhodného prostoru pro životaschopné populace. Předpoklad, že velké šelmy přetrvávají pouze ve zvláště chráněných územích nebo v některých odlehlých koutech divočiny je však na místě v severoamerické divočině nikoliv v Evropě (Packer et al., 2013). Situace v přelidněné Evropě ukazuje, že velké šelmy a lidé mohou sdílet stejnou krajinu (Chapron et al., 2014). Například v Itálii nebo Rumunsku žijí vlci i v hustě osídlených oblastech, v okolí měst a skládek (Mech et Boitani, 2003). Vlci jsou do jisté míry přizpůsobiví a jejich vztah k přítomnosti silnic, dálnic i železnic není význačně jen negativní. Běžně překonávají i zemědělskou krajinu a pokud není ze strany člověka vyvíjen na zvířata tlak, přizpůsobí se i přítomnosti lidských obydlí (Anděl et al., 2010). Vysoká genetická rozmanitost vlčích populací přispívá schopnosti adekvátně reagovat na měnící se podmínky prostředí a antropogenní vlivy, z nichž nejdůležitější je změna klimatu, kolísání počtu kořisti a objevující se infekční onemocnění (Hindrikson et al., 2016).

Dalším významným problémem v ochraně vlků je možnost hybridizace málo početných vlků s velmi rozšířenými domestikovanými psy (Randi, 2011). Hybridizace je dvoustupňový proces: (i) křížení vlků se psy generuje hybridy F1, kteří se mezi sebou mohou dále množit a vytvářet hybridní roje, případně může dojít až k vytvoření nového druhu (ii) hybridy, kterým se podaří protlačit do vlčí populace (Hailer et Leonard, 2008). Kvůli blízké příbuznosti mezi vlky a psy bývají jejich kříženci plodní (Červený et al., 2005). V Severní Americe i Evropě byli identifikováni hybridní psů a divokých vlků (Anderson et al., 2002), nicméně jejich šíření není známo (Anderson et al., 2009). Randi (2011) však zdůrazňuje, že hybridizace není zvláště častá a je spíše vzácná. Z Beskyd či Šumavy jsou známy i případy, kdy se zdivočelým toulavým psům vrátily „vlčí instinkty“ v podobě plachosti a úspěšného lovu kořisti. Výskyt kříženců či zdivočelých psů může negativně ovlivňovat ochranu vlků, a to nejen tím, že zvyšují odmítavý postoj veřejnosti ke skutečným divokým vlkům (Červený et al., 2005).

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, prováděcí vyhláška MŽP ČR č. 395/1992 Sb., v platném znění, řadí od 13. srpna 1992 vlka obecného mezi zvláště chráněné, kriticky ohrožené druhy (kategorie I.). Jsou chráněna všechna jeho vývojová stádia, jejich užívaná přirozená i umělá sídla i biotop. Je zakázán odchyt, chov v zajetí, prodej, výměna, rušení, zraňování nebo usmrcení. Dále je zakázáno poškozovat jimi užívaná stanoviště. V zákoně o myslivosti č. 449/2001 Sb., v platném znění, je vlk obecný označen jako zvěř, kterou nelze lovit. Škody, které jsou prokazatelně způsobené vlkem a došlo k nim i navzdory preventivnímu zabezpečení, hradí od 10. května 2000 stát (krajské úřady) podle zákona č. 115/2000 Sb. o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy. Náhrady se týkají škod na životě nebo zdraví fyzické osoby, na vymezených domestikovaných zvířatech, pasteveckých psech, včelstvech, nesklizených polních plodinách či uzavřených objektech. Důležité je, aby chovatelé měli stáda zabezpečena pevnou ohradou v kombinaci s elektrickým ohradníkem. U většího počtu chovaných zvířat se také doporučuje pořízení pasteveckého psa (zhruba na sto ovcí jeden pes). Finanční náhrady se liší podle druhu a stáří usmrceného zvířete, například za jehňata nebo kůzlata do 12 měsíců věku dostanou chovatelé 3 500 Kč, za dospělou ovci nebo kozu 6 000 Kč. Za plemenná zvířata je cena odškodného vyšší. Dále je poskytována z Operačního programu Životního prostředí finanční podpora na výše zmíněná preventivní opatření před útoky velkých šelem. Předjít útokům se dá také zaháněním zvířat na noc do salaší nebo jiných uzavřených prostor, ideálně ještě obehnaných elektrickým ohradníkem.

V Evropské unii je vlk chráněn na základě směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, kde je v příloze II. vyhlášky č. 166/2005 Sb. uveden jako prioritní druh, pro který může být vyhlášena evropsky významná lokalita (pro vlka byla zatím vyhlášena pouze EVL Beskydy). V příloze IV. je uveden jako druh vyžadující v zájmu Společenství přísnou ochranu. Z ochrany na mezinárodní úrovni se dále na tento druh vztahuje Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry a přírodních stanovišť (Bernská úmluva) a Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Červený seznam savců IUCN řadí vlka obecného mezi málo dotčené druhy a jeho populační trend udává jako stabilní.

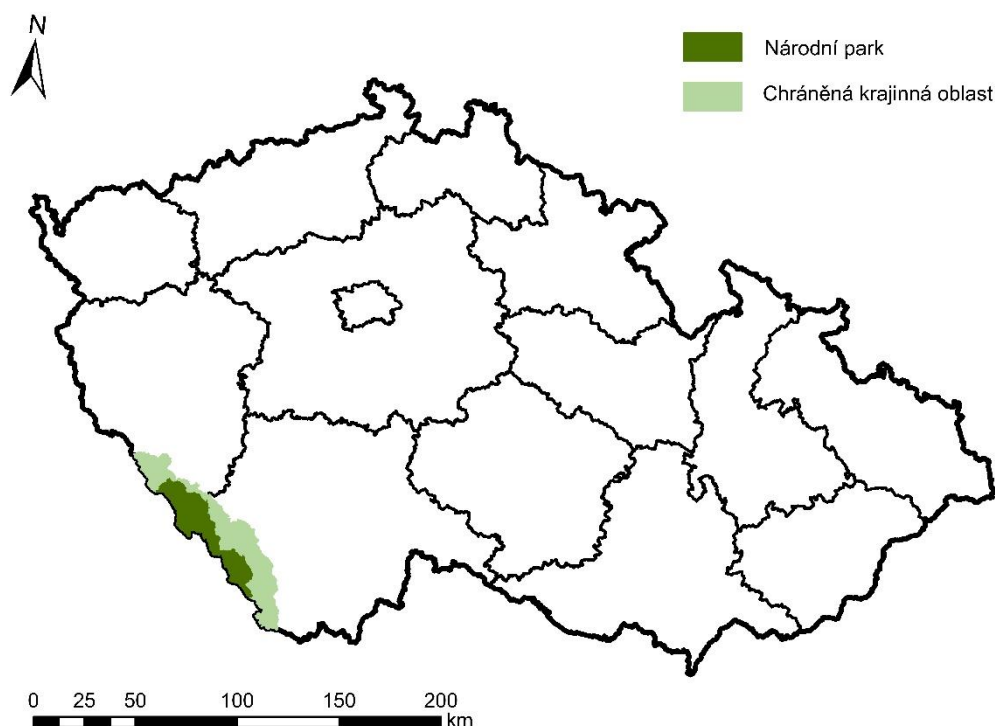
Ochrana vlků v Evropě, nezávisle na technickém pokroku a hlubších znalostech o jejich biologii, závisí především na zlepšování interakcí mezi vlky a lidmi. Podmínky potřebné pro efektivní ochranu mohou být splněny pouze s tolerancí ze strany lidí. Koexistence lidí s vlky však nelze snadno dosáhnout (Randí, 2011).

4 Metodika

4.1 Zájmové území

Výskyt vlka obecného byl hodnocen na území Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava (obr. 4) v kvadrátové síti 5×5 km. Území bylo rozděleno celkem na 32 monitorovacích čtverců, ve kterých probíhaly pochůzky každé monitorovací období. V zimním období bylo doporučeno 15 km/kvadrát, v letním 20 km/kvadrát. 1. a 2. monitorovací období bylo soustředěno do 16 kvadrátů západní části zájmového území (oblast Nové Hůrky, Hartmanic, Rejštejna, Prášil, Čeňkovy Pily, Horské Kvildy, Modravy, Filipovy Hutě a Kvildy). 3., 4. a 5. monitorovací období probíhalo v 16 kvadrátech jižní části území (oblast Knížecích Plání, Horní Vltavice, Zátoně, Strážného, Lenory, Volar, Českých Žlebů, Stožce, Jelení, Nové Pece a Zadní Zvonkové).

Region pohoří Šumavy je charakteristický horským charakterem reliéfu, rozsáhlými lesními komplexy a náhorními plošinami plání. Oblast vyniká také svou nízkou hustotou zalidnění. Na území NP jsou to 4 ob./km², na území CHKO 23 ob./km² (Novotná et Kopp, 2010). Přírozené lesní ekosystémy tvoří 25 % chráněného území, přírozené nelesní ekosystémy zastoupeny převážně rašelinnými biotopy a prameništi tvoří 5 %. Lesní ekosystémy pozměněné lidskou činností mají podíl z celkové plochy chráněného území 59 % a výrazně ovlivněné nelesní ekosystémy 11 %. Tradiční zemědělství utvářelo ráz horské krajiny po mnoho staletí a podporovalo vznik druhově bohatých lučních stanovišť a pastvin. Dnes je péče o bezlesí zprostředkovávána šetrnou zemědělskou údržbou, zejména pastvou a kosením. Nejběžněji je zde pro pastvu využíván skot, poté ovce, případně koně a kozy (Zásady péče o NPŠ, 2020).



Obr. 4: Lokalizace zájmového území v rámci České republiky (Zdrojová data: ArcČR 500 – Digitální geografická databáze, © ARCDATA PRAHA, s. r. o., online: <https://www.arcdata.cz/produkty/geograficka-data/arccr-500>, cit. 3.2.2021)

4.2 Sběr dat

Cílem bylo shrnout novodobé osidlování Šumavy vlky od prvního výskytu v roce 2015 až do současnosti. Vlastní monitoring zahrnoval sběr a pozorování pobytových znaků během celkem 77 terénních pochůzek. Všechny pochůzky byly soustředěny na lesní cesty nebo pěšiny, kde vlci často značí svá teritoria. Dále byla do výsledků zahrnuta data z fotomonitoringu NPŠ, výsledky genetických analýz neinvazivně získaných vzorků a v neposlední řadě data o škodách způsobených vlkem na hospodářských a volně žijících zvířatech. Vlastní sběr dat probíhal v pěti monitorovacích obdobích od února 2019 do února 2021, z celkového sběru však první data Národního parku Šumava pocházejí již z února 2015 a poslední z března 2021.

Seznam potřeb do terénu: GPS Garmin eTrex 20, náhradní baterie, fotoaparát, metr, kontejnery s lihem, kontejnery prázdné, uzavíratelné sáčky, obyčejné tužky, lihové fixy, protokoly (trus, moč, srst, stopy, kořist), FTA testy, sáčky se silikagelem, jednorázové gumové rukavice, kávové filtry a tyčinky na stěry.

První monitorovací období probíhalo od 2. února 2019 do 20. dubna 2019 a v průměru bylo v jednom kvadrátu nachozeno 16,47 km. Sněhové podmínky byly převážně optimální, v horských partiích byl sníh ještě koncem dubna. Během druhého monitorovací období od 28. července 2019 do 27. září 2019 bylo v jednom kvadrátu nachozeno průměrně 28,38 km. Třetí monitorovací období trvalo od 25. ledna 2020 do 29. března 2020 s průměrem 19,55 km na kvadrát. Ideální podmínky na stopování byly pouze třikrát, počasí bylo velmi proměnlivé doprovázeno častými oblevy. Čtvrté monitorovací období probíhalo od 31. července 2020 do 11. října 2020. Průměrně bylo nachozeno 19,26 km/kvadrát. Pochůzky v letním období byly uskutečňovány během nebo po deštivých dnech, aby se zvýšila šance nálezu. Poslední monitorovací období trávající od 2. ledna 2021 do 19. února 2021 bylo z hlediska počasí neoptimálnější a bylo velmi pravděpodobné, že kdyby se v jednotlivých kvadrátech vlk pohyboval, nebylo by možné jeho pobytové znaky přehlédnout. Trasu však častěji protnul stopy rysů. Jedna terénní pochůzka byla dlouhá v průměru 15,77 km/kvadrát.

4.3 Klasifikace a vyhodnocení dat

Od roku 2000 se v hodnocení dat čím dál tím více prosazuje a využívá SCALP (*Status and Conservation of the Alpine Lynx Population*) metodika (Molinari-Jobin et al., 2012). Tato metoda hodnotí a rozřazuje nálezořá data na základě jejich objektivnosti a ověřitelnosti do tří kategorií: C1 – jednoznačné důkazy (uhynulý jedinec, telemetrie, DNA analýza, průkazná fotografie z fotopasti), C2 – potvrzené pozorování (kořist šelmy, skupinové vytí, zdokumentované a ověřené stopy expertem, pozorování a nálezy splňující všechny podmínky pro zařazení do kategorie C2, např. u trusu je to délka, průměr, zápach a složení), C3 – nepotvrzené pozorování (nezdokumentované pozorování zvířete, stop či jiných pobytových znaků veřejností, silně zkonzumovaná kořist), které se ještě dále dělí na C3a (pravděpodobné) a C3b (nepravděpodobné) (Kutal et al., 2017; Kaczensky et al., 2009) Čtvrtou kategorií bývá ještě někdy udávána False – falešné pozorování, u kterého lze konkrétní šelmu jednoznačně vyloučit (Reinhardt et al., 2015). Pro všechny níže uvedené pobytové znaky existují protokoly a přesně definované podmínky pro zařazení do jedné z kategorií SCALP (tab. 1).

4.3.1 Trus

Vlci často zanechávají trus přímo na lesních cestách, cyklostezkách, lyžařských stopách, pěšinách nebo jejich křižovatkách. Vlčí trus má typický zápach a obsahuje velké množství chlupů a často i velké úlomky kostí a jiné části kořisti, proto jej lze jen těžko zaměnit se psím. Odlišit je od sebe může být obtížné v případě zdivočelých zbloudilých psů nebo v případě zkrmování masa z divokých zvířat. Trus vlčat je téměř nemožné rozpoznat od liščího. Kvůli tomu se sbírá trus vlčat pouze v případě, pokud není pochyb o tom, že trus pochází od mladého vlka. Vlčí trus je velmi cenným zdrojem informací, nejen proto, že jej lze najít v různých částech krajiny a ve všech ročních obdobích, ale pokud je čerstvý (ideálně do 24 hodin, v zimě déle), může poskytnout údaje o genetické identitě jedince a o jeho stravovacích návycích v dané oblasti.

Dokumentace:

- fotodokumentace – celkový snímek místa nálezu, snímek vzorku s měřítkem a detail vzorku
- vyplnění příslušného protokolu
- odebrání vzorku – čerstvý trus (S): malou část vložit do kontejneru s 96 % lihem, kontejner opatřit údaji jako jsou souřadnice, datum, smečka, číslo vzorku a jméno nálezce (genetická analýza), zbytek nebo starší trus uložit do sáčku s údaji o vzorku (potravní analýza); rest (R): označit pouze do GPS

Důležité je vždy pracovat v gumových rukavicích, protože hrozí nebezpečí nákazy parazity (škrkavky, tasemnice) a také znehodnocení DNA. Po příchodu z terénu je nutné vzorek co nejdříve zmrazit (Kaczensky et al., 2009).

4.3.2 Stopa a stopní dráha

Sledování stopní dráhy ve sněhu je nejběžnější metodou monitoringu, nicméně klimatické podmínky ve Střední Evropě často neumožňují její systematické využití. V případě, že jsou však sněhové podmínky optimální, mělo by být využito příležitosti k získání co nejvíce informací o pohybu vlků na daném území (Reinhardt et al., 2015). Vlci se obvykle pohybují klusem napřímo terénem a vytváří tak rovnou, téměř dokonalou linii po sobě jdoucích stop, tzv. „čárují“. Tato úspora energie je u vlků obzvláště běžná. Čárování vzniká tím, že zadní tlapy umístí do stop předních tlap a vytváří tak dvojšlapy. Aby mohla být stopní dráha považována za vlčí, musí být vzdálenost mezi třemi dvojšlapy minimálně 110 cm. I přesto se tímto způsobem dokáže pohybovat i mnoho psů, a proto je vhodné stopní dráhu pozorovat co nejdéle. Čerstvou stopní dráhu je poté třeba následovat v opačném směru, aby nedošlo k vyrušení šelmy.

Dokumentace:

- fotodokumentace – celkový snímek místa nálezu, 3x snímek kroku (tři dvojšlapy) s měřítkem od paty otisku k patě, 3x snímek otisku (dvojšlapy) s měřítkem a pokud je to možné 5x snímek jednotlivých otisků tlap

- vyplnění příslušného protokolu

Stopa se měří bez drápů a musí být minimálně 8 cm dlouhá. Většinou se měří délka celého dvojšlapu, protože není možné odlišit otisk přední tlapy od zadní. V případě vlčat je stopy obtížné rozeznat od psích, identifikovat je lze pouze když jsou objeveny v kombinaci s dobře zdokumentovanými stopami dospělých vlků. Potvrdit však přítomnost vlčat pouze na základě stop lze jenom s rozsáhlými zkušenostmi monitorovacího personálu.

4.3.3 Značkování

Rozlišit vlčí moč od psí lze pouze na základě sledování stopní dráhy, a proto je to možné pouze ve sněhu. Podle umístění moči vzhledem ke stopní dráze lze určit pohlaví zvířete. V období hárání (leden až březen) mohou být v moči kapky krve. Vlk značkuje stejně jako pes (např. hroudy sněhu, keře, stromy, křižovatky cest).

Dokumentace:

- fotodokumentace – celkový snímek místa nálezu a jeho detail
- vyplnění příslušného protokolu
- odebrání vzorku – moč (U): pomočený sníh odebrat do prázdného kontejneru a opatřit údaji, krev (B): sníh s krví nechat rozpustit na papírových FTA testech, poté usušit, uzavřít do sáčku se silikagelem a popsat údaji

4.3.4 Srst

Vlčí srst je v terénu nerozlišitelná od psí. Použitím mikroskopu lze pouze vyloučit, že se jedná o vlka. Identifikování srsti je průkazné až pomocí genetické analýzy. Za takovým účelem je srst skladována v suchu v papíru, nebo v mrazáku.

Dokumentace:

- fotodokumentace – celkový snímek místa nálezu a jeho detail
- odebrání vzorku – v rukavicích uložit srst do obálky a popsat údaji

V případě útoku na hospodářská zvířata je vhodné projít oplocení a najít místo, kudy se vlk do ohrady dostal. Zde je možné najít chomáče srsti, pokud oplocení podlézal. Srst lze také najít v zimním období na místech vyležených ve sněhu (ležoviscích) (Kaczensky et al., 2009).

4.3.5 Stržená kořist

V Evropě se vlci žijí především divokými kopytníky, ale v některých zemích jsou důležitou součástí jídelníčku i hospodářská zvířata (Boitani, 1982). Někdy je obtížné odlišit usmrcení vlkem od usmrcení psem, a proto je zapotřebí pečlivého prozkoumání a zdokumentování. Mezi nejdůležitější informace patří: umístění, počet a závažnost zranění;

umístění, velikost a počet kousnutí skrz kůži; velikost a vzdálenost mezi zuby šelmy; části zvířete, které byly sežrány nebo chybí a vzdálenost, na kterou byla kořist dotažena. Vlci usmrcují svoji kořist zadávením. Útok je typický v oblasti krku kořisti, zranění na povrchu není viditelné. V podkoží se vytvoří hematoma, který je zjištělný až po stažení kůže. Na perforované kůži zůstávají minimálně 4 mm otvory po špičácích a vzdálenost mezi nimi je 4,5 cm. Kořist má většinou otevřenou břišní dutinu a vytažený žaludek se střevy, často i několik metrů od ní samotné. Případy, kde platí pravidla odškodnění (mnohdy i v těch pochybných), jsou dále využity pro účely monitorování.

Dokumentace:

- fotodokumentace – celkový snímek místa napadení a detail poranění zvířete před a po stažení kůže, pokud je to možné (pro kompletní posouzení rozsahu a závažnosti ran musí být kadáver vždy stažen z kůže)
- vyplnit protokol
- odebrání vzorku – provést stěry po okraji otvorů po špičácích, případně v místech dalších poranění, stěr uložit do papírového filtru na kávu, usušit a uložit do sáčku se silikagelem

4.3.6 Živá zvířata

Kategorie „živá zvířata“ zahrnuje vlky opatřené rádiovými obojkami pro výzkumné projekty; zraněné nebo nemocné a osiřelá vlčata v dočasné nebo permanentní lidské péči. Obecně mohou být vlci často zaměňováni se psy (například s Československým nebo Saarloosovým vlčákem) a proto musí být totožnost zvířete ověřena zkušenou osobou (to platí také pro mrtvá zvířata a snímky z fotopasti). Pokud se jedinci objevují mimo oblasti známého výskytu, je žádoucí určit pravděpodobný původ zvířete s využitím populační genetiky.

Dokumentace:

- fotodokumentace – snímek celého zvířete, detailní snímky jeho hlavy, zubů, předních končetin, tlap a ocasu
- vyplnění příslušného protokolu
- odebrání vzorků na genetickou analýzu

4.3.7 Uhynulá zvířata

S nalezenými mrtvými jedinci se zachází na základě protokolu. Pořizují se fotografie a vzorky krve, chlupů nebo slin pro účely genetické analýzy. Mrtví jedinci jsou patologicky vyšetřeni a na základě výsledků pitvy je určena příčina smrti.

Dokumentace:

- fotodokumentace – snímek celého zvířete, detailní snímky jeho hlavy, zubů, předních končetin, tlap a ocasu

- vyplnění protokolu
- odebrání vzorků na genetickou analýzu
- patologická zpráva

Mezi další kategorie patří přímé pozorování vlků či slyšení jejich vytí. Mnoho psů však může výt stejně jako vlci. Obecně tedy vytí jediného zvířete nelze přičíst vlkovi a takový záznam nemůže být potvrzen. To platí i v případě, že bylo vytí zaznamenáno a nahráno na záznamovou pásku nebo jiné zařízení. Nicméně však může být záznam vytí cennou informací o přítomnosti vlků a mělo být uvedeno v protokolu spolu s umístěním, časem vytí, směrem, ze kterého bylo slyšet a jeho přibližnou vzdáleností. Nahlášené vytí více zvířat může být dostatečným důvodem k okamžitému prohledání oblasti (Kaczensky et al., 2009). Vytí smečky lze nejčastěji zaslechnout od srpna do října, kdy se mladí vlci začínají připojovat již ke zkušeným lovcům na jejich cestách. K potvrzení reprodukce v létě proto bývá využívána stimulace vytí. Nahrávky vlčího vytí, případně osoby vydávající zvuk vytí, jsou přehrávány za účelem získání odpovědi od opravdových vlků. Vlčata na to často reagují rychleji a lze je identifikovat na základě jejich pronikavého vytí. Tato metoda má však obecně nízkou míru úspěšnosti. Žádná reakce nemusí nutně znamenat nezdařilou reprodukci (Reinhardt et al., 2015).

Tabulka 1: SCALP kategorie jednotlivých pobytových znaků (Kaczensky et al., 2009)

Pobytový znak	SCALP
Trus (S)	C1 – pouze DNA analýza C2 – typický zápach, velké kusy kostí a srsti v trusu, minimální délka 20 cm a průměr 2,5 cm C3 – nespĺňuje podmínky pro C2 (např. délka, složení)
Stopy (F) a stopní dráha (T)	C1 – není C2 – písek, sníh do 5 cm stopování min. 100 m, více než 5 cm stopování min. 500 m, více než 10 cm stopování min. 2 000 m, otisk tlapy bez drápu min. 8 cm; průměrná délka kroku v klusu min. 110 cm (3 dvojšlapy) C3 – nespĺňuje podmínky pro C2 (např. krátká dráha) nebo se jedná pouze o stopy a chybí řádně zdokumentovaná stopní dráha
Značkování (U), krev (B)	C1 – pouze DNA analýza C2 – není C3 – není
Srst (H)	C1 – pouze DNA analýza C2 – není C3 – není

Kořist (K), hospodářská zvířata (A)	<p>C1 – pouze DNA analýza</p> <p>C2 – je k dispozici relevantní protokol a fotografie kořisti, jsou pozorovány typické charakteristiky útoku vlka (např. čistý skus v oblasti krku, na první pohled nijak zvláště krvavý; kořist odtažena více než 5 m; více než 5 kg kořisti snědno během první noci; více než 50 % kousnutí proniklo kůží, více než 50 % všech perforací vytvořených jednotlivými zuby má průměr větší než 3 mm), kadáver není z velké části sněden a rysy vlčího útoku lze ještě rozpoznat</p> <p>C3 – predátora nelze na základě výše uvedených charakteristik určit; výjimkou jsou případy, kdy je na místě kořisti vyfotografován</p>
Snímky z fotopastí (C)	<p>C1 – pokud je zobrazen boční pohled na zvíře nebo kompletní pohled zepředu; zřetelná velikost, zbarvení a proporce celého těla (při nejmenším je dobře viditelná hlava a přední část těla) a zvíře identifikuje zkušená osoba</p> <p>C2 – nespĺňuje podmínky pro zařazení do C1 (např. pouze zadní část těla zvířete, nedostatečná kvalita)</p>
Uhynulá zvířata (W)	C1 – jednoznačné fotografie a určení druhu zkušenou osobou, genetická analýza
Pozorování (O)	<p>C1 – není</p> <p>C2 – pouze pokud je zvíře vyfotografováno</p>
Vytí (H)	<p>C1 – není</p> <p>C2 – skupinové vytí následovalo po spuštění animace vytí zkušenou osobou</p>

Správa Národního parku Šumava poskytla všechna data o výskytu vlků od roku 2015 až do poloviny března roku 2021, včetně údajů z NDOP, díky kterým bylo možné vyvodit výsledky této diplomové práce. Všechna data, včetně těch vlastních, byla nejdříve zaznamenána do tabulky v MS Excel podle vzoru projektu OWAD a poté byla zpracována v programu ESRI ArcGIS ver. 10.6.1. Data byla vyhodnocena pro každý vlčí rok zvlášť, aby bylo možné pomocí vzniklých distribučních map porovnat postupné šíření vlků a formování jejich teritorií. Všechny mapové výstupy byly zpracovány v souřadnicovém systému Křovák EastNorth S-JTSK.

Genetické analýzy poskytující význačné informace o jedincích, jejich původu a pohybu, jsou v dnešní době již při monitoringu standardem. Sběr genetického materiálu lze provádět po celý rok, s výjimkou moči či případně krve v období říje (Kaczensky et al., 2009). Analýza (genetická i potravní) všech neinvazivně získaných vzorků z regionu Šumavy probíhala pod vedením doc. RNDr. Pavla Hulvy, Ph.D. na Univerzitě Karlově.

5 Výsledky a komentáře

Každý monitorovací rok začínal 1. května a končil 30. dubna následujícího roku, protože to zhruba odpovídá reprodukčnímu cyklu vlka obecného (Kutal et al., 2017). Do vyhodnocení dat tedy bylo zahrnuto celkem sedm tzv. vlčích roků.

Dohromady bylo nashromážděno a zpracováno 869 dat; z toho 120 záznamů trusu, 25 záznamů moči, 153 záznamů stop a stopních drah, 21 záznamů kořisti, 60 útoků na hospodářská zvířata (především ovce s výjimkou jednoho telete a dvou koz), 368 snímků z fotopastí, 110 přímých pozorování, 4 nálezy srsti, 3 nálezy krve (jeden patřil mrtvému jedinci, kterého srazil kamion) a 5 záznamů vytí. Na základě validace jednotlivých dat podle mezinárodní klasifikace SCALP bylo 353 záznamů zařazeno do kategorie C1, 65 záznamů do C2, 427 záznamů do C3 a 24 záznamů nebylo možné zařadit vůbec (moč, krev a srst, která nebyla potvrzena genetickou analýzou) (viz Přílohy 8–13). Minimum ze zpracovaných dat bylo nahlášeno „veřejností“. V opačném případě by je bylo vhodnější evidovat zvlášť.

5.1 Vlastní monitoring 2019–2021

Tabulka 2: Počty jednotlivých pobytových znaků z vlastního sběru a jejich klasifikace

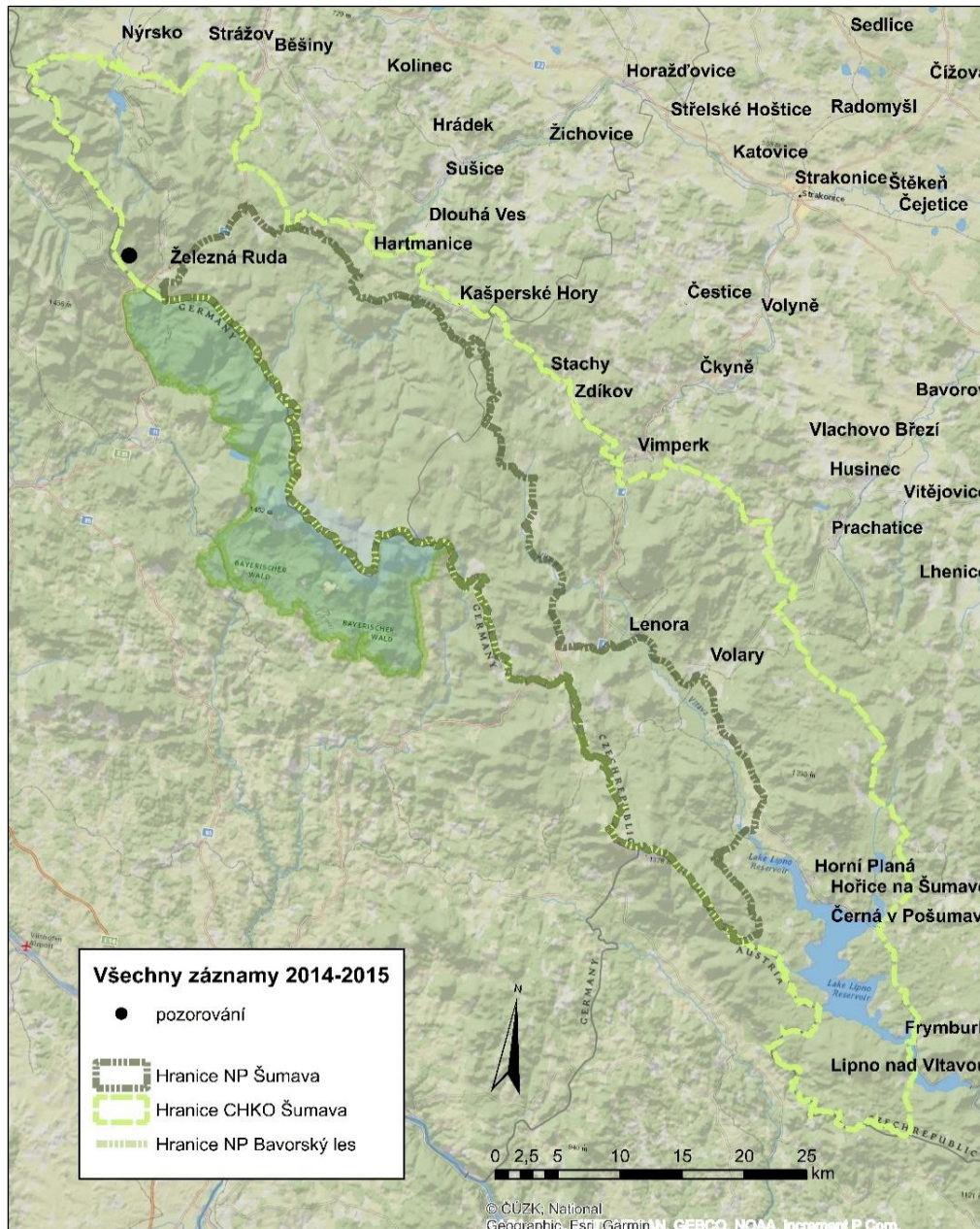
Pobytový znak	Počet záznamů (SCALP)
Stopní dráha	3 (1× C2, 2× C3)
Trus	9 (4× C2 – vzorky odevzdány k další analýze; 5× C3)
Moč	1 (nezařazen, vzorek odevzdán k další analýze)

Terénní pochůzky byly ve vybraných oblastech uskutečňovány vždy zhruba během dvou měsíců v létě a během dvou měsíců v zimě (tři zimní monitorovací období a dvě letní). Všechny trasy i s případnými nálezy byly zaznamenávány do GPS. Na základě vlastního monitoringu nelze považovat kvadráty bez nálezu za lokality bez výskytu druhu. Tuto skutečnost ovlivňuje mnoho faktorů, zejména počasí a velikost prohledávané oblasti. Často vlastní trasu křížily stopy podobné vlčím, ale po chvíli stopování byla stopní dráha zvířete ztracena – buď z důvodu oblevy, nebo hustého sněžení. Aby nedocházelo k nadhodnocování území trvalého výskytu, nebyla tato data do výsledků zahrnuta. Celkem bylo zaznamenáno podle příslušných protokolů a náležitě fotodokumentace 14 nálezů (viz Přílohu 7), z nichž bylo 5 odevzdáno k dalším analýzám.

5.2 Jednotlivé vlčí roky

2014–2015

Z 1. vlčího roku pochází jediný záznam, a sice věrohodné pozorování jedince v oblasti Svárožné nedaleko Železné Rudy. Bez fotodokumentace je však řazen do kategorie C3.

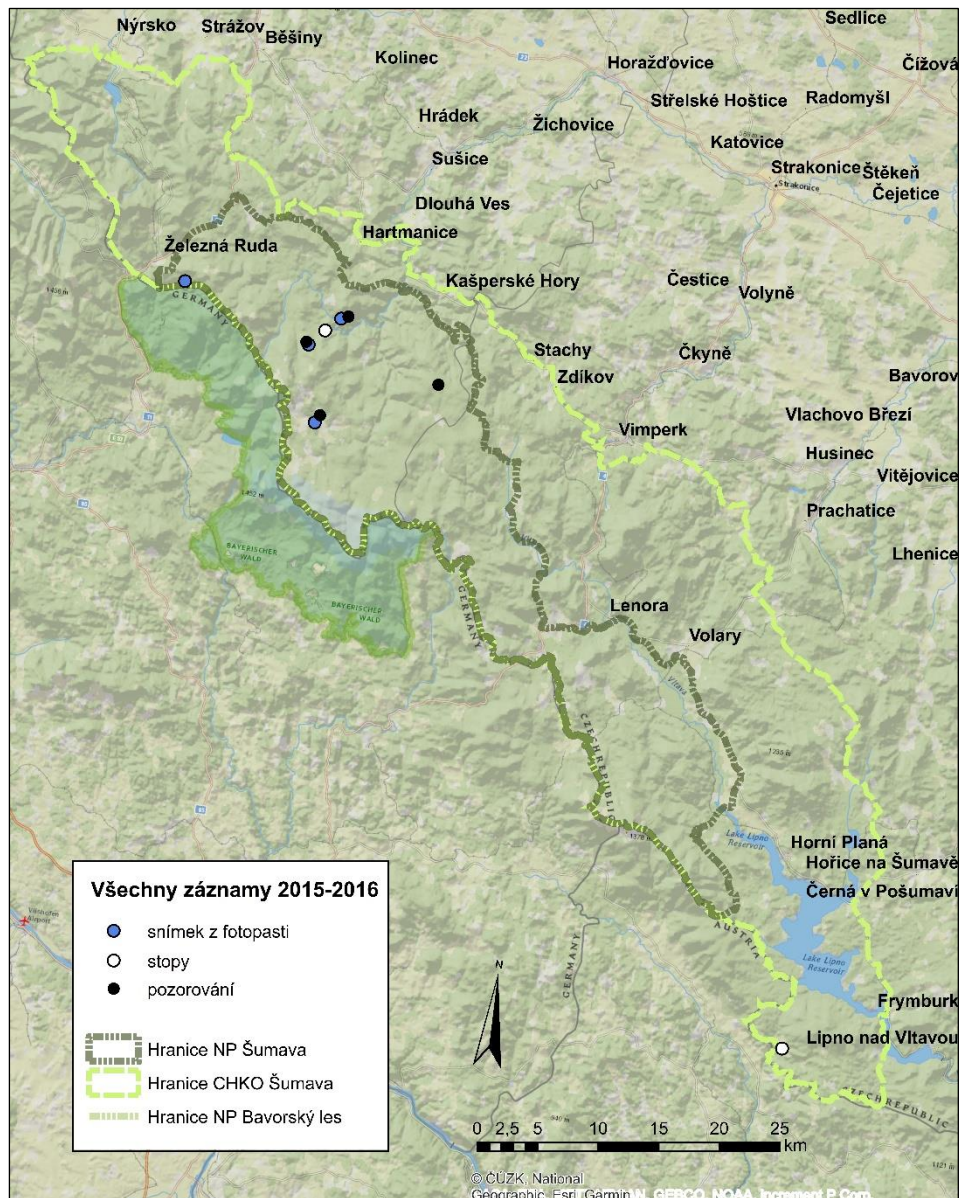


Mapa 1: Pobytové známky z 1. vlčího roku (Zdrojová data všech následujících map: National Geographic World Map, Esri; ČÚZK 2020; AOPK 2020; ARCDATA, Praha 2020; cit. 28.3.2021)

2015–2016

Tabulka 3: Počty jednotlivých pobytových znaků ze 2. vlného roku a jejich klasifikace

Pobytový znak	Počet záznamů (SCALP)
Stopy, stopní dráha	2 (C3)
Snímky z fotopastí	6 (C1)
Pozorování	4 (C3)



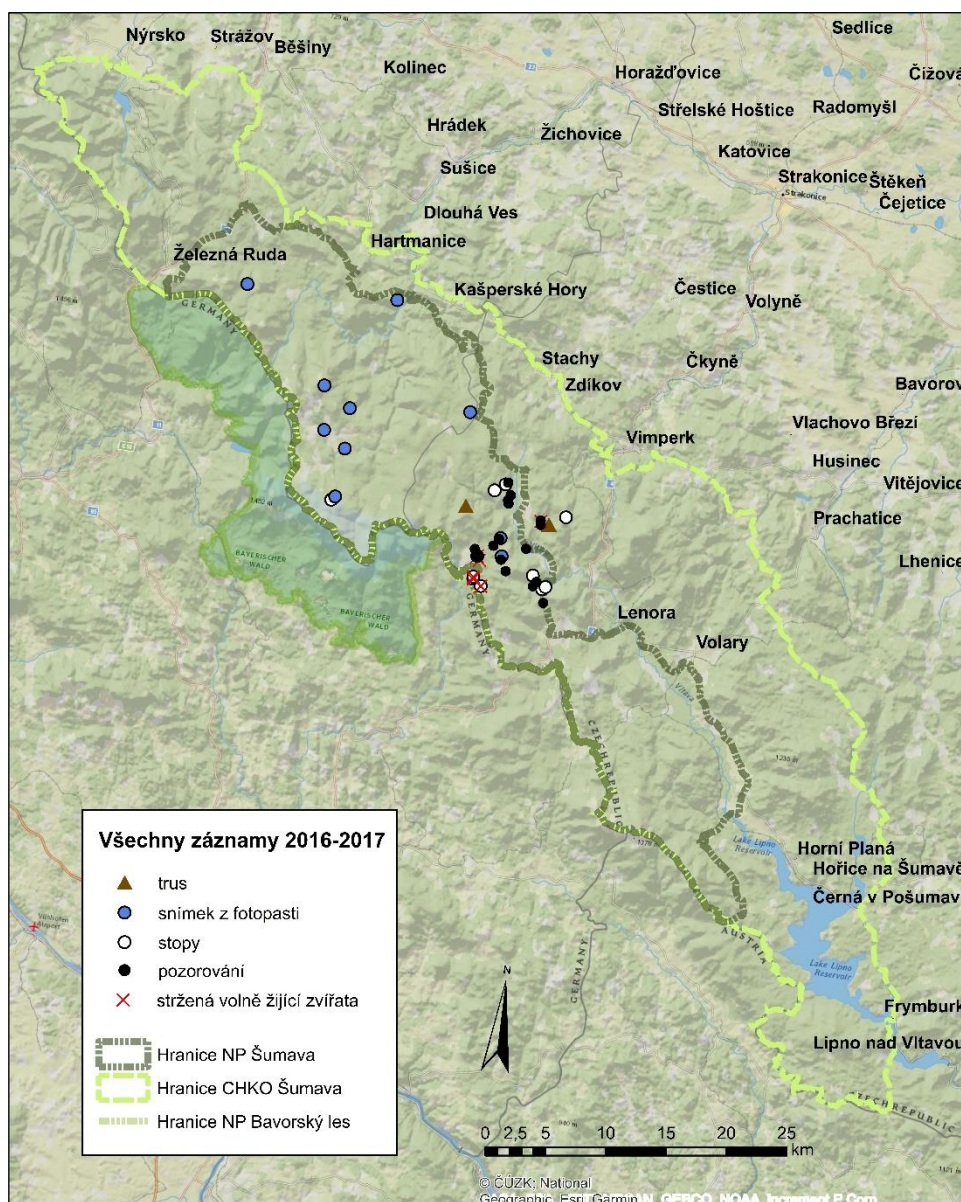
Mapa 2: Pobytové známky ze 2. vlného roku

2016–2017

V této době odborníci ještě vlčí smečku na Šumavě vylučují a díky rozmístěným fotopastem potvrzují výskyt pouze dvou jedinců. Koncem léta 2017 však informuje NP Bavorský les o tom, že se jim podařilo na snímcích zachytit vlčata.

Tabulka 4: Počty jednotlivých pobytových znaků ze 3. vlčího roku a jejich klasifikace

Pobytový znak	Počet záznamů (SCALP)
Trus	2 (1× C1, 1× C3)
Stopy, stopní dráha	12 (C3)
Snímky z fotopastí	15 (14× C1, 1× C2)
Stržená volně žijící zvířata	7 (C3)
Pozorování	17 (C3)



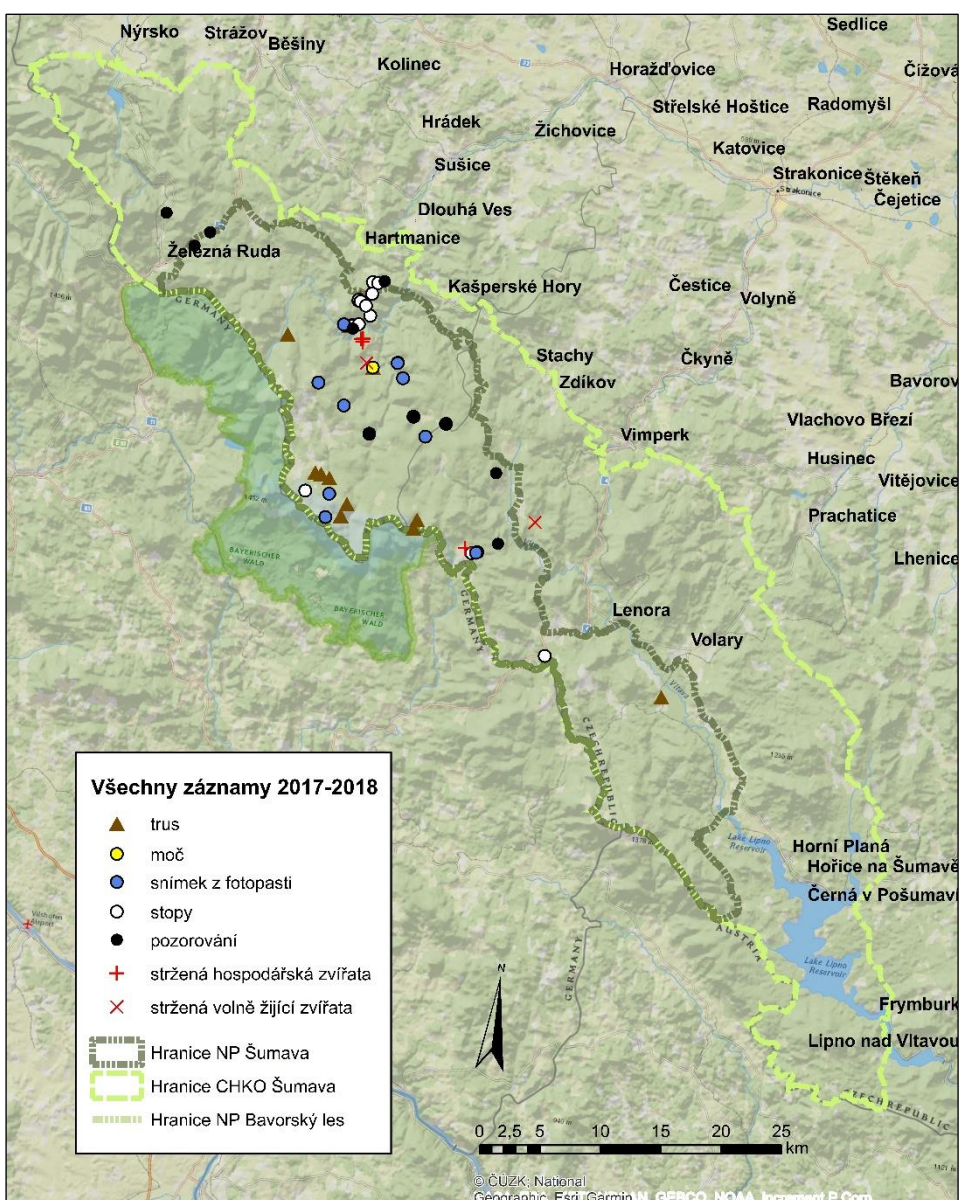
Mapa 3: Pobytové známky ze 3. vlčího roku

2017–2018

Začátkem října 2017 uteklo z výběhu v NP Bavorský les v oblasti poblíž Ludwigsthalu 6 vlků. Patrně se i jednomu jedinci podařilo dostat na Šumavu, a proto tím mohou být některá pozorování ovlivněna.

Tabulka 5: Počty jednotlivých pobytových znaků ze 4. vlčího roku a jejich klasifikace

Pobytový znak	Počet záznamů (SCALP)
Trus	12 (4× C1, 1× C2, 7× C3)
Moč	1 (C1)
Stopy, stopní dráha	18 (C3)
Snímky z fotopasti	24 (20× C1, 4× C2)
Stržená hospodářská zvířata	4 (C3)
Stržená volně žijící zvířata	2 (C3)
Pozorování	10 (C3)

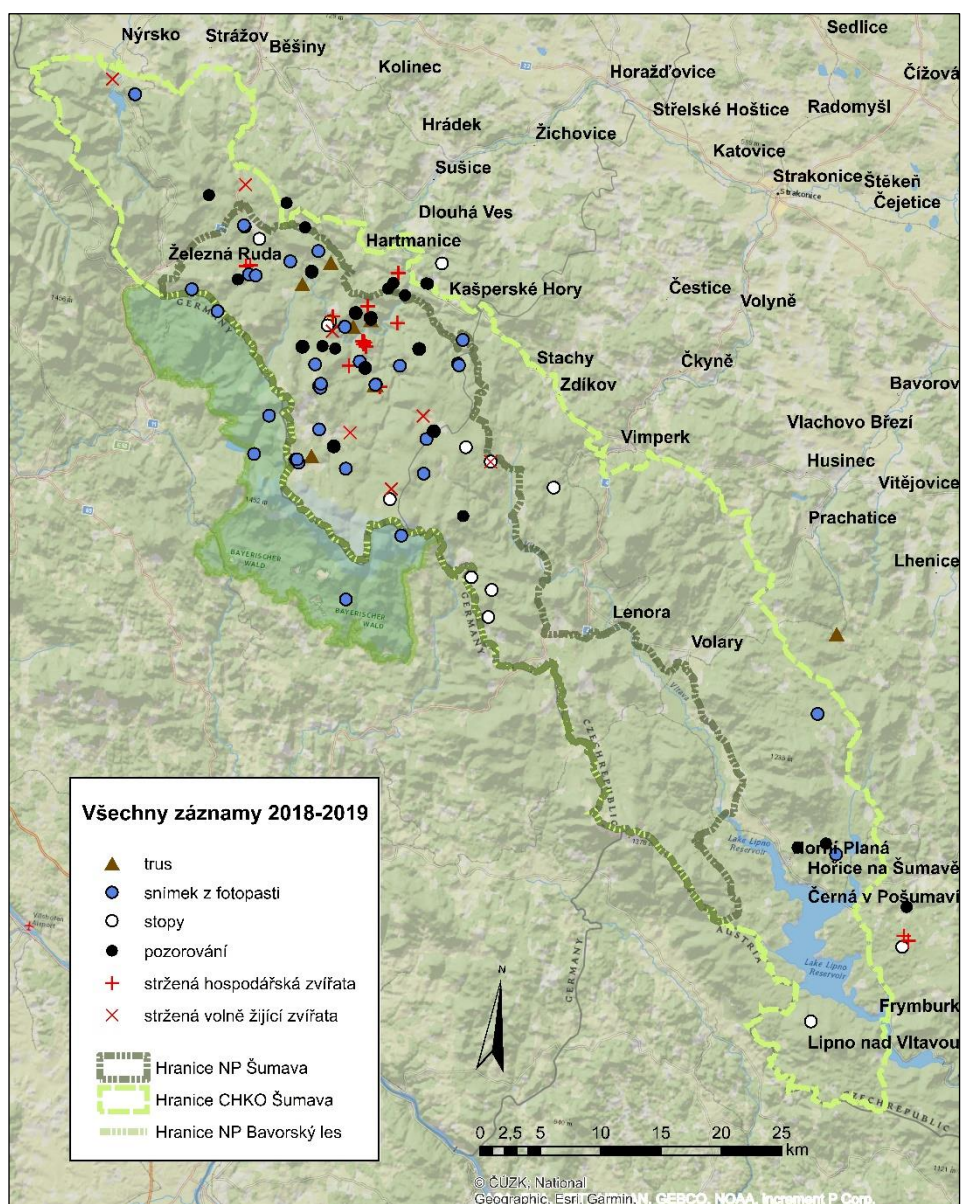


Mapa 4: Pobytové známky ze 4. vlčího roku

2018–2019

Tabulka 6: Počty jednotlivých pobytových znaků z 5. vlčího roku a jejich klasifikace

Pobytový znak	Počet záznamů (SCALP)
Trus	9 (5× C2, 4× C3)
Moč	1 (nezařazeno)
Stopy, stopní dráha	18 (C3)
Snímky z fotopastí	56 (49× C1, 7× C2)
Stržená hospodářská zvířata	24 (C3)
Stržená volně žijící zvířata	7 (C3)
Pozorování	28 (C3)

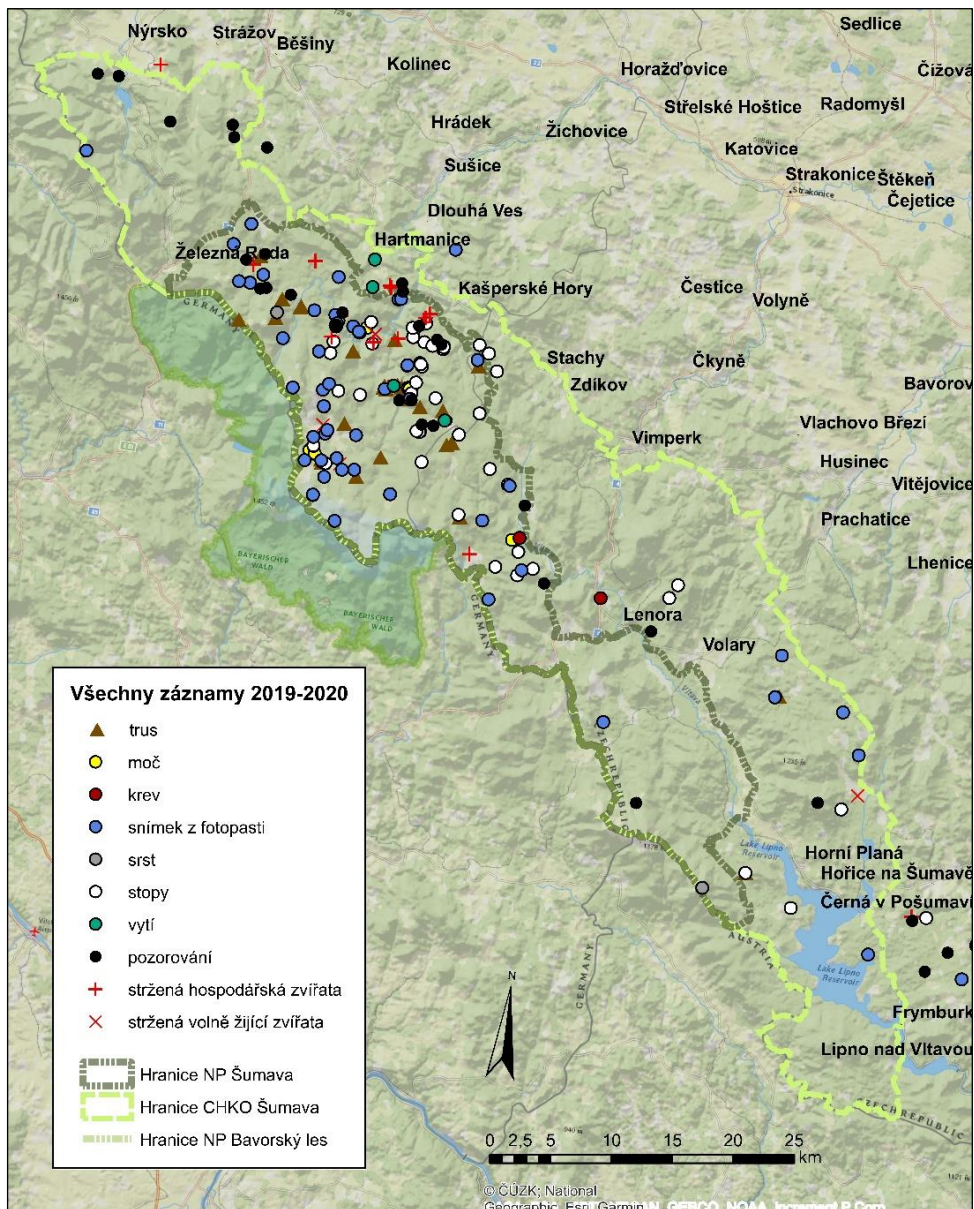


Mapa 5: Pobytové známky z 5. vlčího roku

2019–2020

Tabulka 7: Počty jednotlivých pobytových znaků ze 6. vlného roku a jejich klasifikace

Pobytový znak	Počet záznamů (SCALP)
Trus	37 (8× C1, 5× C2, 24× C3)
Moč	13 (2× C1, 11× nezařazeno)
Krev	2 (1× C1, 1× nezařazeno)
Srst	2 (1× C1, 1× nezařazeno)
Stopy, stopní dráha	49 (1× C2, 48× C3)
Snímky z fotopasti	196 (176× C1, 20× C2)
Stržená hospodářská zvířata	24 (C3)
Stržená volně žijící zvířata	5 (C3)
Vytí	4 (C3)
Pozorování	36 (C3)



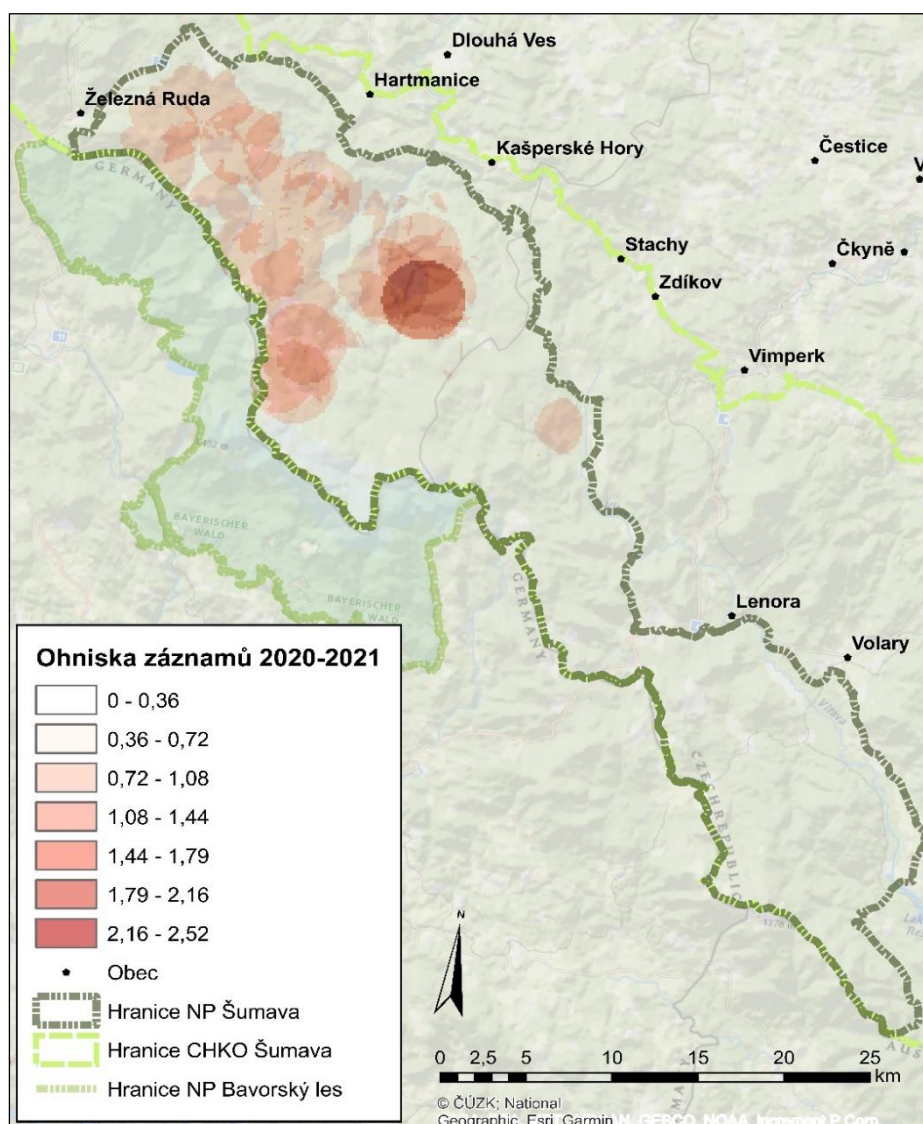
Mapa 6: Pobytové známky ze 6. vlného roku

2020–2021

Vzhledem k aktuálnosti dat a stupně ohrožení vlka obecného je poslední vlčí rok vyobrazen pomocí hustotních ohnisek nalezených pobytových znaků (počet záznamů/km²).

Tabulka 8: Počty jednotlivých pobytových znaků ze 7. vlčího roku a jejich klasifikace

Pobytový znak	Počet záznamů (SCALP)
Trus	60 (3× C1, 10× C2, 47× C3)
Moč	10 (1× C1, 9× nezařazeno)
Krev	1 (C1)
Srst	2 (1× C1, 1× nezařazeno)
Stopy, stopní dráha	54 (2× C2, 52× C3)
Snímky z fotopastí	71 (62× C1, 9× C2)
Stržená hospodářská zvířata	7 (2× C1, 5× C3)
Stržená volně žijící zvířata	1 (C3)
Vytí	1 (C3)
Pozorování	14 (C3)



Mapa 7: Ohniska záznamů ze 7. vlčího roku

5.3 Shrnutí výsledků

Dílčím cílem práce bylo posoudit, zda a kolik separovaných výskytů je na Šumavě v jednotlivých vlčích letech. Vzhledem k charakteru získaných dat (pouze česká strana pohoří), velikosti obývaných ploch a dynamice uvnitř smeček, nelze činit jasné závěry v přesných počtech zvířat. Je však zřejmé, že vývoj populace má zvyšující se trend a její růst je rychlejší v západní části zájmového území než v jižní.

Rok 2014–2015

Od začátku roku 2015 je na území Šumavy trvale přítomen jeden samec, pocházející z italských Alp (alpská populace). Analýzu sebraného trusu nechali provést pracovníci z NP Bavorský les.

Rok 2015–2016

Koncem roku 2016 se v oblasti začaly objevovat dvě stopní dráhy vlků. Díky genetické analýze se podařilo určit, že druhé stopy patří vlčici, která na Šumavu doputovala z pomezí Německa a Polska. Na základě analýzy byla přiřazena ke středoevropské nížinné populaci. Spolu s italským samcem zde založili první vlčí pár od té doby, co zde byli vlci vyhubeni.

Rok 2016–2017

V létě potvrdil NP Bavorský les pomocí fotomonitoringu úspěšnou reprodukci prvního vlčího páru. Na snímcích se podařilo zachytit smečku se třemi vlčaty.

Na české straně pohoří jsou tou dobou zatím pozorováni stále jen dva jedinci.

Rok 2017–2018

Volně žijící vlci čím dál tím častěji navštěvují a značují okolí vlčího výběhu, které je součástí Návštěvního centra v Srní. Díky tomu je snadné získat vzorky k dalším analýzám, případně odtud vlky stopovat dál. Fotopasti v této době zachycují 4 jedince v okolí Modravy a Srní.

Rok 2018–2019

Postupně přibývá občasných záznamů také z jižní části Šumavy. Fotopasti snímají pravidelně jednoho jedince v oblasti Lipenska, jednoho u Nýrské přehrady a tři jedince v oblasti Srní. Dochází k výraznému zvyšování počtu útoků na hospodářská zvířata. Nedostatečné oplocení výběhů umožňuje vlkům jejich snadné překonání, kořistí se stávají většinou ovce. Stabilní lokality, kde vlci loví, jsou v okolí Srní, Hartmanic a Prášil.

Rok 2019–2020

V této době se v centrální části Šumavy pohybuje nejméně sedm jedinců a z toho jsou minimálně tři loňská mláďata. Údaje o počtu byly získány prostřednictvím přímých pozorování, stopování a rozmístěných fotopastí.

Dne 16. března 2020 srazil kamion vlka na hlavní silnici mezi Strážným a Horní Vltavicí, podle řidiče se tomu již nedalo zabránit (vyjádření Policie Volary). Samec vážil 39 kg, v kohoutku měřil 74 cm a odborníkem z NPŠ byly odebrány vzorky na analýzu DNA.

Rok 2020–2021

Aktuální vlčí rok ještě neskončil a data tak nejsou kompletní. Vlci se stále zdržují především v západní části Šumavy, jak na české, tak na německé straně. V létě jsou zachycena na snímcích v centrální části Šumavy čtyři vlčata.

V září 2020 potvrzují odborníci výskyt druhé vlčí smečky v oblasti Šumavy. Jedna smečka obývá prostředí okolo Finsterau, Buchenau, Modravy, Srní, Borové Lady a Kvildy a druhá smečka se pohybuje mezi přehradou Frauenau, Prášily a Železnou Rudou. Objevují se přímá pozorování a stopní dráhy šesti až sedmi jedinců v okolí Prášil.

V jižní části Šumavy je znám stále pouze sporadický výskyt a smečka zde prozatím potvrzena nebyla. Podle shromážděných záznamů se ale s velkou pravděpodobností další smečka utváří v oblasti Lipenska.

6 Diskuze

Předpokladem pro šíření vlků na Šumavu jsou nárůsty populačních hustot v okolních zemích. Většina jedinců vyskytujících se na území ČR je řazena ke karpatské nebo středoevropské nížinné populaci (Flousek et al., 2014), ale díky disperzním schopnostem vlků není vyloučena imigrace jedinců ani z dalších evropských populací. Po dosažení pohlavní dospělosti opustí většina mladých vlků svoji původní smečku a při hledání partnera a vhodného teritoria s dostatkem potravy se může rozptýlit až stovky kilometrů od svého původního domovského okrsku. Vysoce adaptabilní vlci jsou schopni se toulat lidmi pozměněnou krajinou i navzdory vysoké hustotě dopravních komunikací a silné urbanizovanosti evropských zemí (Gula et al., 2009). Nicméně v zájmovém území není antropogenní tlak příliš vysoký a velká zalesněná oblast tak poskytuje vlkům ideální prostředí. Podle Langhammera (1993) je nosná kapacita prostředí (včetně rakouské a německé strany pohoří) 100–140 jedinců.

Pro dlouhodobé přežití evropských vlků a dosažení příznivého stavu z hlediska ochrany je potřeba zvýšit celkovou velikost populací a upřednostňovat šíření vlků a konektivitu mezi populacemi. Je proto důležité vyhodnotit efektivní velikosti populací založené na demografických a genetických cílech (Hindrikson et al., 2016). Toho můžeme docílit vhodným monitoringem, podrobnou ucelenou dokumentací vzorků, používáním stejných protokolů a jednotnou klasifikací nashromážděných dat. Žádoucí je také přizpůsobovat nové metody, nástroje a standardy, sdílet poznatky a znalosti s ostatními členskými státy EU a vědeckou komunitou. Pomocí dotazníků by také mělo být zahájeno pravidelné zjišťování postoju veřejnosti k dané problematice a na základě jejich výsledků vynaložit úsilí na zlepšení porozumění problémů a jejich řešení. Aby mohlo dojít ke změně postoju veřejnosti, je potřeba celoevropských vědeckých znalostí a jednotné uplatňování zásad a metod v monitoringu (Hindrikson et al., 2016). Při validaci dat podle mezinárodní klasifikace SCALP v této diplomové práci často chyběla úplná dokumentace záznamů. Taková data byla zařazena do kategorie C3 (nepotvrzené pozorování), i přesto, že by jinak mohla některá spadat do kategorie C2 (potvrzené pozorování). Od jara 2019, kdy proběhlo školení se členy z týmu projektu OWAD ohledně SCALP metodiky, se však dokumentace všech podílejících se na monitoringu vlků v oblasti Šumavy výrazně zlepšila.

Využití genetických metod v monitoringu slouží k lepšímu pochopení kolonizačních procesů přirozeně se rozšiřujících populací (Fabbri et al., 2007), k určení jejich genetické struktury, demografické historie, historie samotné vlčí rodiny (Aspi et al., 2006) nebo také k identifikaci ekologických faktorů ovlivňujících strukturu populace (Pilot et al., 2006). Populační analýzy jsou často odvozovány na základě odběrů z mrtvých jedinců, kteří již nejsou součástí populace. V ideálním případě, by měl být člověk schopen získat „obraz“ populace v reálném čase, a pro pochopení probíhajících populačních procesů je proto nejvhodnější neinvazivní sběr vzorků (například čerstvého trusu). Řešením je vyvinout a používat jednotné protokoly (minimálně na evropské úrovni) pro odběr vzorků. Také chybí běžné metody a sady genetických markerů, které by byly univerzálně srovnatelné mezi různými studiemi (Hindrikson et al., 2016). Mezi lety 2015 až 2021 bylo sebráno několik málo desítek vzorků k dalším genetickým analýzám. Na jejich základě byli jedinci přiřazeni do dvou haplotypů, které odpovídají středoevropské nížinné a alpské populaci. Vzorky byly použity dále pro potravní analýzy a koprologická vyšetření, ale z důvodu nízkého počtu vzorků, prozatím nelze

vyvodit obecné závěry a porovnání s ostatními studii. Při monitorování vzácných velkých šelem jsou však význačná i data, která nelze použít pro žádné další analýzy, například pozorování stopních drah či fotomonitoring. Snímky z fotopastí hrají důležitou roli nejen při určování oblastí trvalého výskytu, ale také při potvrzování úspěšné reprodukce. Také je lze jednoznačně zařadit do SCALP kategorií bez vyplňování protokolů a další dokumentace.

Obsahem této diplomové práce je popis postupného znovuosidlování pohoří Šumavy, ale nepodařilo se získat a shrnout zdroje z německé a rakouské strany, proto se týká pouze české strany pohoří. Vlastní monitoring probíhal formou terénních pochůzek celkem ve 32 kvadrátech, každý kvadrát byl o velikosti 5×5 km. Pokud je údajů o výskytu dostatečné množství, lze na základě toho přiřadit každému kvadrátu dostatečnou průkaznost presence či absence vlka. Aby byl potvrzen výskyt v jednotlivém kvadrátu, musí být v monitorovacím období získán minimálně 1× důkaz C1, 3× C2 (každý odlišného druhu, například trus, stržená kořist, stopy), 10× C2 stejného druhu (Kaczensky et al., 2009). Během vlastního průzkumu se testoval kvadrátový přístup, který bohužel nepřinesl očekávaná data. V průběhu vlastního sběru dat bylo zjištěno, že je tento přístup vhodný pouze za určitého stupně znalostí o osídlení oblasti. Kvadrátový systém je na místě v případě, pokud o výskytu druhu neexistují žádná data a je tak možné alespoň nějaká získat. Poté je třeba se soustředit již jen na místa, kde byl nalezen nějaký pobytový znak. V jižní části zájmového území (Lenora, Stožec, Jelení, Horní Planá) je výskyt vlka znám pouze sporadicky, proto zde může být kvadrátový přístup významný. Naopak v západní části (Prášily, Srní, Modrava, Kvilda) jsou místa výskytu dobře známa a zmapována, a proto by zde bylo vhodnější tato místa pravidelně navštěvovat a kontrolovat. Monitorování velkých šelem je však v praxi velmi náročné kvůli vzácnosti těchto zvířat a velikosti jimi obývaných ploch. Tato omezení znemožňují sledování vlků se stejnou intenzitou v celé jejich distribuční oblasti (Reinhardt et al., 2015). Důležitou roli při vlastním monitoringu také hrálo počasí, zejména v zimním období. Střídání oblev s četnými srážkami často znemožňovalo právě hledání pobytových znaků se stejnou intenzitou v celé oblasti. I přesto, jak bylo předpokládáno, bylo nalezeno více pobytových znaků v západní části zájmového území než v jižní, kde se pravděpodobně smečka teprve utváří.

Vědcům z České zemědělské univerzity a pracovníkům ze šumavského národního parku se podařilo začátkem prosince 2020 odchytit a označit prvního českého vlka v ČR telemetrickým obojkem. Jedná se o 30 kg vážící samici zhruba 3 roky starou, jejíž pohyb je od té doby sledován. Telemetrie sama o sobě není metodou monitorování, ale může poskytnout cenné informace například o velikosti využívaného území či příčinách úmrtí, které je jinak obtížné získat. Telemetrické studie se často využívají ke kalibraci výsledků monitoringu, protože například bez znalosti velikosti území v určité oblasti, je obtížné rozlišovat mezi sousedícími páry nebo rodinnými smečkami. Telemetrie umožňuje sice nejpřesnější údaje o pohybu, ale většinou se omezuje jen na malé oblasti a několik jedinců. Určit počet smeček či párů je obtížné, obzvláště pokud je oblast vlčími teritorii nasycena. Jejich rozeznání vyžaduje intenzivní fotomonitoring nebo aplikaci genetických analýz. V některých případech ale může být užitečná i telemetrie. Zjištěním počtu smeček/párů lze odhadnout velikost populace a její další charakteristiky (Reinhardt et al., 2015).

7 Závěr

Volně žijící vlci se začali postupně vracet na Šumavu již před několika desetiletími, ale trvale ji osidlují až od roku 2015. Ke konci roku 2020 je v této oblasti potvrzen výskyt dvou vlčích smeček a teritorií. Přesný počet vlků určit nelze, především kvůli značné dynamice uvnitř smeček. Někteří jedinci po dosažení pohlavní dospělosti smečku opustí, naopak někteří jedinci mohou být do smečky přijati. Nejednoznačnost v počtu vlků navíc ovlivňují osamělí jedinci, kteří mohou daným územím pouze procházet při hledání partnera či teritoria.

I přesto, že je vlk obecný kriticky ohroženým druhem, jeho stav ochrany není na celém území ČR doposud příznivý. Nebezpečí zde představuje především nelegální lov a riziko střetu s dopravními prostředky na silnicích či železnicích. Efektivní ochrany však může být docíleno pouze s tolerancí ze strany lidí. Zkušenosti z jiných evropských zemí dokazují, že soužití s vlky je i v dnešní době možné, pokud se včas přistupuje k řešení konfliktů, v ideálním případě jim je předcházeno. Největší škody a hrozbu představují vlci chovatelům hospodářských zvířat. Žádné preventivní opatření před útokem této šelmy není stoprocentní, ale jejich vhodná kombinace (dle prostředí) výrazně snižuje riziko útoku na hospodářská zvířata. Ke zvýšení efektivity ochrany může přispět také osvěta veřejnosti, která má často kvůli nedostatečné informovanosti předsudky.

V ochraně této velké šelmy představuje významnou roli její monitoring. Díky rozvoji monitorovacích technik, postupů a neinvazivně genetických metod, získáváme mnoho důležitých informací o početnosti druhu, jeho rozšíření, formování teritorií, genetické struktury populací a v neposlední řadě může monitoring pomoci také v prevenci před pytláctvím. I přes značnou spolupráci NP Šumava například se sousedním NP Bavorský les, není monitoring vlků jednoduchý. To je způsobeno především velikostí domovských okrsků a nízkou populační hustotou šelem. Dále k této skutečnosti nepřispívá ani ničení či kradení rozmístěných fotopastí a neochota ostatních společností či podniků spolupracovat na monitoringu.

V regionu Šumava proběhl v letech 2019–2021 vlastní monitoring zaměřený na osidlování oblasti vlkem obecným, rozdělený do celkem pěti monitorovacích období. Závěrem lze tvrdit, že v západní části zájmového území byl zvolený kvadrátový přístup nevhodný. Vhodnější by bylo soustředit se na místa známého výskytu a trasy volit tak, aby tato místa protínala a pravidelně zde terénní pochůzky opakovat. V jižní části území byl naopak tento přístup účelný. Pobytové znaky jsou zde pozorovány pouze sporadicky a výskyt smečky tu dosud potvrzen nebyl. Jakákoliv informace o pohybu vlků je tedy v této části významná. Všechna nasbíraná a shromážděná data v této diplomové práci lze v ochraně nadále využít například za účelem vytyčení teritorií jednotlivých smeček, návrhu klidových území či určení migračních tras.

Do budoucna se dá stejně tak jako v dalších evropských zemích i v oblasti Šumavy očekávat obecný trend navyšování počtů těchto vrcholových predátorů. V zájmu jejich ochrany bude zapotřebí vylepšit či nastavit taková opatření, která pomohou možné konflikty a škody na hospodářských zvířatech minimalizovat a zároveň nadále umožní příznivé podmínky pro přežití tohoto významnému druhu. Neméně důležitou však bude také osvěta veřejnosti za účelem pochopení jedinečného významu velkých šelem v přírodě.

8 Literatura

- Altendorf K. B., Laundré J. W., López González C. A., Brown J. S., 2001: Assessing effects of predation risk on foraging behavior of mule deer. *Journal of Mammalogy* 82: 430–439.
- Anděl P., Mináriková T. a Andreas M., 2010: Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec, 137 s. ISBN 978-80-903787-5-9.
- Anděra M. et Červený J., 2009: Velcí savci v České republice: Rozšíření, historie a ochrana 2. Šelmy (*Carnivora*). Národní muzeum, Praha. ISBN 978-80-7036-259-4.
- Anderson T., von Holdt B., Candille S., Musiani M., Greco C., Stahler D. L., 2009: Molecular and evolutionary history of melanism in North American gray wolves. *Science* 323: 1339–1343.
- Andersone Z., Lucchini V., Randi E., Ozolins J., 2002: Relationships between wolves and dogs in Latvia as documented using mitochondrial and microsatellite DNA markers. *Mammalian Biology* 67: 79–90.
- Anděra M. et Gaisler J., 2012: Savci České republiky. Academia, Praha. 288 s.
- Andreska J. et Andresková E., 1993: Tisíc let myslivosti. Tina, Vimperk, 443 pp.
- AOPK, 2020: Hranice VCHÚ, online: <https://gis.nature.cz/arcgis/rest/services/Aplikace/Opedata/MapServer>, cit: 28.3.2021.
- ARCDATA Praha, 2020: Digitální vektorová geografická databáze České republiky ArcČR® 500, online: <https://www.arcdata.cz/produkty/geograficka-data/arccr-500>, cit: 28.3.2021.
- Aspi J., Roininen E., Ruokonen M., Kojola I., Vilà C., 2006: Genetic diversity, population structure, effective population size and demographic history of the Finnish wolf population. *Mol Ecol.* 15(6): 1561–1576.
- Bartošová D. et Kutal M., 2014: Obtížný návrat vlků do České republiky. *Ochrana přírody* 3/2014.
- Bergerud A. T., Page R. E., 1987: Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics. *Canadian Journal of Zoology* 65: 1597–1606.
- Boitani L., 1982: Wolf management in intensively used areas of Italy, *Wolves of the world: Perspectives of behavior, ecology, and conservation*. Noyes Publications, NJ: 158-172.
- Boitani L., 1983: Wolf and dog competition in Italy. *Acta Zoologica Fennica* 174: 259–264.
- Boitani L., Lovari S., Vigna Taglianti A., 2003: Fauna d'Italia. Mammalia III. Carnivora – Artiodactyla. 20–47. Edizioni Calderini, Bologna, Italy.

- Bragina E. V., Ives A. R., Pidgeon A. M., Kuemmerle T., Baskin L. M., Gubar Y. P., Radeloff V. C., 2015: Rapid declines of large mammal populations after the collapse of the Soviet Union. *Conservation Biology*, 29(3), 844–853.
- Briscoe B. K., Lewis M. A., Parrish S. E., 2002: Home Range Formation in Wolves Due to Scent Marking. *Bulletin of Mathematical Biology*, 64, 261–284.
- Bufka L., Heurich M., Engleder T., Wölfl M., Červený J., Scherzinger W., 2005: Wolf occurrence in the Czech-Bavarian-Austrian border region – review of the history and current status. *Silva Gabreta*, vol. 11 (1), 27–42.
- Burkholder B. L., 1959: Movements and behavior of a wolf pack in Alaska. *Journal of Wildlife Mgt.* 23:1–11.
- Butsic V., Munteanu C., Griffiths P., Knorn J., Radeloff V. C., Lieskovský J., Kuemmerle T., 2017: The effect of protected areas on forest disturbance in the Carpathian Mountains 1985–2010. *Conservation Biology*, 31(3), 570–580.
- Carmichael L. E., Nagy J. A., Larter N. C., Strobeck C., 2001: Prey specialization may influence patterns of gene flow in wolves of the Canadian Northwest. *Molecular Ecology* 10: 2787–2798.
- Ciucci P. et Boitani L., 1998: Wolf and dog depredation on livestock in central Italy. *Wildlife society bulletin*, 504–514.
- Ciucci P., Reggioni W., Maiorano L., Boitani L., 2009: Long-distance dispersal of a rescued wolf from the northern Apennines to the western Alps. *The Journal of Wildlife Management* 73: 1300–1306.
- Crête M. et Manseau M., 1996: Natural regulation of Cervidae along a 1000 km latitudinal gradient: Change in trophic dominance. *Evolutionary Ecology* 10: 51–62.
- Červený J., Koubek P., Bufka L., 2000: Velké šelmy v naší přírodě. Koršach, Praha, 32 pp.
- Červený J., Koubek P., Bufka L., 2005: Velké šelmy v České republice. II. Vlk obecný. *Vesmír* 84 (12): 726-730.
- ČÚZKa, 2020: Aktuální ortofotomapa, online:
http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx, cit: 28.3.2021.
- ČÚZKb, 2020: Digitální model reliéfu 5. generace, online:
<http://ags.cuzk.cz/arcgis2/services/dmr5g/ImageServer/WMSserver>, cit: 28.3.2021.
- Dutcher J. et Dutcher J., 2019: Skrytý život vlků. Élysiion, 216 s. ISBN 978-80-87757-17-8.
- Ellegren H., Savolainen P., Rosén B., 1996: The general history of an isolated population of the endangered grey wolf *Canis lupus*: a study of nuclear and mitochondrial polymorphism. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B* 351: 1661–1669.

Evropská Unie. Nařízení Rady (ES) č. 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Dostupné z <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>>.

Fabbri E., Miquel C., Lucchini V., Santini A., Caniglia R., Duchamp C., 2007: From the Apennines to the Alps: colonization genetics of the naturally expanding Italian wolf (*Canis lupus*) population. *Molecular Ecology*, 16: 1661–1671.

Fejklová P., Červený J., Koubek P., Bartošová D., Bufka L., 2004: Poznámky k potravě vlka obecného (*Canis lupus*) v České republice. *Lynx (Praha)* (35): 27–33.

Findo S., 2002: Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v Slovenských Karpatoch. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku V: 43–55.

Flousek J., Kutal M., Benda P., Klitsch M., Kafka P., Kuna P., Pavel V., Pudil M., Tejrovský V., 2014: Současný výskyt rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a vlka obecného (*Canis lupus*) v severním a severozápadním pohraničí České republiky. Pp.: 91–97. In: Kutal M. & Suchomel J. (eds.): Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 190 pp.

Freedman A. H., Gronau I., Schweizer R. M., Ortega-Del Vecchyo D., Han E., Silva P. M., Novembre J., 2014: Genome sequencing highlights the dynamic early history of dogs. *Plos Genetics*, 10(8).

Fritts S. H., 1983: Record dispersal by a wolf from Minnesota. *Journal of Mammalogy*, 64 (1): 166–167.

Geffen E., Anderson M. J., Wayne R. K., 2004: Climate and habitat barriers to dispersal in the highly mobile grey wolf. *Molecular Ecology* 13: 2481–2490.

Gill R. M. A. et Fuller R. J., 2007: The effects of deer browsing on woodland structure and songbirds in lowland Britain. *Ibis* 149 (Supp. 2): 119–127.

Gipson S., Ballard W. B., Nowak R. M. a Mech L. D., 2000: Accuracy and Precision of Estimating Age of Gray Wolves by Tooth Wear. *Journal of Wildlife Management*, 64(3): 752–758.

Grim S., 2010: Dva poslední vlci z Vysočiny. *Živa*, 58(3), 134.

Gula R., Hausknecht R., Kuehn R., 2009: Evidence of Wolf Dispersal in Anthropogenic Habitats of the Polish Carpathian Mountains. *Biodiversity and Conservation* 18 (8): 2173–84.

Hailer F. et Leonard J., 2008: Hybridization among three native North American *Canis* species in a region of natural sympatry. *PLoS ONE* 3: e3333.

Hell P., Slamečka J., Gašparik J., 2001: Vlk v slovenských Karpatoch a vo svete. Bratislava, Slovakia: PaRPRESS.

Hewitt G. M., 2000: The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405: 907–913.

Hindrikson M., Remm J., Pilot M., Godinho R., Stronen A. V., Baltrūnaitė L., Czarnomska S. D., Leonard J. A., Randi E., Nowak C., Akesson M., López-Bao J. V., Álvares F., Llaneza L., Echegaray J., Vilà C., Ozolins J., Rungis D., Aspi J., Paule L., Skrbinšek T., Saarma U., 2016: Wolf population genetics in Europe a systematic review, meta-analysis and suggestions for conservation and management. *Biological Reviews*. 24 (2): 179–92.

Hošek E., 1976: Ještě o vlku na Moravě a ve Slezsku. *Čas. Slez. Muz., S. A*, 25: 1–10.

Hulva P., Černá Bolfiková B., Woznicová V., Jindřichová M., Benešová M., Myslajek R. W., Nowak S., Szewczyk M., Niedźwiecka N., Figura M., Hájková A., Sándor A.D., Zyka V., Romportl D., Kutal M., Findo S., Antal V., 2018: Wolves at the crossroad: Fission-fusion range biogeography in the Western Carpathians and Central Europe. *Diversity and Distribution* 24 (2): 179–192.

Hůrka L., 1982: Zvěř západních Čech, historie a současnost [The game species in the western Bohemia, the history and current status]. *Sborník Západočeského muzea v Plzni, Příroda*, 43: 1–118 (in Czech).

Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D. C., von Arx M., Huber D., Andrén H., Boitani L., 2014: Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517–1519.

Jędrzejewski W., Nowak S., Schmidt K., Jędrzejewska B., 2002: Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. *Kosmos* 51: 491–499.

Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Nowak S., Jędrzejewska B., 2004: Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity Distrib.* 10, 225–233.

Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., Nowak S. a Myslajek R. W., 2008: Habitat suitability model for Polish wolves based on longterm national census. *Animal Conservation*, 11: 377–390.

Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jędrzejewska B., Kowalczyk R., 2007: Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland) and Holarctic-scale patterns. *Ecography* 30: 66–76.

Jimenez M. D., Bangs E. E., Boyd D. K., Smith D. W., Becker S. A., Ausband D. E., Laudon K., 2017: Wolf dispersal in the Rocky Mountains, Western United States: 1993–2008. *Journal of Wildlife Management*, 81(4), 581–592.

Kaczensky P., Kluth G., Knauer F., Rauer G., Reinhardt I., Wotschikowsky U., 2009: Monitoring of Large Carnivores in Germany. BfN-Skripten 251. Federal Agency for Nature Conservation (Bundesamt für Naturschutz). Bonn.

Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H., Linnell J., 2012: Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Report to the EU Commission. 200 s.

- Keith L. B., 1983: Population dynamics of wolves. In: Carbyn LN (ed) *Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management*, vol 45, Report Series No. Canadian Wildlife Service, Edmonton, Alberta, pp 66–77.
- Kelsall J. P., 1968: The caribou. *Canadian Wildlife Serv. Monogr.* 3: 1–340.
- Kie J. G., 1999: Optimal foraging and risk of predation: Effects on behavior and social structure in ungulates. *Journal of Mammalogy* 80: 1114–1129.
- Kokeš O., 1961: Šelmy v jižních Čechách a jejich konec. *Živa*, 9(2): 69–72.
- Kokeš O., 1970: Historie rozšíření velkých šelem v českých zemích. – *Lynx (Praha)*, n. s., 11: 12–14.
- Kolter B. P., Gross J. E., Mitchell W.A., 1994: Applying patch use to assess aspects of foraging behavior in Nubian ibex. *Journal of Wildlife Management* 58: 299–307.
- Konvička M., Čížek L., Beneš J., 2004: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. *Sagittaria, Olomouc*, 79 pp.
- Koubek P., Červený J., Bufka L., 2005: Velké šelmy v České republice. I. Mýty a skutečnost. *Vesmír* 84 (11): 656–663.
- Kruml F., 1961: Historický průzkum lesů pro lesní závod Třeboň (LHC Třeboň, Domanín a Velechvín). ÚHÚL Zvolen, pobočka Hluboká n.Vlt., Praha, manuskript.
- Kruml F., 1964: Historický průzkum lesů pro lesní závod Boubín (LHC Boubín a Strážný) a pro školní polesí lesnické mistrovské školy ve Vimperku. Praha. ÚHÚL Zvolen, pobočka Hluboká n.Vlt., manuskript.
- Kunkel K. E. et Pletscher D. H., 2001: Winter hunting patterns of wolves in and near Glacier National Park, Montana. *Journal of Wildlife Management* 65: 520–530.
- Kutal M., 2007: Velké šelmy v českých lesích. Význam přítomnosti vlků, rysů a medvědů z pohledu ochrany přírody a myslivosti. Hnutí DUHA Olomouc ve spolupráci s Českomoravskou mysliveckou jednotou a Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR, 20 s.
- Kutal M., Váňa M., Suchomel J., Chapron G., López-Bao J. V., 2016: Trans-boundary edge effects in the western Carpathians: The influence of hunting on large carnivore occupancy. *PLoS ONE*, 11(12).
- Kutal M., Belotti E., Volfová J., Mináriková T., Bufka L., Poledník L., Krojerová J., Bojda M., Váňa M., Kutalova L., Beneš J., Flousek J., Tomášek V., Kafka P., Poledníková K., Pospíšková J., Dekar P., Machciník B., Koubek P., Dula M., 2017: Výskyt velkých šelem – rysa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) – a kočky divoké (*Felis silvestris*) v České republice a na západním Slovensku v letech 2012–2016 (Carnivora). *Lynx*, n. s. Praha, 48: 93–107.

- Liberg O., Andrén H., Pedersen H. C., Sand H., Sejberg D., Wabakken P., Akesson M., Bensch S., 2005: Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biological Letters* 1: 17–20.
- Langhammer P., 1993: Habitatanalyse für den Wolf (*Canis lupus*) im Böhmerwald. Ms., Diplomarbeit, Ludwig Maximilian Universität München, 100 pp. (library of Šumava NP and PLA Administration, Kašperské Hory) (in German).
- Larivière S., Jolicoeur H., Crête M., 2000: Status and conservation of the gray wolf (*Canis lupus*) in wildlife reserves of Québec. *Biol Conserv* 94:143–151.
- Liberg O., Håkan S., Wabakken P., 2012: Monitoring of wolves in Scandinavia. *Hystrix*, 23(1): 29–34.
- Linnell J. D. C., Brøseth H., Solberg E. J., Brainerd S. M., 2005: The origins of the southern Scandinavian wolf *Canis lupus* population: potential for natural immigration in relation to dispersal distances, geography and Baltic ice. *Wildlife Biology*, 11: 383–391.
- Linnell J., Salvatori V., Boitani L., 2008: Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2).
- Lucchini V., Galov A., Randi E., 2004: Evidence of genetic distinction and long term population decline in wolves (*Canis lupus*) in the Italian Apennines. *Molecular Ecology* 13: 523–536.
- Mech L. D., 1970: *The wolf*. Nat. Hist. Press (Doubleday), New York. 389 pp.
- Mech L. D., 1974: *Canis lupus*. *Mammalian species*, 37 (5): 1–6.
- Mech L. D. et Frenzel L. D. Jr., 1971: Ecological studies of the timber wolf in northeastern Minnesota. USDA Forest Servo Res. Pap. NC–52: 1–62. North Central Forest Exp. Sta., St. Paul, Minnesota)
- Mech L. D. et Boitani L., 2003: *Wolf: Behavior, Ecology, and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Mech L. D. et Boitani, L., 2004: *Wolves: Behavior, Ecology, and Conservation*. *Journal of Wildlife Management*, 68 (3).
- Miller S. G., Knight R. L., Miller C. K., 2001: Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin*, 29 (1):124–132.
- Míchal I., 1992: *Obnova ekologické stability lesů*. Academia, Praha, 169 pp.
- Ministerstvo zemědělství. Zákon č. 449/2001 Sb. ze dne 27. listopadu 2001 o myslivosti. In. *Sbírka zákonů České republiky. částka 168/2001. s. 9747*. Dostupné z http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-2001-449-viceoblasti.html.

Ministerstvo životního prostředí. Zákon č. 114/1992 Sb. ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny. In: 28/1992 Sbírky zákonů na straně 666. Dostupné z <https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/%24%24OpenDominoDocument.xsp?documentId=58170589E7DC0591C125654B004E91C1&action=openDocument>.

Ministerstvo životního prostředí. Zákon č. 115/2000 Sb. ze dne 5. dubna 2000 o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy. In: 35/2000 Sb. Dostupné z <https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/32bd32b1f08ca4fcc125690b0026dc41?OpenDocument>.

Mlčoušek J., 1993: Opět něco z Bruntálska – tentokrát vlk. Myslivost, 1993(5): 13–14.

Molinari-Jobin A., Kéry M., Marb outin E., Molinari P., Koren I., Fuxjäger C., Breitenmoser-Würsten C., Wölfl S., Fasel M., Kos I., Wölfl M., Breitenmoser U., 2012: Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation*, 15: 266–273.

Muro C., Escobedo R., Spector L., Coppinger R. P., 2011: Wolf-pack (*Canis lupus*) hunting strategies emerge from simple rules in computational simulations. *Behavioural Processes*. 88 (3): 192–197.

Musiani M., Leonard J. A., Cluff H. D., Gates C. C., Mariani S., Paquet P. C., Vilà C., Wayne R. K., 2007: Differentiation of tundra/taiga and boreal coniferous forest wolves: genetics, coat colour and association with migratory caribou. *Molecular Ecology* 16: 4149–4170.

Nebor D., 2020: Vlci založili na Šumavě druhou smečku, šelmy zaznamenávají fotopasti (online) [cit. 2021-03-18], dostupné z <https://www.idnes.cz/ceske-budejovice/zpravy/vlk-sumava-selma-smecka-narodni-park-priroda-bavorsky-les-vedci.A200911_081638_budejovice-zpravy_neb?>>.

Novotná M. et Kopp J., 2010: Migrační trendy v regionu Šumava po roce 1990. *Silva Gabreta*, 16 (3): 187–206.

Nowak S., Mysłajek R. W., Jędrzejewska B., 2008: Density and demography of wolf, *Canis lupus* population in the western-most part of the Polish Carpathian Mountains, 1996–2003. *Folia Zoologica*, 57 (4): 392–402.

Nowak S., Mysłajek R.W., 2011: Wilki na zachód od Wisły. *Stowarzyszenie dla Natury "Wilk"*, Twardorzeczka.

Nowak S., Mysłajek R. W., Kłosińska, A., Gabryś, G., 2011: Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology*, 76 (6): 709–715.

Nowak S. et Mysłajek R. W., 2016: Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001–2012. *Mammal Research*, 61: 83–89.

NP Šumava, 2018: Čtvrtletník Správy Národního parku Šumava. Tiskárna Černý s. r. o., Černá v Pošumaví, 36 s. ISSN 0862-5166.

NP Šumava, 2020: Zásady péče o Národní park Šumava na období 2021–2040. Národní park Šumava, Vimperk, 99 s.

Okarma H. et Buchalczyk T., 1993: Craniometrical characteristics of wolves *Canis lupus* from Poland. *Acta Theriologica*, 38(3), 253–262.

Packer C., Loveridge A., Canney S., Caro T., Garnett S. T., Pfeifer M., Zander K. K., Swanson A., Macnulty D., Balme G., Bauer H., Begg C. M., Begg K. S., Bhalla S., Bissett C., Bodasing T., Brink H., Burger A., Burton A. C., Clegg B., Dell S., Delsink A., Dickerson T., Dloniak S. M., Druce D., Frank L., Funston P., Gichohi N., Groom R., Hanekom C., Heath B., Hunter L., Deiongh H. H., Joubert C. J., Kasiki S. M., Kissui B., Knocker W., Leathem B., Lindsey P. A., Maclellan S. D., McNutt J. W., Miller S. M., Naylor S., Nel P., Ng'weno C., Nicholls K., Ogutu J. O., Okot-Omoya E., Patterson B. D., Plumptre A., Salerno J., Skinner K., Slotow R., Sogbohossou E. A., Stratford K. J., Winterbach C., Winterbach H., Polasky S., 2013: Conserving large carnivores: Dollars and fence. *Ecol. Lett.* 16, 635–641.

Peters R. P., 1974: Wolf sign: scents and space in a wide-ranging predator, PhD thesis, University of Michigan, Ann Arbor, MI.

Pilot M., Jędrzejewski W., Branicki W., Sidorowich V. E., Jędrzejewska B., Stachura K., Funk S. M., 2006: Ecological factors influence population genetic structure of European grey wolves. *Molecular Ecology*, 15(14), 4533–4553.

Pilot M., Branicki W., Jędrzejewski W., Goszczynski J., Jędrzejewska B., Dykyy I., Shkvyrya M., Tsingarska E., 2010: Phylogeographic history of grey wolves in Europe. *BMC Evolutionary Biology* 10: 104.

Pilot M., Greco C., VonHoldt B. M., Jędrzejewska B., Randi E., Jędrzejewski W., Wayne R. K., 2014: Genome-wide signatures of population bottlenecks and diversifying selection in European wolves. *Heredity*, 112, 428–442.

Pimlott D. H., Shannon J. A., Kolenosky G. B., 1969: The ecology of the timber wolf in Algonquin Park. Ontario Dept. Lands Forests Res. Rept. (Wildlife) 87: 1–92.

Primack R. B., Kindlman P., Jersáková J., 2001: Biologické principy ochrany přírody. Portál, Praha, 352 s.

Raab G. B., Woolpy J. H., Ginsburg B. E., 1967: Social relationships in a group of captive wolves. *Zoologist*, 7: 305–311.

Randi E., 2011: Genetics and conservation of wolves *Canis lupus* in Europe. *Mammal Review* 41: 99–111.

Rausch R. A., 1967: Some aspects of the population ecology of wolves, Alaska. *Amer. Zool.* 7: 253–265.

Räikkönen J., Bignert A., Mortensen P., Fernholm B., 2006: Congenital defects in a highly inbred wild wolf population (*Canis lupus*). *Mammalian Biology* 71: 65–73.

Reinhardt I., Kluth G., Nowak S., Mysłajek R. W., 2015: Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland. BfN-Skripten 398, Bonn. ISBN 978-3-89624-133-7.

Ripple W. J. et Beschta R. L., 2004: Wolves and the ecology of fear: can predation risk structure ecosystems? *BioScience* 54 (8): 755–766.

Ripple W. J., Estes J. A., Beschta R. L., Wilmers C. C., Ritchie E. G., Hebblewhite M., Wirsing A. J., 2014: Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167).

Sergio F., Caro T., Brown D., Clucas B., Hunter J., Ketchum J., McHugh K., Hiraldo F., 2008: Top predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 1–19.

Schenkel R., 1947: Expression studies of wolves. *Behaviour* 1: 81–129.

Schmitt T., 2009: Biogeographical and evolutionary importance of the European high mountain systems. *Frontiers in Zoology*, 6, 9.

Schonberger D., 1965: Observations on the reproductive biology of the wolf. *Z. Säugetierk.* 30(3): 171–178.

Smith D. W., Peterson R. O., Houston D. B., 2003: Yellowstone after wolves. *BioScience* 53: 330–340.

Šťastný K., 1966: Další vlk ulovený na severu Moravy. *Myslivost*, 1966 (4): 88–89.

Treves A. et Karanth K. U., 2003: Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conserv. Biol.* 17, 1491–1499.

Vandlíčková J., 2020: Vlci ze Šumavy nezmizeli. Loni vychovali další mlád'ata (online) [cit. 2021.03.18], dostupné z <<https://www.denik.cz/regiony/vlci-ze-sumavy-nezmizeli-loni-vychovali-dalsi-mladata-20200325.html>>.

Vilà C., Sundqvist A. K., Flagstad Ø., Seddon J., Bjørnerfeldt S., Koyola I., Casulli A., Sand H., Wabakken P., Ellegren H., 2003: Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 270: 91–97.

Waits L. P. et Paetkau D., 2005: Noninvasive genetic sampling tools for wildlife biologists: a review of applications and recommendations for accurate data collection. *Journal of Wildlife Management* 4: 1419–1433.

Wayne R. K., Lehman N., Allard M. W., Honeycutt R. L., 1992: Mitochondrial DNA variability of the gray wolf: Genetic consequences of population decline and habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 6(4), 559–569.