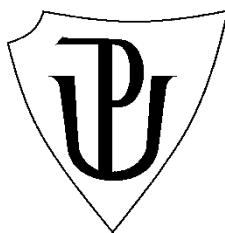


Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Vliv kalamitního kůrovcového kácení na stanoviště velkých
šelem v okrajových částech Beskyd**

Bc. Ondřej Škarka

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty v Univerzitě Palackého v Olomouci

jako součást požadavků na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: doc. RNDr. Tomáš Václavík, Ph.D.

Olomouc 2021

Prohlášení

Čestně prohlašuji, že jsem tuto práci vypracoval samostatně pod vedením doc. RNDr. Tomáše Václavíka, Ph.D. a konzultanta Mgr. Tomáše Krajčí s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci, 29. července 2021

.....

podpis

Abstrakt

Škarka O. 2021. Vliv kalamitního kůrovcového kácení na stanoviště velkých šelem v okrajových částech Beskyd. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 48 s., 13 s. příloh. Česky.

Gradující kůrovcová kalamita v České republice se nevyhnula ani naší části Západních Karpat, tvořených Moravskoslezskými Beskydy a Hostýnskovsetínskými vrchy, kde leží zájmové území této práce. Dopad této kalamity na velké šelmy, které v tomto území mají své domovské okrsky a migrační koridory, byl předpokládán, avšak nebyla známa míra tohoto vlivu. Studované území se rozkládá na 910,5 km² od Lysé Hory na východě, po okolní kopce Rusavy na západě, a pokrývá okrajové části vnějších Západních Karpat, které byly kalamitou nejvíce postiženy. Míra vlivu kalamity na vlka obecného (*Canis lupus*), rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) byla zjišťována pomocí vytvoření habitatových modelů z období před kůrovcovou kalamitou, a predikčním matematickým modelem reflektujícím stav území po kalamitě. Tyto modely vytvořené v softwaru Maxent byly vzájemně porovnány, a odhalily pokalamitní úbytek vhodného habitatu u všech tří studovaných druhů. U vlka obecného úbytek vhodného prostředí činil 56 km², u rysa ostrovida 29 km² a u medvěda hnědého 31 km² z celkové plochy území. Procentuálně tedy v celém studovaném území klesla rozloha vhodného habitatu u vlka přibližně o 6 %, z původních 40 % a u rysa s medvědem o 3 %, z původních 32 % (rys) a 26 % (medvěd). Dále byla zjišťována prostupnost krajiny pomocí analýzy Least Cost Path, která neprokázala zhoršení propustnosti území po kalamitním kácení. V programu ArcMap 10.2.2 byly zpracovány mapy vhodných habitatů a mapy ploch, kde došlo k pokalamitním změnám habitatu u jednotlivých druhů. Vlastní tříletý monitoring území nepotvrdil výskyt studovaných druhů, avšak monitoring správy CHKO Beskydy a Hnutí DUHA potvrdil jak výskyt všech tří šelem, tak věrohodnost vytvořených habitatových modelů.

Klíčová slova: habitatový model, kalamita, medvěd hnědý, prediktory, prostupnost krajiny, rys ostrovid, vlk obecný, Západní Karpaty.

Abstract

Škarka O. 2021. The effect of bark beetle salvage logging on habitats of large carnivores in the Beskydy Mountains. Diploma Thesis. Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc, 48 p., 13 p. of appendices. In Czech.

The escalating bark beetle calamity in the Czech Republic did not stay away from the Czech part of the Western Carpathians. This area is formed by Moravian-Silesian Beskydy Mountains and Hostýnskovsetínské Hills, and it also includes the study area of this thesis. The impact of the calamity on the local large carnivores was expected, as the area includes the animals' home ranges and migration corridors. However, it was not clear how significant this influence would be. The study area covers 910,5 km², from Lysá hora in the east, to the surrounding hills of Rusava town in the west, and also covers the border areas of the Outer Western Carpathians, which were the most affected by the calamity. The extent of the calamity and how it influenced the grey wolf (*Canis lupus*), the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) and the brown bear (*Ursus arctos*), was determined by creating habitat models of the period before the calamity and by creating predictive mathematical model, which reflects the state of the area after the calamity. These models created in the Maxent software were compared, and they revealed a decrease of suitable habitats for all three studied species. For the grey wolf, the area of the suitable habitat decreased by 56 km², for the Eurasian lynx by 29 km² and for the brown bear by 31 km². The area of suitable habitat in the whole study area, expressed in percent, decreased by approximately 6 % for the grey wolf (from the original 40 %), and by 3 % for both the Eurasian lynx and the brown bear (from the original 32 % and 26 %, respectively). Additionally, the study of landscape permeability, which used the Least Cost Path analysis, did not prove worsening landscape permeability after the calamity felling. Maps of the suitable habitats and maps of the areas where changes in the species' habitats appeared after the calamity were made in the ArcMap 10.2.2 software. Personal monitoring, which spread over a period of three years, did not confirm the presence of the studied species, however, the presence of all three carnivores was confirmed by the management of CHKO Beskydy and Hnutí DUHA who conduct their own monitoring, which also confirms the credibility of the habitat models.

Key words: Habitat model, Calamity, Brown bear, Predictors, Landscape Permeability, Eurasian lynx, Grey wolf, Western Carpathians.

Obsah

Seznamy tabulek, map, obrázků a grafů	viii
Použité zkratky	ix
Poděkování	x
Úvod	11
Cíle práce	12
Metody	13
Vymezení a charakteristika zájmového území	13
Historický vývoj zalesnění v zájmovém území	15
Moravskoslezské Beskydy	16
Hostýnskovsetínské vrchy	17
Poškození lesních ekosystémů	18
Biotopové preference zájmových druhů	20
Medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	20
Vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	20
Rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	21
Nálezová data a jejich validace pro habitatové analýzy	22
Data o parametrech prostředí (prediktory)	23
Habitatové modely softwaru Maxent	25
Výstupy programu Maxent	26
Úprava mapového výstupu habitatových modelů	26
Migrační koridory pomocí analýzy Least Cost Path	27
Terénní průzkum pro ověření habitatových modelů	28
Výsledky	29
Habitatové modely studovaných druhů	29
Podíly prediktorů na výsledných modelech a jejich úspěšnosti	29
Mapový výstup	30

Kvantifikace výsledků habitatových modelů	36
Prostupnost krajiny ve studovaném území.....	38
Terénní průzkum pro ověření habitatových modelů	39
Diskuze.....	40
Závěr	45
Použitá literatura	46
Přílohy	49

Seznamy tabulek, map, obrázků a grafů

Tab. 1. Validace nálezů podle hnutí DUHA.	22
Tab. 2. Prediktory použité k modelování	24
Tab. 3. Procentuální příspěvky jednotlivých prediktorů v habitatovém modelu.	29
Tab. 4. Rozdíl rozlohy vhodných a nevhodných habitatů mezi lety 2012 a 2020.	36
Tab. 5. Habitatové změny mezi lety 2012 a 2020.	37
Tab. 6. Nálezy správy CHKO Beskydy a Hnutí DUHA 2018 až 2021.	39
Mapa 1. Mapa studovaného území.....	14
Mapa 2. Habitatové modely pro rysa ostrovida (<i>Lynx lynx</i>).	30
Mapa 3. Vývoj vhodnosti habitatu rysa ostrovida (<i>Lynx lynx</i>) 2012 - 2020.	31
Mapa 4. Habitatové modely pro vlka obecného (<i>Canis lupus</i>).	32
Mapa 5. Vývoj vhodnosti habitatu vlka obecného (<i>Canis lupus</i>) 2012 - 2020.	33
Mapa 6. Habitatové modely pro medvěda hnědého (<i>Ursus arctos</i>).	34
Mapa 7. Vývoj vhodnosti habitatu medvěda hnědého (<i>Ursus arctos</i>) 2012 - 2020.	35
Mapa 8. Výsledný koridor analýzy Least Cost Path pro rysa ostrovida (<i>Lynx lynx</i>).	38
Mapa 9. Celková plocha prošlého území.	39
Obr. 1. Rozhraní softwaru Maxent.....	25
Obr. 2. Stopy a stopní dráhy velkých šelem.....	28
Graf 1. Graf současné dřevinné skladby v PLO40 (k roku 2016).....	17
Graf 2. Relativní změna vhodnosti habitatu mezi lety 2012 a 2020.	37

Použité zkratky

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR

CLC – Corine Land Cover

DMR – digitální model reliéfu

CHKO – chráněná krajinná oblast

NDOP – nálezová databáze ochrany přírody

OPRL – oblastní plán rozvoje lesa

PLO – přírodní lesní oblast

Poděkování

Nejprve bych rád poděkoval mému vedoucímu práce doc. RNDr. Tomáši Václavíkovi, Ph.D., konzultantovi práce Mgr. Tomáši Krajčovi a mým rodičům za vřelou podporu během celého studia.

Dále bych chtěl poděkovat za poskytnutá data Agentuře ochrany přírody a krajiny ČR a Úřadu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. Díky též patří RNDr. Daně Bartošové ze správy CHKO Beskydy za věcnou konzultaci problematiky velkých šelem, Bc. Marcele Tesařové za konzultaci mapového výstupu a Bc. Kristýně Drejslové za korekturu textu a trpělivost.

V Olomouci, 25. července 2021

Úvod

V posledních několika letech došlo v oblasti Beskyd k viditelné proměně, která byla tvořena zejména zvětšujícími se plochami uschlých smrčín a následně značným úbytkem, respektive odtěžením, těchto poškozených lesních porostů. Zdejší přítomnost a působení kůrovce, lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*, Linnaeus) a jeho příbuznými druhy, stejně jako na zbylém území naší země, se nedá vyvrátit. Beskydy však dnes nejsou ovlivňovány pouze lýkožroutem; významná je také přítomnost velkých šelem, které se zde unikátně vyskytují. Pouze zde se totiž na jednom místě setkáváme s vlkem, rysem i medvědem naráz. Právě tyto tři velké šelmy obývají území vnějších Západních Karpat, a proto byla část této oblasti vybrána jako zájmové území této práce. Nejhojnější šelmou je zde bezesporu rys ostrovid (*Lynx lynx*), jehož přítomnost je už po víc jak dvě desetiletí sledována a jako jediná šelma se v tomto území aktivně rozmnožuje. Vlk obecný (*Canis lupus*) je zde taktéž početně zastoupen, avšak v posledních letech jeho čísla nepravidelně kolísají. Spíše než ve smečkách se zde vlk vyskytuje samotářsky a často přichází až z polských Slezských Beskyd. Medvěd hnědý (*Ursus arctos*) je primárně zimním návštěvníkem ze slovenských Javorníků (CHKO Kysuce) a jeho přítomnost je rok od roku častější.

Funkce těchto velkých šelem v ekosystému je z dnešního pohledu nezpochybnitelná. Jakožto vrcholoví predátoři na přední příčce potravního řetězce pomáhají redukovat stavy velkých býložravců, tvořené převážně spárkatou zvěří (Find'o 2002). Ta, přítomna ve vysokých stavech, silně ovlivňuje lesní ekosystém ohryzem, loupáním a zejména okusem terminálního vrcholu v mladých lesních kulturách (Jelinek 2007). Nejvíce se poškození okusem projevuje na čerstvě osázených holinách, kterých po kůrovcové kalamitě velkoplošně přibýlo.

Při terénním monitoringu se tedy zanedlouho vynořily otázky: bude mít na přítomné velké šelmy kůrovcová kalamita nějaký vliv? A pokud ano, do jaké míry bude změněno jejich prostředí? Při hledání odpovědí, jak tento vliv odhalit a změřit, se jako nejlepší metoda jeví použití habitatových modelů, které by mohly odhalit změnu celkové plochy vhodného prostředí velkých šelem. Na základě předchozích zkušeností s habitatovými analýzami je zapotřebí nejen správně zvolit kombinaci parametrů prostředí pro modelování, ale také znát historické souvislosti území a biologii zájmových druhů které jsou blíže popsány v metodice.

Cíle práce

- I. Vytvořit habitatové analýzy pro vlka obecného (*Canis lupus*), rysa ostrovida (*Lynx lynx*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) v zájmovém území z období před (2012) a po kalamitním kácení (2020), a zjistit možný vliv kůrovcové kalamity na vhodný habitat těchto zájmových druhů.
- II. Analýzou Least Cost Path zjistit možný vliv kůrovcové kalamity na průchodnost krajiny v zájmovém území
- III. Ověřit přesnost analýz na datech pořízených v terénu.

Metody

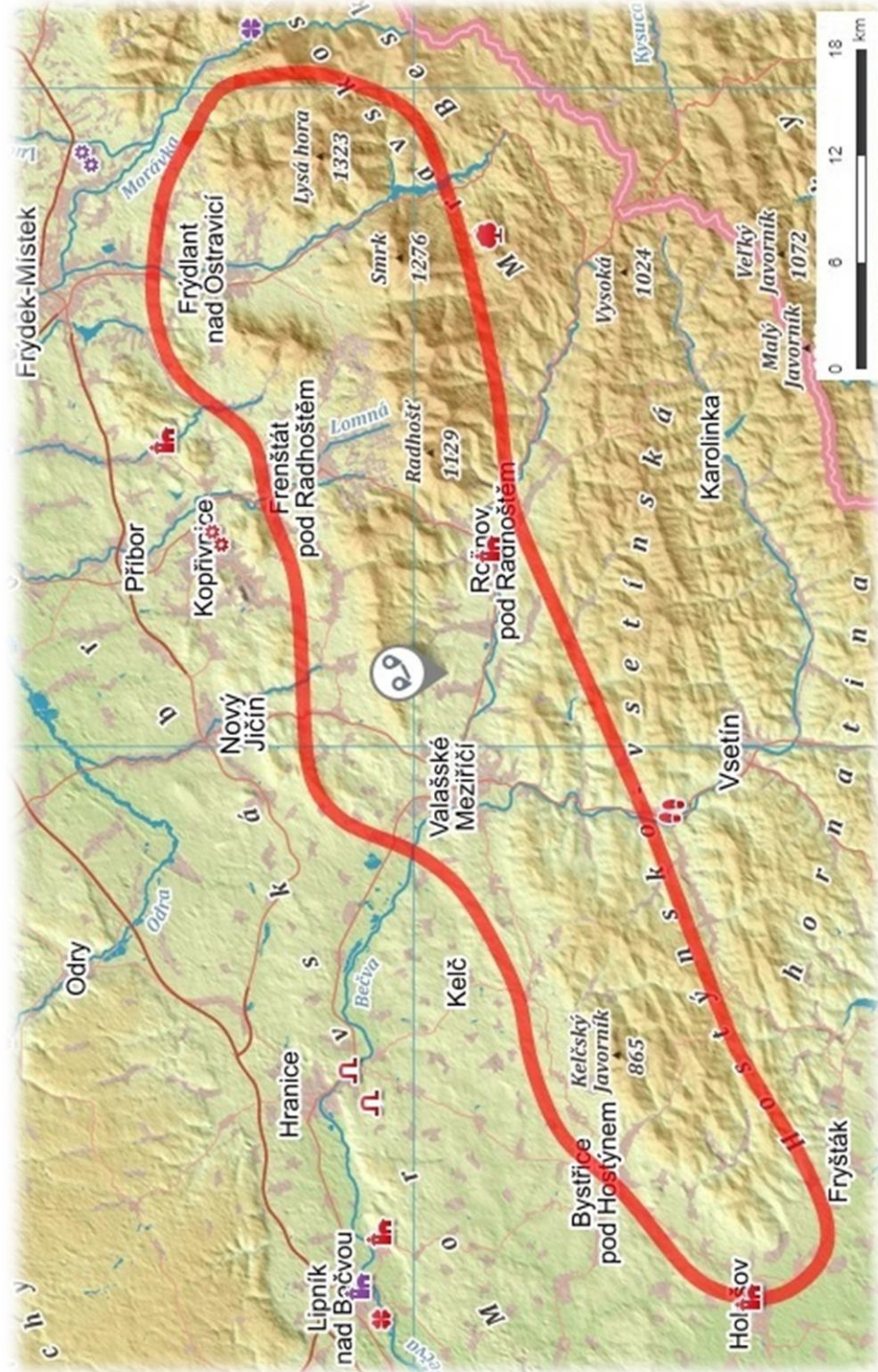
Vymezení a charakteristika zájmového území

Zájmové území se nachází v okrajové části Západních Karpat a to částečně v Moravskoslezském a Zlínském kraji, kde jeho rozloha činí 910,5 km² (Mapa 1). Toto území je z východní poloviny tvořeno Moravskoslezskými Beskydy a ze západní poloviny Hostýnsko - vsetínskou hornatinou, kde mezi těmito celky prochází údolí řeky Rožnovské Bečvy. Volba tohoto zájmového území v okrajové části Západních Karpat byla odůvodněna několika faktory. Nejprve to byla kontinuální existence výskytu všech třech studovaných velkých šelem. Dalším faktorem je námi studovaná zvýšená těžba kůrovcem napadeného lesního porostu, a v neposlední řadě je to kombinace území spadajícího pod velkoplošně chráněnou oblast (CHKO Beskydy) a oblast bez územní ochrany (Hostýnsko-vsetínská hornatina). Toto zvolené území bylo dále nastaveno 2km bufferem pro snížení okrajového efektu plánovaných analýz.

Nejvyšším bodem v zájmovém území je vrchol Lysé Hory (1323 m n. m.) a nejnižším místem je koryto řeky Bečvy u Lhotky nad Bečvou (220 m n. m.). Území prochází pěti okresy: Frýdek-Místek, Nový Jičín, Vsetín, Kroměříž a Zlín. Řeky v území spadají pod povodí dvou řek: Moravy a Odry. Nejvýznamnější vodní toky v zájmovém území jsou Rožnovská a Vsetínská Bečva, Juhyně, Ostravice, Čeladenka a Lubina. Do území zasahuje i část vodní nádrže Šance. Z hlediska sídel se v území nachází města s nejvíce dvaadvaceti tisíci obyvateli (Valašské Meziříčí) a jsou to od západu k východu město Holešov, Bystřice pod Hostýnem, Valašské Meziříčí, Rožnov pod Radhoštěm, Frenštát pod Radhoštěm a Frýdlant nad Ostravicí. Značná část sídel však leží ve dvoukilometrovém bufferu území. Celé území patří do geomorfologické provincie Západní Karpaty a do soustavy Vnější Západní Karpaty tvořené charakteristickými nestabilními příkrovovými hřbety Magurského a vnějšího flyšového pásma. Horská pásma v Moravskoslezských Beskydech si udržují typický S–J směr a na Valašsku V–Z směr. Výškové rozdíly reliéfu způsobily rozvoj hlubinného ploužení skalních hornin, které se projevilo vytvořením skalních stupňů, rozevřených puklin a pseudokrasových jeskyní (zřetelné např. na Radhošťském hřbetu).

Dle Quitova klimatického členění (1971) celé území spadá převážně pod chladnou klimatickou oblast (CH6 a CH7), v menší míře také do oblasti mírně teplé (MT2), a roční

průměrné teploty se pohybují od 8°C v nejnižších polohách území až po 4,8°C na Lysé Hoře.(Mackovčín a Jatiová 2002; Weissmanová et al. 2004)



Mapa 1. Mapa studovaného území. Mapový podklad: <https://mapy.cz/> (2021)

Historický vývoj zalesnění v zájmovém území

Dle OPRL PLO 40 a 41 se oblast Beskyd a Podbeskydské pahorkatiny v období posledního kontinentálního zalednění charakterizovala podobou severské tundry se zástupci modřinolimbového vegetačního pásu (*Larix - Pinus cembra*) – modřínem, limbou, klečí a místy i borovicí a břízou. Po ústupu kontinentálního ledovce se během boreálu rozšířil od východu do vyšších poloh smrk, jakožto hlavní představitel smrkového vegetačního pásu (*Picea*). V nižších polohách se do borové tajgy rozšířila líska, která představuje zástupce vegetačního pásu smíšeného listnatého lesa (*Quercus - Tilia - Acer*). V období atlantika došlo k invazi vegetačního pásu (*Quercus - Tilia - Acer*), kdy byly nižší polohy obsazeny duby, jilmy, lípami a javory. Z horských poloh se dále rozšířil smrk a vytvořil tím ve středních polohách a na zamokřených místech dubo-smrkový vegetační stupeň. Během dalšího vývoje v epiatlantiku došlo k další mohutné invazi vegetačního pásu bukojedlového (*Fagus - Abies*), který se vklínil mezi vegetační pásy *Quercus - Tilia - Acer* a *Picea*. Byla tak vytvořena přibližně stejná vegetační stupňovitost, jaká je známa ze současnosti. V této době se v oblasti objevil také jasan a habr. Vegetační pás *Fagus - Abies* se ještě více rozšířil hlavně díky příznivému klimatu subatlantika. K prvnímu ovlivnění člověkem dochází už v subboreálu, ale až v subrecentu je jeho vliv výraznější.

Počátky zásahů do těchto lesních porostů se datují do první poloviny 14. století, kdy celá oblast patřila k pohraničním hvozdům mezi Českým a Uherským královstvím. První významný vliv na lesy měla až valašská kolonizace z druhé poloviny 15. století, která postupovala od hřbetů hor do údolí a byla pro les první etapou silného odlesňování a pastvy dobytka v něm. Druhá etapa odlesňování, která probíhala od konce 17. století do roku 1850, znamenala pro les snížení jeho výměry na pouhých 20 % původní plochy. Během této doby vznikala infrastruktura pro těžbu a přesun dřeva, sklárny, hamry a z dnešního pohledu provozy dřevozpracujícího průmyslu, které měly hlavní trh na Hané. Během třetí etapy docházelo k vyvazování služebností a arondacích majetků (scelování). Započalo znovu zalesňování opuštěných lesních pozemků sadbou i přirozenou obnovou (hlavně BK i JDBK porosty). V lese bylo běžné polaření a hrabání steliva. Ve čtvrté etapě od počátku 20. století končí volná plávka dřeva po řekách a místy dochází k obrovským přetěžbám a následnému velkému zalesňování, které bylo plošně tvořeno hlavně smrkem. Do roku 1930 se nadále silně polařilo (brambory, kmín, lesní žito). Vzniká stabilní odbyt dřeva a les se obhospodařuje maloplošně, se snahou udržovat přirozenou obnovu a zastoupení jedle a buku.

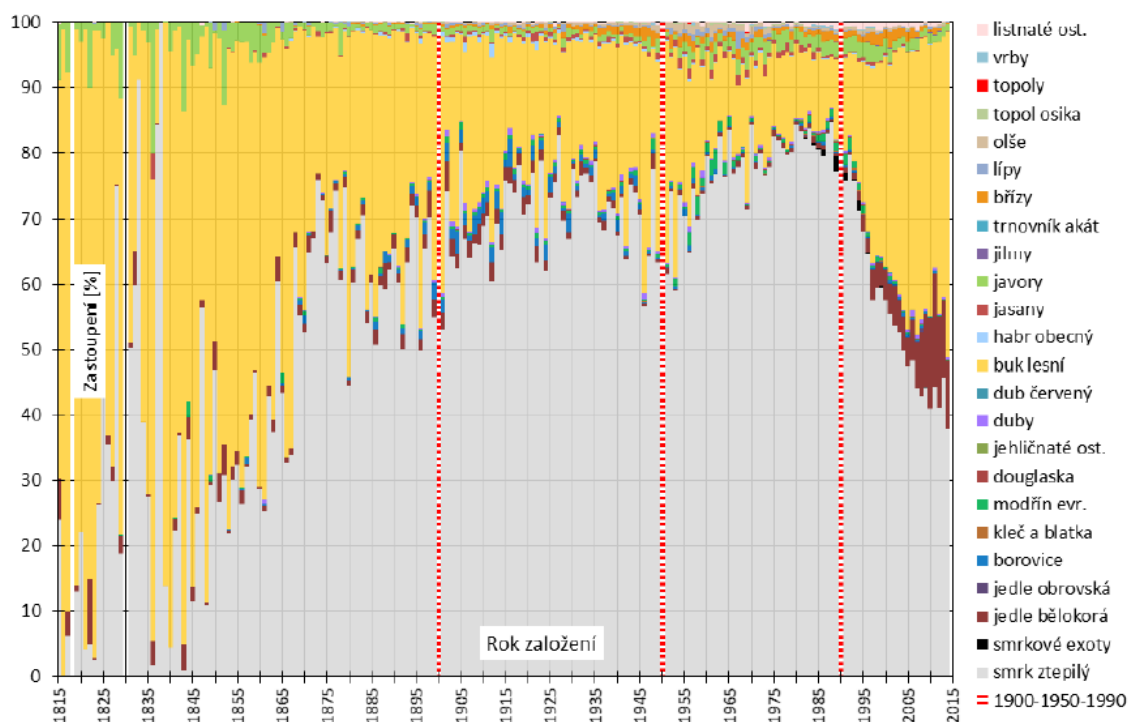
Po druhé světové válce stát obhospodařuje velkou výměru lesů, která na konci 20. století z velké části opět přechází do rukou fyzických osob. Projevují se zvýšené škody hnilobami na zalesněných, dříve zemědělských, půdách. V 80. letech téměř zanikají typické březové háje charakteristické pro Valašsko celých 200 let. V současnosti se tato oblast potýká s dalším problémem, který se skládá z kombinace aktuálních podmínek prostředí a historických rozhodnutí, které přispěly k vzniku kůrovcové kalamity, která je hlavním předmětem této práce. Jelikož jednotlivé přírodní lesní oblasti prodělaly rozdílný vývoj lidského vlivu na ně, budou tyto souvislosti popsány jednotlivě.

Moravskoslezské Beskydy

Jedním z klíčových krajinnotvorných procesů se bezesporu stala již dříve zmiňovaná valašská kolonizace, která započala na konci 15. století. Během ní byly využívány pro pastvu ovcí a dobytka zvláště ploché hřebeny ve vyšších polohách hornatin a vrchovin. S tím byla spojena přeměna velkých ploch lesa na pastviny. Od 16. století jsou v nižších polohách zakládány železné a sklářské hutě, které pro svůj provoz potřebují další těžbu dřeva, která probíhá formou toulavé seči. V 17. století dochází k silnému narušení hospodářského rozvoje v oblasti díky opakovaným vpádům uherských povstalců a Tatarů. Koncem 18. stol. a během 19. stol. opět dochází k rozvoji hutí, omezování salašnictví a zdokonaluje se systém vodní plávky dřeva (řeka Ostravice, Bečva, Čeladenka, Bílá, Černá). Další rozvoj je však na úkor přetěžování lesních porostů hlavně v nižších polohách. V tomto období také dochází k ukončení toulavé těžby v území, je prováděno velkoplošné odvodňování, jsou vypracovány první hospodářské plány, zavádějí se výchovné zásahy a začíná se se zalesňováním plnosíjí smrkovým semenem. K vysévání sloužily autochtonní semena sesbírané z šišek, avšak po roce 1930 byl k výsadbě použit materiál sesbíraný z porostů z nadmořských výšek pod 900 m n. m. z Rakouska. Začalo se také se sadbou a to nejprve přesazováním semenáčků z přehoustlých sjíjí. Takové sadby se prováděly s hustotou až 10 000 sazenic na hektar s vysokými ztrátami. Doplňkovými dřevinami při sjijí byl také javor, borovice a modřín. Při sadbách byl však sázen výlučně smrk, jehož zastoupení se zvýšilo z původních 45 – 65 % v roce 1880, na 70 – 78 % na začátku 20. stol. Další zastoupené dřeviny procentuálně ustupovaly smrku, jako např. jedle, z původních 25 % na 13 – 15 %, a buk z 30 % na 15 %. Zastoupení jedle se následně dále snižovalo a to před 2. sv. válkou až na

8 %, a v 60. letech na 2 – 4 %. V současnosti roste na pouhé 2 %. Naopak buk mírně posílil a dosahuje kolem 20 %.

Současně jehličnany tvoří 72 % lesního porostu, z toho smrk 68 %, jedle 2 %, a ostatní jehličnany jsou zastoupeny méně než 1 %. Listnáče tvoří 27 % porostu, z toho buk 23 %, javory 1,5 % a ostatní listnáče jsou zastoupeny méně než 1 %. Přibližně 1 % plochy je tvořena holinou (stav k roku 2015) (OPRL PLO40).



Graf 1. Graf současné dřevinné skladby v PLO40 (k roku 2016) podle jednotlivých let založení porostu 1815 – 2015. (OPRL PLO40)

Hostýnskovsetínské vrchy

Oblast Hostýnskovsetínských vrchů (PLO41) měla až do 17. stol. podobný vývoj jako okolní oblasti Beskyd a Javorníků. Od druhé poloviny tohoto století však majetek přechází do rukou několika šlechtických rodů, které hospodařily jinak, než tomu bylo v PLO40 (Moravskoslezské Beskydy) který byl převážně v majetku církve a Habsbursko-Lotrinského rodu.

Dle nejstarších záznamů ze 17. stol. se v této oblasti píše pouze o dvou zastoupených dřevinách a to o jedli a buku (urbár z r. 1666). Další prameny z té doby uvádějí vždy převahu jedle na bukem, v Holešovské oblasti je jedle a buk zastoupen z 97 %, a také Josefský katastr uvádí převahu jedle nad bukem a smrkem do 10 %. Vysoké

zastoupení jedle je vysvětlováno výrazným snižováním zastoupení buku v období vrcholného středověku, kdy se běžně pásli dobytek na bukvicích a bukové dřevo se využívalo ve výrobě skla a dřevěného uhlí. V původních pralesovitých porostech však jedle nepřesahovala zastoupením 25 – 40 %. Na začátku 19. stol. se začala stejně jako v Beskydech využívat umělá obnova s jíjí smrkem a modřínem, a v následujících letech dále rostlo zastoupení smrkového semene, které bylo sbíráno jak lokálně, tak nakupováno ve Velkých Losinách tamního jesenického původu. V západní části PLO41 byl vývoj mírně odlišný, jelikož zde rostly výhradně listnaté lesy se dřevinnou skladbou dubu, habru, břízy, olše a buku, který však byl taktéž silně těžben. Koncem 19. stol. zde stejnou měrou dochází k obměně dřevinné skladby v důsledku intenzivních těžeb. Na přelomu století se na Vsetínsku vysazoval z 83 % smrk, 14 % jedle, 1 % borovice, buk, ale i jedle, se však udržovala v porostech hlavně přirozenou cestou. Postupná lavinová výsadba smrku znamenala vysokou spotřebu semene, které se díky nedostatkům z vlastních zdrojů nakupovalo v Jeseníkách a dále v Rakouských Tyrolech a Štýrsku. Začátkem 20. stol. je na Rožnovsku zastoupení smrku již 77 %, jedle už jen 5 %, buk 14 % a borovice s modřínem 1 %. Vysazuje se smrk beskydský (z Ostravice) a tatranský, modřín je hranický. Zastoupení dřevin v 60. letech 20. stol. má u smrku stále stoupající trend na 78,5 %, jedle klesá na 3,8 %, borovice s modřínem mají 2 %, a buk se drží s necelými 14 %.

Současné zastoupení dřevin je 60 % smrk, 17 % buk, 5 % jedle, 5 % borovice, 3 % habr, 3 % dub, 2 % modřín, a ostatní dřeviny jsou zastoupeny 1 %. V Hostýnskovsetínských vrších je pravděpodobně nejvyšší zastoupení jedle v celé ČR a to 5,3 %, převážně ve východní části PLO kde dosahuje až 10% zastoupení ve smíšených porostech se smrkem a bukem (OPRL PLO41)

Poškození lesních ekosystémů

Abiotické a biotické faktory měly odjakživa vliv na stav lesních ekosystémů. Od počátku 19. stol. se k těmto faktorům výrazně řadí také činnost člověka. Lidské hospodaření v lesích šlo ovšem často naproti škodám, které byly způsobeny abiotickými faktory (větrné polomy, sníh, imise) nebo biotickými faktory (hmyzí škůdci, lesní zvěř). Proto je třeba uvést souvislosti vlivu člověka na poškození lesního ekosystému.

Jedním z nejzávažnějším faktorem lidské činnosti v oblasti byl kontinuální nárůst imisí. Od začátku 20. stol. byla nejvýznamnějším plošným zdrojem emisí Ostravsko-

karvinská aglomerace, kde se objevují první zmínky o tzv. kouřových škodách, v bezprostřední blízkosti průmyslových podniků. Avšak výrazněji se začal růst emisí projevovat až v polovině 60. let, kdy jednak dochází k prudkému rozvoji poválečného průmyslu a hutní výroby, ale především je to změna přístupu ochrany ovzduší. Jednalo se o tzv. strategii vysokých komínů, které měly ulehčit nejvíce zasaženému okolí průmyslových center, zato však umožnily přenos emisí na velmi velké vzdálenosti. Druhým faktorem byla nová technologie odlučování prachových částic, která ale výrazně zvyšovala kyselost emisí. Celé situaci nepomohlo ani masivní využívání hnědého uhlí v lokálních topeništích, které obsahovalo až 20 % síry. Celá oblast tak byla pod velkým tlakem emisí lidské činnosti z celého regionu. K nejvýznamnějšímu projevu tohoto vlivu došlo v noci z 31. prosince 1978 na 1. ledna 1979, kdy teplota vzduchu poklesla o 28,3° C (stanice ČHMÚ Lysá Hora). Nejrozsáhleji zasažené byly smrkové a bukové porosty v pásmu 700 - 900 m n. m. Touto kalamitou bylo poškozeno 2 700 ha se zásobou 1 413 000 m³ dřeva a předpokládanou vzniklou holinou 2 550 ha. Charakteristické pro tuto nejdramatičtější kalamitu je skutečnost, že nedošlo k poškození pouze svahů přivráceným ke zdrojům emisí, ale i porostů v tzv. zadních horách v inverzní vzduchové hladině mezi 700 a 900 m n. m. Nejrozsáhlejším problémem imisní kalamity se stalo rozsáhlé odrůstání pěstovaných kultur na velkoplošných kalamitních holinách. Díky extrémní kyselosti, která byla zjištěna z 3800 půdních vzorků, dosahovaly ztráty na zalesnění v celém území 70 - 90 %. Na základě odebraných vzorků bylo rozhodnuto o leteckém vápnění celkem 2 390 ha holin mletým dolomitovým vápencem. Toto vápnění bylo provedeno v letech 1983 - 1988 tak, že každá lokalita byla vápněna 3× vždy v dvouletém intervalu dávkou 3 t/ha. Toto vápnění sice pomohlo na některých místech zvýšit hodnotu pH až o několik desetín, avšak během několika let se vyrovnalo pH na původní hodnoty před vápněním. Zásadní změnu v produkci emisí hrály v 90. letech změna technologie odlučování síry z největších zdrojů a dramatický pokles objemu výroby těžkého průmyslu (OPRL PLO40).

K dalším faktorům ovlivňující stav lesních ekosystémů bezesporu patří listožraví škůdci, nízké teploty a lesní zvěř, které však až na kůrovce, v této oblasti nikdy nevygradovaly do stavu kalamity.

Biotopové preference zájmových druhů

Medvěd hnědý (Ursus arctos)

Medvěd hnědý je velice adaptabilní a ve srovnání s ostatními druhy medvědů vyhledává široké spektrum biotopů. Obývá jak listnaté, tak jehličnaté lesy, bezlesá stanoviště, arktickou lesotundru a tundru, alpínskou tundru, polopouště i pouště. V některých částech areálu žije sympatricky s ostatními druhy medvědů. Vyskytuje se ve stanovištích od úrovně moře až nad horní hranici lesa vysokých hor. Nejvýše byl nalezen ve výšce 5 800 m n. m. Na řadě míst Evropy, včetně Západních Karpat, preferují medvědi hlavně lesní biotopy. Je zde však podezření, že je tato preference lesních stanovišť způsobena díky silnému antropogennímu tlaku, který často nedovoluje setrvání medvědů na nelesních otevřených stanovištích (Kutal a Suchomel 2014).

Medvěd hnědý byl ve středověku na území dnešní ČR široce rozšířen. Díky lovu byl však v průběhu 19. stol. vyhuben, poslední jedinci se vyskytovali v Beskydech. V minulosti se medvěd vyskytoval ve všech pohraničních horách i na mnoha jiných místech země, např. na Křivoklátsku, v Brdech a na Českomoravské vrchovině (Anděl et al. 2010).

V Moravskoslezských Beskydech vyhledávají medvědi zejména pralesovité porosty v odlehlejších částech hor, odkud se vydávají za potravou do širokého okolí. Při hledání potravy dochází nejčastěji v horských osadách i intravilánech obcí k nechtěným setkáním s člověkem. Výsledky detailního hodnocení vlivu faktorů prostředí na rozšíření velkých šelem ukazují, že v Západních Karpatech nemá medvěd hnědý vyhraněné nároky na svůj habitat. Hlavními podmínkami jeho výskytu jsou především dostatečná potravní nabídka, přiměřené množství úkrytů a konektivita vhodného prostředí (Kutal a Suchomel 2014).

Vlk obecný (Canis lupus)

Velká přizpůsobivost vlka značně vysvětluje světový areál tohoto druhu, který se táhne od semiaridních oblastí, přes různé typy lesů až po arktickou tundru. Rozšíření vlka v Evropě dokazuje, že je v tomto ohledu generalista a poměrně dobře se dokáže přizpůsobit široké škále biotopů. Podrobná habitatová analýza provedená v Polsku ukázala, že vlci nadále preferují lesnaté oblasti, mokřady využívají zhruba ve stejném poměru s ohledem na jejich procentuální zastoupení, mírně se vyhýbají loukám a silněji

se vyhýbají orné půdě a lidské zástavbě. Pravděpodobnost jejich výskytu také klesala se vzrůstající hustotou silnic a zvyšovala se s rostoucím počtem kopytníků. Stejně trendy byly zaznamenány v řadě dalších studií v Evropě a Severní Americe. K nalezení vhodného biotopu jsou vlci schopni překonávat stovky kilometrů i v hustě osídlené krajině, jak také bylo zdokumentováno v zahraničí, jedinci využívali silnice, železnice nebo dráty vysokého napětí jako migrační koridory.

Historicky se na území dnešní ČR vlk vyskytoval ve středověku nehojně, údaje o jeho rozšíření a početnosti nejsou kompletní. Pravděpodobně největšího počtu jedinců dosahovala populace vlka v 17. stol., avšak stejně jako u všech tří velkých šelem, byl systematicky loven, poslední zastřelený vlk se datuje do roku 1825. V oblasti Beskyd však výskyt vlků nebyl přerušen až do roku 1914. Návrat vlčích jedinců nastal až po roce 1947, ale jeho výskyt byl spíše občasný. Většího rozvoje zaznamenal až v posledních letech, avšak populace vlka v Česku je stále závislá na migrujících jedincích z Polska, Německa a Slovenska (Anděl et al. 2010; Kutal a Suchomel 2014).

Rys ostrovid (*Lynx lynx*)

Rys se řadí k typickým obyvatelům lesů, v rámci svého euroasijského areálu však osidluje také nezalesněné oblasti. V severních oblastech obývá tundru, ve střední Asii polopouštní biotopy kde také žije nad horní hranicí lesa. Alpští rysí preferují lesy v příkrých svazích v nejvyšších polohách, kde nejsou rušeni lidmi. Lesnatost je tedy důležitým faktorem pro trvalý výskyt rysa, avšak neméně podstatné je množství kořisti (Kutal 2009) a lidské aktivity. Červený et al. (2006a) uvádějí, že vhodné biotopy kde se mohou rysí jedinci u nás dočasně vyskytovat, leží téměř ve všech oblastech s lesnatostí 30 - 50 %. Pro stálé a rozmnožující se populace jsou však vhodné pouze horské oblasti s lesnatostí vyšší než 50 % (Kutal a Suchomel 2014).

K odpočinku rys vyhledává klidná odlehlá místa s velkým množstvím členitého terénu, jako např. skalnaté výběžky, skalní sruby, balvanové pole a jiná místa poskytující dostatečný úkryt. Habitat rysa se podle práce Maye et al. (2008) překrývá s habitatem vlka i medvěda, avšak s vlkem je podobnost největší. Rys si ale vybírá členitější terén a jiná místa využívá i pro lov. Během migrace se nároky na lesní prostředí u rysa výrazně snižují, přesto však zůstává i v tomto období silně vázán na prostředí s vysokou mírou lesnatosti, a to nejvíce ze všech tří druhů velkých šelem na našem území (Anděl et al. 2010).

Nálezová data a jejich validace pro habitatové analýzy

K práci byla využita data od několika poskytovatelů. Nálezová data o výskytu velkých šelem na celém území CHKO Beskydy i mimo něj spadají pod nálezovou databázi ochrany přírody (NDOP), a byla poskytnuta Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR (dále jen AOPK). V tomto datasetu jsou zaznamenány všechny druhy nálezů jak Správy CHKO Beskydy, tak hnutí DUHA i laické veřejnosti, a bylo tedy zapotřebí tento dataset zvalidovat do potřebné podoby na základě několika kritérií.

I. kritériem bylo odebrání nálezových dat starších deseti let, tak aby model obsahoval nálezy pouze v rozmezí let 2008 a 2018, a nebyl významně ovlivněn historickými nálezy. Časová hranice do roku 2018 byla zvolena z důvodu nízké míry mechanického zpracování kalamity, která se po tomto roce významně zvýšila.

II. podmínkou bylo odebrání nálezů laické veřejnosti a anonymní nálezy. Tím se zabránilo možnému ovlivnění zaměněnými nálezy jinými druhy živočichů.

III. kritériem byla validace dat podle **SCALP** - Status and Conservation of Alpine Lynx Population (Molinari-Jobin et al. 2012) upravená hnutím DUHA pro potřeby stopování nejen rysa, ale také vlka a medvěda (v tabulce níže), kdy byly dodatečně z nálezového datasetu vyjmuty nálezy třídy C3 (Kutal et al. 2014).

Tab. 1. Validace nálezů podle hnutí DUHA (Kutal et al. 2014).

Hodnota nálezu	Typ dat
C1 - tvrdá data: získaná vyškolenými mapovateli nebo důvěryhodnými osobami	Mrtvá těla zvířat nebo jejich část, chycení nebo reintrodukovaní jedinci, fotografie jedinců a genetické analýzy vzorku trusu, moči nebo srsti, prokazující druhovou identitu.
C2a – objektivní data: získaná vyškolenými mapovateli nebo důvěryhodnými osobami, které jsou dostatečně a věrohodně zdokumentované a lze u nich vyloučit záměnu s jiným druhem	Zbytky kořisti velkých šelem, fotografie série stop nebo stopních drah rysa a medvěda, fotografie nebo vzorky trusu, zvukový záznam hlasových projevů.
C2b – subjektivní data	Všechny objektivní a tvrdá verifikovatelná data (C1–C2) získaná z řad veřejnosti (nelze ověřit jejich původ), věrohodné fotografie stopních drah vlka v kombinaci s dalšími příznivými okolnostmi, kdy lze stopy stěžít zaměnit se psy a jsou získané vyškolenými mapovateli nebo důvěryhodnými osobami; nezdokumentovaná

C3 – nedostatečná data	přímá pozorování, trus, stopy, hlasové projevy všech velkých šelem získaná od vyškolených mapovatelů a důvěryhodných osob.
	Nezřetelné fotografie velkých šelem, jejich stop, trusu, nezřetelné nahrávky hlasových projevů nebo nejednoznačné vzorky trusu, nezdokumentovaná přímá pozorování, trus, hlasové projevy, stopy všech velkých šelem získaná z řad veřejnosti.

Výsledkem validace nálezových dat bylo ustálení počtu nálezů v zájmovém území u rysa ostrovida na **516** záznamů, u vlka obecného na **90** záznamů a u medvěda hnědého na **33** záznamů, ze kterých byly habitatové modely vytvořeny. Tyto záznamy byly upraveny v programu ArcMap do podoby .csv tabulky, která obsahovala pouze GPS informaci ke každému nálezu.

Data o parametrech prostředí (prediktory)

Pro tvorbu habitatových prediktorů byly použity tyto zdroje dat. Mapy zastavěného území a vegetační mapy z let 2012 a 2018 pocházejí z webového portálu Copernicus (<https://land.copernicus.eu/>), který spadá pod pozorovací program země Evropské Unie (European Union's Earth observation programme) a tyto data jsou poskytována zadarmo. Ze stejného zdroje je také mapa pokryvu území – Corine Land Cover 2018 (CLC). Mapy komunikací a další infrastruktury pocházejí z Open Street Map (2020) a jsou taktéž volně stažitelné. Pro potřeby výpočtu svažitosti byly využity data přímo z portálu ArcGIS Online (DMR 5G). Mapy kůrovcových holin byly za poplatek poskytnuty Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů (dále jen ÚHUL) a obsahují lokality kalamitních těžeb mezi lety 2018 a 2020. Tyto data byla použita pro aktualizaci satelitní vegetační mapy od Copernicus z roku 2018.

Z výše uvedených zdrojových dat bylo vytvořeno celkem **7** prediktorů pro tvorbu habitatových modelů (Tab. 2; Příloha 1, Obr. 1.). Prediktor hustoty stromů, svažitosti a krajinného pokryvu zastupují tzv. environmentální faktory, zbylé prediktory hustoty zástavby a faktor komunikací tzv. faktory antropogenního rušení (Anděl et al. 2010). Prediktory byly vytvořeny v rastroch o velikosti pixelu 50×50 m a pro použití v softwaru Maxent uloženy v ASCII formátu (.asc).

Tab. 2. Prediktory použité k modelování

Prediktor	Typ dat	Rozmezí	Popis prediktoru
Hustota stromů z roku 2012	kontinuální	0–100 %	Hustota stromů na pixel.
Hustota stromů z roku 2020	kontinuální	0–100 %	Aktuální hustota stromů na pixel zpřesněná vrstvou kůrovcových holin.
Svažitost	kontinuální	0–40°	Sklonitost svahů.
Krajinný pokryv	kategoriální	1–8	Zástavba, vodní plocha, komunikace, důl / skládka, park / sport, venkov, pole/louka, les
Hustota zástavby z roku 2012	kontinuální	0–100 %	Hustota staveb na pixel.
Hustota zástavby z roku 2018	kontinuální	0–100 %	Aktuální hustota staveb na pixel.
Faktor komunikací	kontinuální	0–1	Vyjádřeno kernelovskou hustotou komunikací váženou intenzitou jejich zátěže a vlivem do 1 km.

Prediktor hustoty stromů a hustoty zástavby byl vytvořen ve dvou verzích a to pro potřeby srovnání minulého stavu s tím současným. První verze pochází z roku 2012 a charakterizuje stav před kalamitním kácením lesů. Druhá verze je stav aktuální ke konci roku 2020, kde je kombinována mapa hustoty lesních porostů z roku 2018 a dále je upřesněna mapou kůrovcových holin z let 2018–2020.

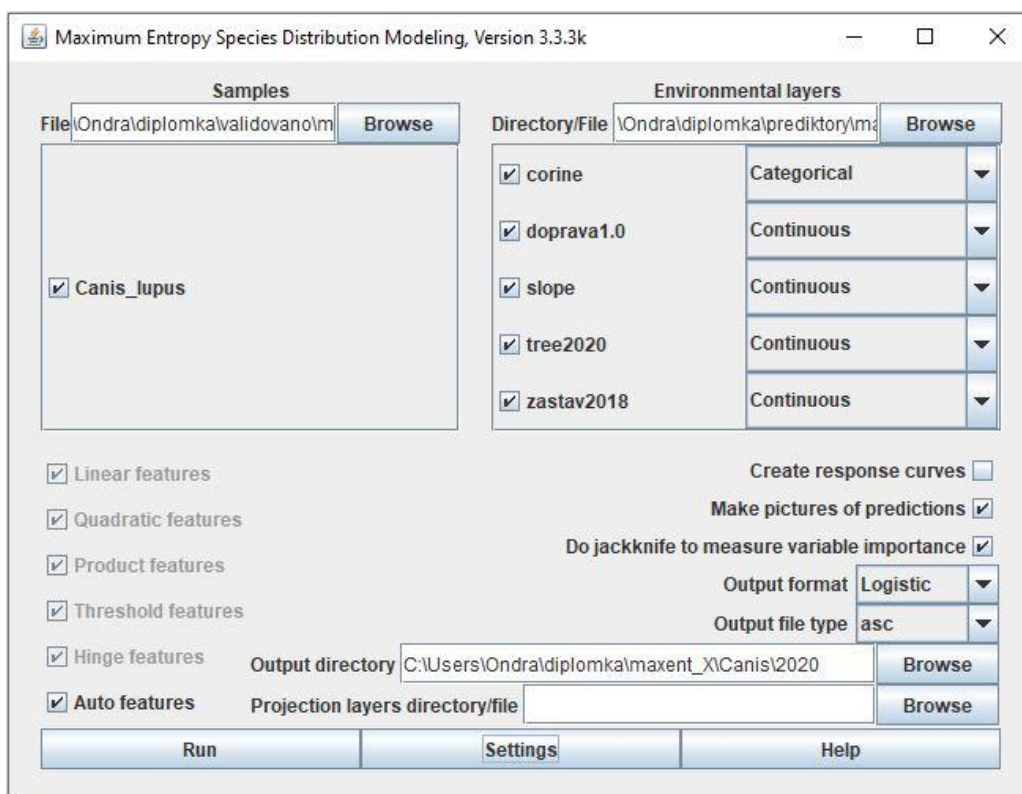
U prediktoru hustoty zástavby se předpokládal v tomto rozmezí let taktéž vývoj a byla proto vytvořena varianta pro rok 2012 a následně i pro 2018, která vychází z nejaktuálnější podoby poskytovaných dat.

První sada prediktorů odráží stav před kůrovcovou kalamitou a druhá sada parametrů prostředí reflektující stav po kalamitě byla aplikována na matematický model vycházející z předchozího (výchozího) stavu.

Habitatové modely softwaru Maxent

K tvorbě habitatových modelů byl zvolen populární open source Java software Maxent (Phillips et al. 2018), který pracuje na základě použití georeferencovaných nálezových dat zkoumaných druhů a zvolených prediktorů. Jeho cílem je namodelovat distribuci druhu tak, aby bylo respektováno rozložení hodnot celého území i preference druhu k určitému rozmezí hodnot prediktoru (Špáníková 2018; Elith et al. 2011).

Algoritmus Maxentu funguje na základě tzv. maximalizace entropie v geografickém prostoru a minimalizace entropie v environmentálním prostoru (Merow et al. 2013). Předpokládáme, že pro každý pixel v prostoru platí na základě principu maximální entropie v geografickém prostoru stejná pravděpodobnost výskytu druhu. Považujeme toto rozdělení jako výchozí model. Výchozí model je však omezen hodnotami environmentálních proměnných (prediktory). Program se proto snaží vytvořit takové pravděpodobnostní rozložení, které bude co nejrovnoměrnější v geografickém prostoru a zároveň se bude řídit pravidly určenými prediktory (environmentálními proměnnými prostředí). Obecně se dá konstatovat, že každá proměnná má v prostoru celého území určité pravděpodobnostní rozdělení hodnot a průměrnou hodnotu. Stejně tak lze určit na nálezových lokalitách pravděpodobnostní rozložení a průměr každého prediktoru (Špáníková 2018).



Obr. 1. Rozhraní softwaru Maxent.

Výstupy programu Maxent

Základními výstupy programu Maxent (Příloha č. 2), se kterými bylo pracováno podle Špáníkové (2018) a Philipse et al. (2018), jsou tyto:

- **Mapa modelu** - rastrová mapa nebo mapy v počtu podle zvolených replikací (v případě tří replikací je to 5 map, vypočtených pro hodnotový průměr, minimum, medián, maximum a hlavní mapa s průnikem všech předchozích).
- **Křivka úspěšnosti modelu** (ROC - Receiver Operation Curve) - úspěšnost modelu je zde znázorněna plochou pod křivkou. Černá přímka přímé závislosti znázorňuje zcela náhodnou predikci. Červená křivka v grafu značí cílenou nenáhodnou predikci, a čím více je křivka konkávní (vzdálenější od černé přímky), tím je model přesnější a spolehlivější.
- **Důležitosti prediktorů** (Response curves) - tyto párové grafy znázorňují ovlivnění modelu prediktory. První graf ukazuje, jak by zvolený prediktor ovlivnil pravděpodobnost výskytu druhu, kdyby všem lokalitám nálezu byla přiřazena průměrná hodnota všech ostatních prediktorů. Druhý graf zase ukazuje důležitost zvoleného prediktoru, kdyby se v modelu počítalo pouze s ním.
- **Příspěvky prediktorů v modelu** (Analysis of variable contribution) - tato tabulka ukazuje relativní podíly prediktorů na predikční model.
- **Jackknife test** - opětovné znázornění významnosti jednotlivých prediktorů modelu v grafu. Světle modrou barvou je znázorněna úspěšnost modelu bez konkrétního prediktoru vůči všem prediktorům. Tmavě modrou barvou je znázorněna relativní relativní úspěšnost za použití pouze daného prediktoru. Významnost prediktoru poté stoupá se zkracující se světle modrou čarou a prodlužující se tmavě modrou čarou. (Špáníková 2018, Philips et al. 2018)

Úprava mapového výstupu habitatových modelů

Mapy vhodnosti habitatu z Maxentu byly v programu ArcMap převedeny z formátu .asc do rastru, a reklasifikovány do dvou vhodnostních kategorií. K rozdělení na vhodný a nevhodný habitat byla využita průměrná hraniční hodnota (Maximum Test Sensitivity and Specificity), která se u jednotlivých modelů lišila. Následně se habitatový model z roku 2012 a předpovědní matematický model pro rok 2020 porovnal ve funkci Raster Calculator.

Migrační koridory pomocí analýzy Least Cost Path

Pro tvorbu analýzy Least Cost Path byl zvolen obdobný postup jako u předchozí práce Škarka (2018). K tomu bylo potřeba připravit několik podkladových vrstev, ze kterých funkce Cost Path programu ArcMap mohla tuto analýzu provést. Jako referenční druh byl zvolen rys ostrovid, a to ze dvou důvodů. Za prvé jeho nálezový dataset obsahuje nejvíce záznamů a jeho habitatová analýza je tak nejméně nejvěrohodnější. Druhým důvodem jsou jeho habitatové nároky, které jsou ze všech tří zájmových velkých šelem nejspecializovanější. Vlk, i medvěd jsou oproti rysovi mnohem větší generalisté, a proto se jako nejlepší nabízelo pro tento účel nejlepší využít právě rysí data.

Nejprve byla rastrová mapa habitatového modelu převedena do reverzních hodnot a vznikla tak „obrácená“ vrstva potřebná pro funkci Cost Distance. Následně byla habitatová mapa znovu reklasifikována na základě hodnoty z Maxent (Maximum Test Sensitivity and Specificity) do dvou tříd, a to do vhodné pro život a nevhodné pro život. Poté bylo nutné vytvořit zdrojové lokality pro migraci, které vznikly z bodové vrstvy vhodného habitatu pro život, a to východní (CHKO Beskydy) a západní (Hostýnskovsetínské vrchy).

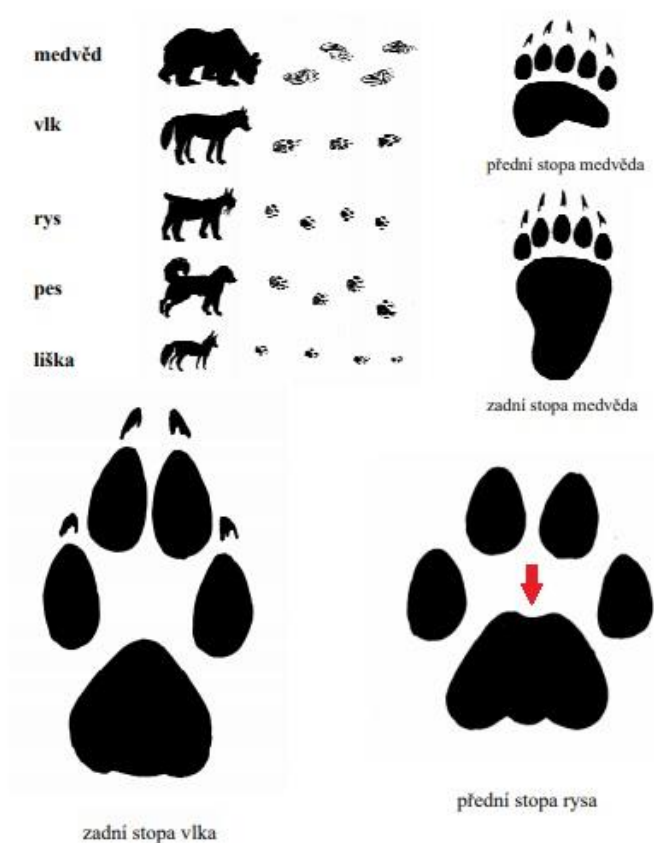
Následně se tyto vrstvy použily ve funkci Cost Distance, která počítá na základě hodnot prostupnosti terénu, nejnižší aditivní cenu za migraci. Během obou výpočtů (směr $Z \rightarrow V$ a $V \rightarrow Z$) této funkce souběžně vznikly vrstvy Backlink, potřebné pro analýzu Cost Path. Ta, kombinací výše popsaných vrstev vytvoří linie z místa zdroje do cílové destinace (v tomto případě ze západu na východ a opačně). Vzniklé linie jsou ještě doplněny o rastrovou vrstvu pomocí funkce Corridor, která dokresluje celkový obraz vypočítaných migračních tras.

Výsledné analýzy pro minulý (2012) i současný stav (2020) byly navzájem porovnány a zakresleny do nové vrstvy koridoru prezentované ve výsledné mapě (Mapa 8.). Při zakreslu byla využita migrační teorie nášlapných kamenů v závislosti na reálné průchodnosti krajiny.

Terénní průzkum pro ověření habitatových modelů

Během výzkumné práce mezi lety 2018 a 2021 probíhal nezávislý monitoring velkých šelem v zájmovém území. Ten se řídil na základě stanovených kritérií, mezi které patřil prioritní průzkum oblastí s nejvhodnějším habitatem pro studované druhy, a průzkum během převážně příznivých stopovacích podmínek.

Samotný monitoring byl rozdělen na letní, podzimní a zimní období, z čehož právě zimní část byla nejintenzivnější pro svoji vhodnost stopování ve sněhové pokrývce. V ostatních obdobích byl kladen důraz na sledování míst s písčítým nebo bahnitým podkladem, který by pro svůj obdobný charakter zastupoval sníh. Pro samotné rozpoznání pobytového znaku sloužila příručka pro stopování šelem hnutí DUHA (Kutal 2010).



Obr. 2. Stopy a stopní dráhy velkých šelem (převzato od Šulgan 2007).

Výsledky

Habitatové modely studovaných druhů

Podíly prediktorů na výsledných modelech a jejich úspěšnosti

Habitatové modely, vypočítané z validovaných nálezových dat (Příloha 1, Tab. 1) a pod vlivu pěti prediktorů, měly u všech tří studovaných druhů uspokojivou křivku úspěšnosti modelu (Příloha 2, Graf 1, 3, 5) a to i v případě medvěda hnědého, který do analýzy vstupoval s nejméně prezenčními daty. Průměrná úspěšnost modelu pro rysa činí 0,825 se standartní odchylkou 0,017; u modelu vlka je úspěšnost 0,771 se standartní odchylkou 0,029 a u medvěda hnědého je úspěšnost 0,818 se standartní odchylkou 0,068.

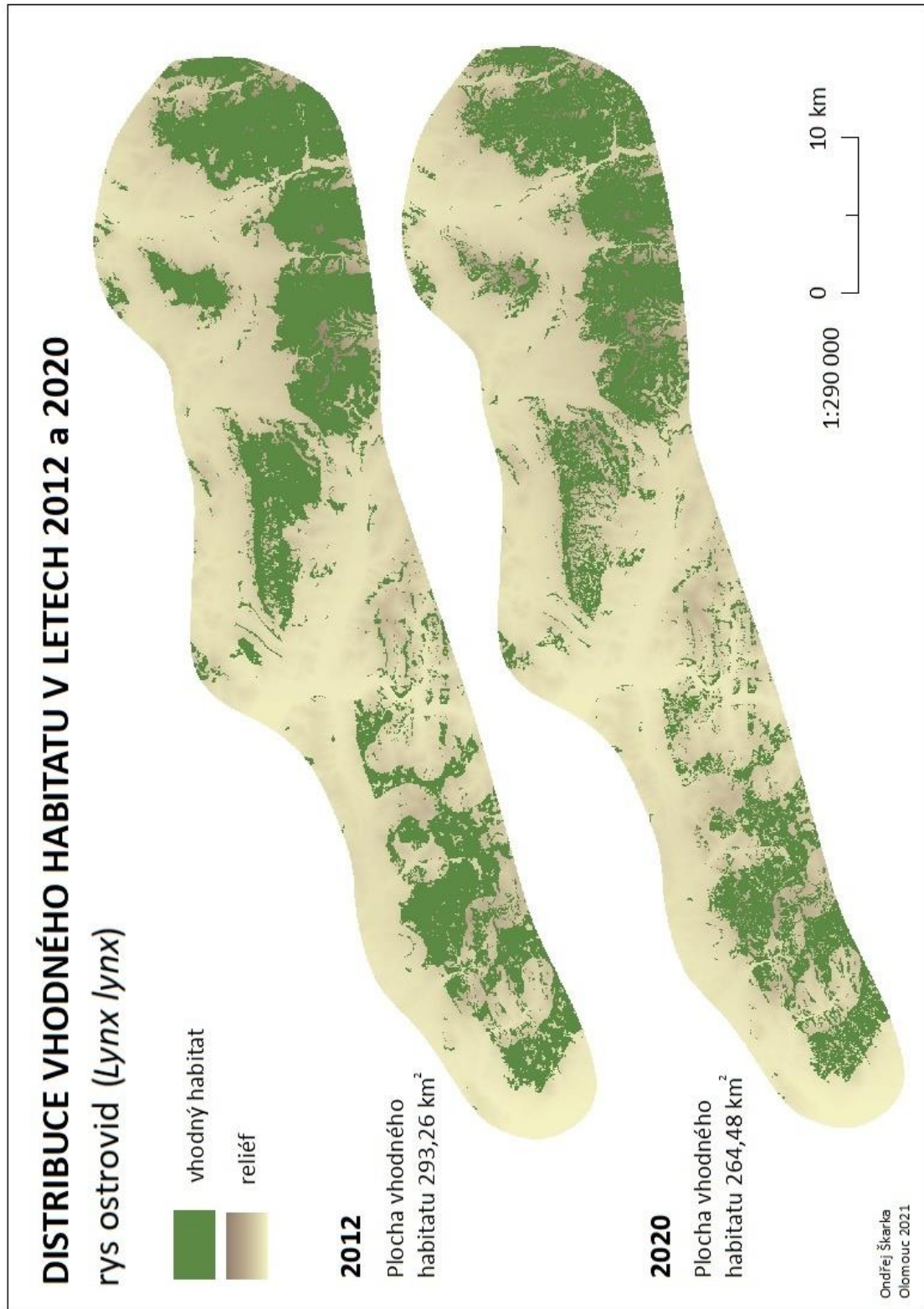
Z hlediska použitých prediktorů (Tab. 3; Příloha 1, Graf 1) se na všech třech modelech nejvíce projeví přírodní faktory: krajinný pokryv, hustota stromů a svažítost. U modelu pro rysa a vlka to byl právě prediktor krajinného pokryvu, který při výpočtu modelu přispěl více než 50 % a za ním následoval prediktor hustoty stromů, který se pohyboval kolem 17 %. Zbylé prediktory svažítost, doprava a hustota zástavby se u obou zmíněných druhů pohybovaly na podobných hodnotách, kromě posledního faktoru zástavby, který v modelu pro rysa přispěl 0 %. Odlišné hodnoty se objevují v modelu pro medvěda, který byl nejvíce ovlivněn svažítostí (38 %) a dále hustotou stromů a krajinným pokryvem které do modelu přispěly 21 % a 24 %. Nejmenší vliv zde opět hrály lidské faktory a to doprava s 15 % a hustota zástavby s 0,5 %.

Tab. 3. Procentuální příspěvky jednotlivých prediktorů v habitatovém modelu.

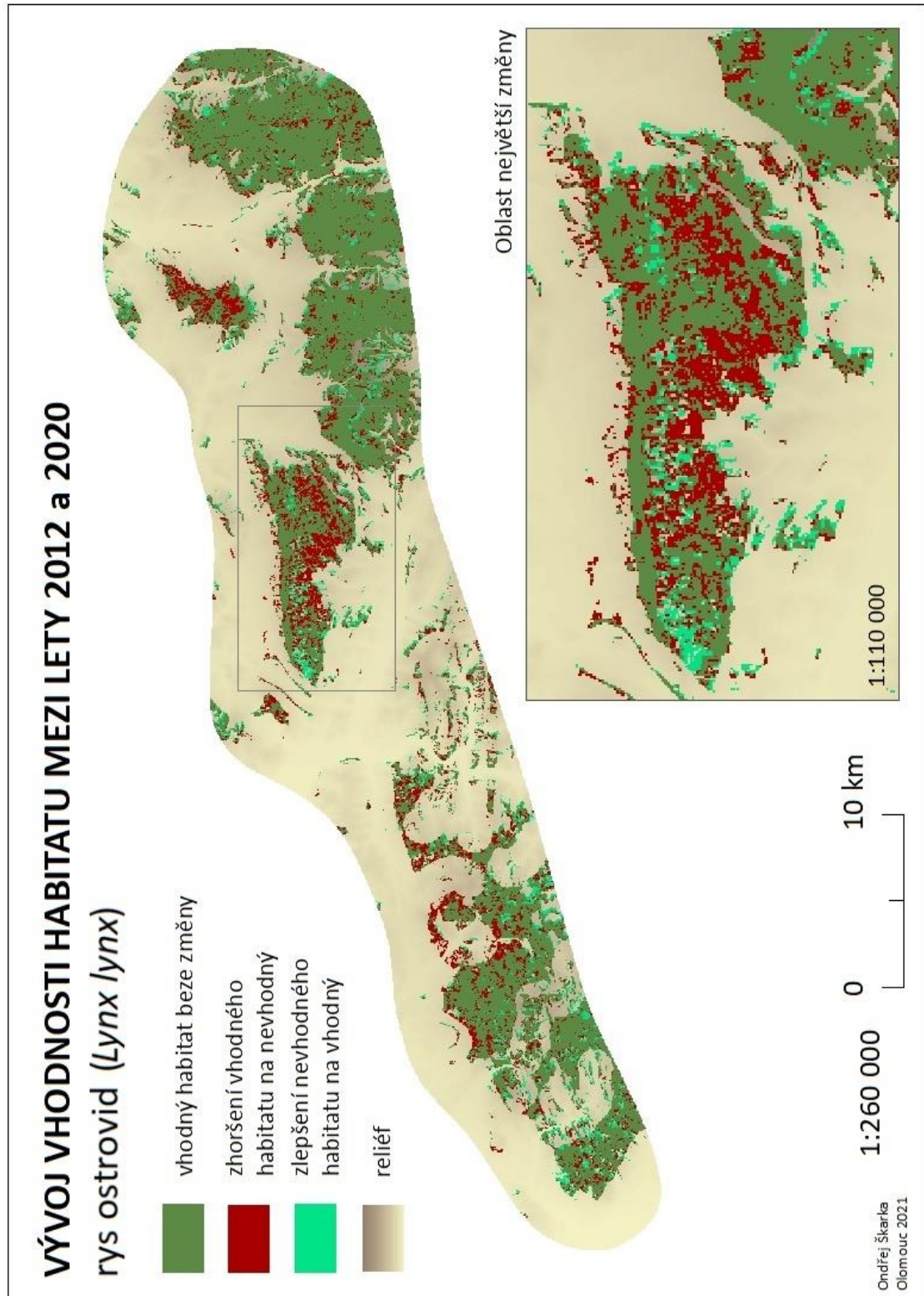
Druh	Rok	Prediktor (%)				
		Krajinný pokryv	Svažítost	Doprava	Hustota stromů	Hustota zástavby
rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	2012/ 2020	59,2	13,6	9,4	17,8	0
vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	2012/ 2020	58,6	11,9	7,3	16,4	5,8
medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	2012/ 2020	24,3	38	15,9	21,3	0,5

Mapový výstup

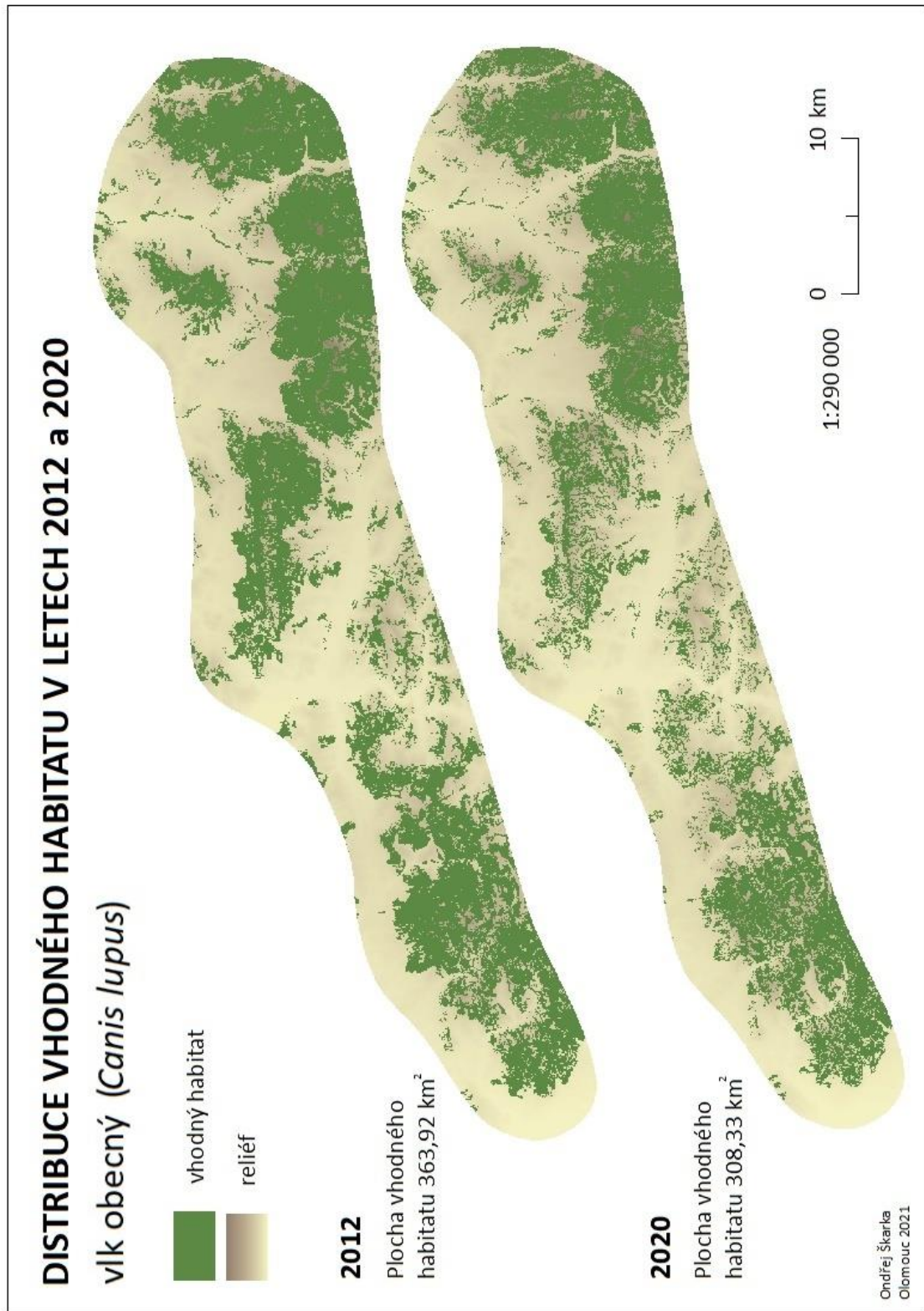
Následující mapy (Mapa 2 - 7) ukazují rozložení a změnu vhodného habitatu pro jednotlivé studované druhy a budou podrobně rozebrány dále.



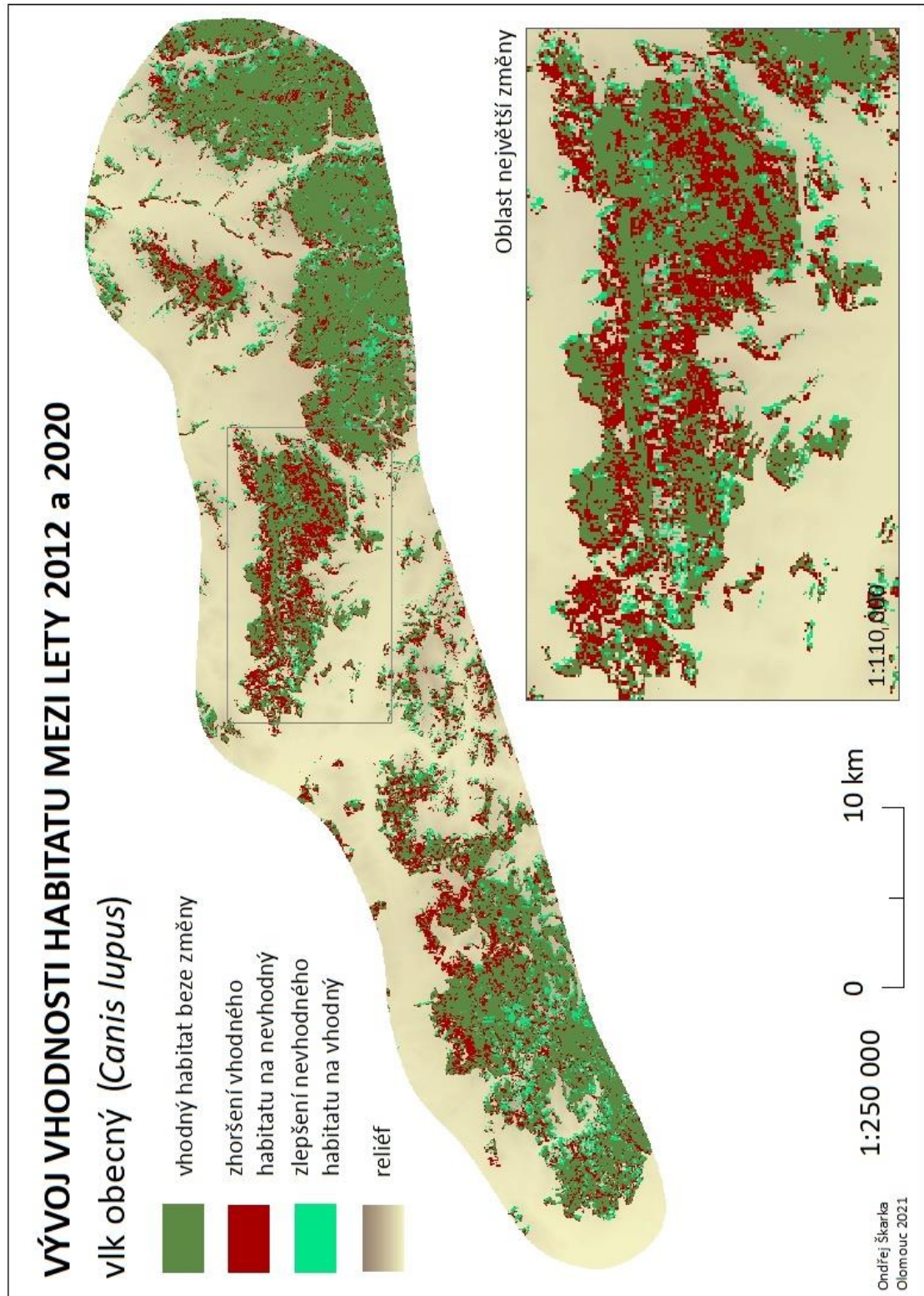
Mapa 2. Habitatové modely pro rysa ostrovida (*Lynx lynx*).



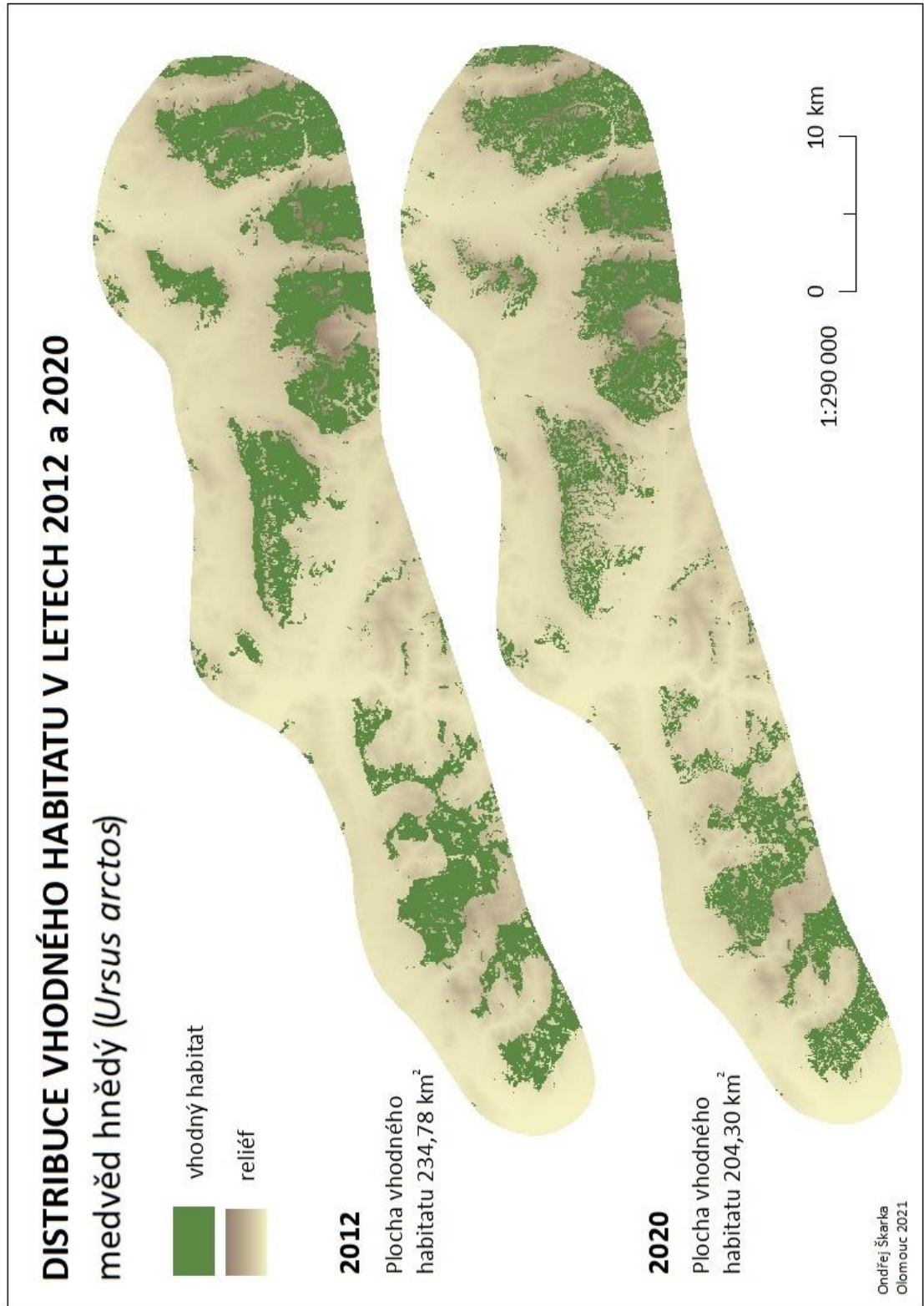
Mapa 3. Vývoj vhodnosti habitatu rysa ostrovida (*Lynx lynx*) mezi lety 2012 a 2020.



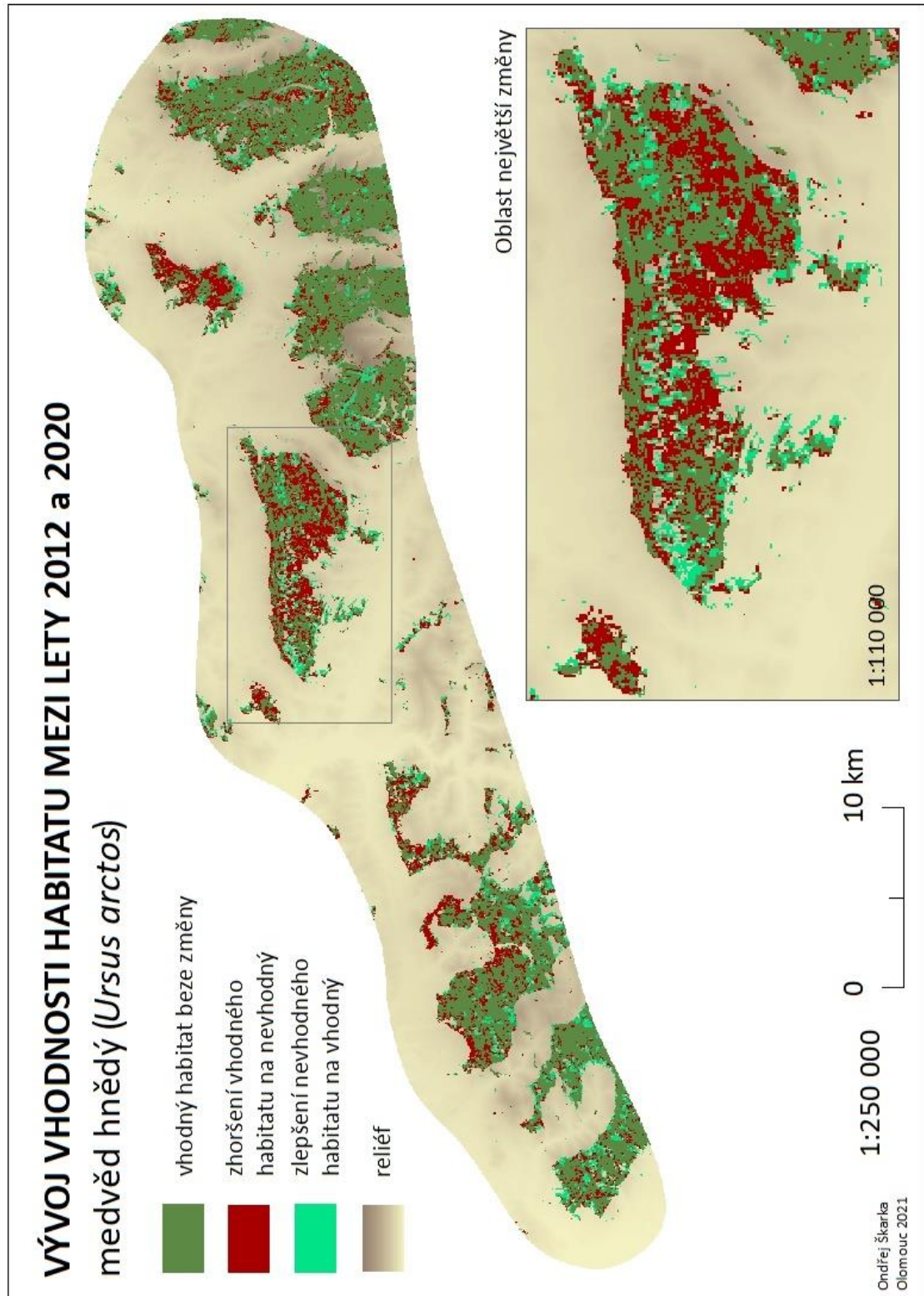
Mapa 4. Habitatové modely pro vlka obecného (*Canis lupus*).



Mapa 5. Vývoj vhodnosti habitatu vlka obecného (*Canis lupus*) mezi lety 2012 a 2020.



Mapa 6. Habitatové modely pro medvěda hnědého (*Ursus arctos*).



Mapa 7. Vývoj vhodnosti habitatu medvěda hnědého (*Ursus arctos*) mezi lety 2012 a 2020.

Kvantifikace výsledků habitatových modelů

Výstupný habitatový model z Maxentu byl upraven do dvou vhodnostních kategorií na vhodný a nevhodný habitat. Toto rozdělení bylo určeno na základě již dříve zmíněné tzv. hraniční hodnoty, která byla u rysa 0,358; u vlka 0,382 a u medvěda 0,370 na celkové škále 0 - 0,86.

U všech tří zájmových druhů byla plocha nevhodného habitatu v obou modelovaných letech (2012 a 2020) zhruba dvě třetiny celkové plochy a zbylou třetinu tvořila plocha vhodného habitatu. Při bližším pohledu se však objevil trend úbytku vhodného habitatu a přírůstek nevhodného habitatu v modelech z roku 2020.

Na modelech před kůrovcovou kalamitou z roku 2012 pozorujeme největší plochu vhodného habitatu u vlka obecného (364 km² / 40 % z celkového území), následuje rys ostrovid (293 km² / 32 % z celkového území) a nejmenší plochu zastává medvěd hnědý (235 km² / 26 % z celkového území). Plocha nevhodného habitatu je v případě roku 2012 v opačném pořadí, kdy největší plochu nevhodného habitatu obsahuje model pro medvěda hnědého (676 km²), následuje rys (617 km²) a nejmenší plochu nevhodného habitatu má vlk obecný (547 km²). (Tab. 4)

Na novějších habitatových modelech po kůrovcové kalamitě (2020) sledujeme největší plochu vhodného habitatu opět u vlka obecného (308 km² / 34 % z celkového území), ale nyní s úbytkem plochy 56 km² oproti původnímu stavu. Následuje rys ostrovid (264 km² / 29 % z celkového území) s úbytkem vhodného habitatu o 29 km² a dále medvěd hnědý (204 km² / 22 % z celkového území), taktéž s úbytkem plochy vhodného habitatu o 31 km². (Tab. 4)

Tab. 4. Rozdíl rozlohy vhodných a nevhodných habitatů mezi lety 2012 a 2020.

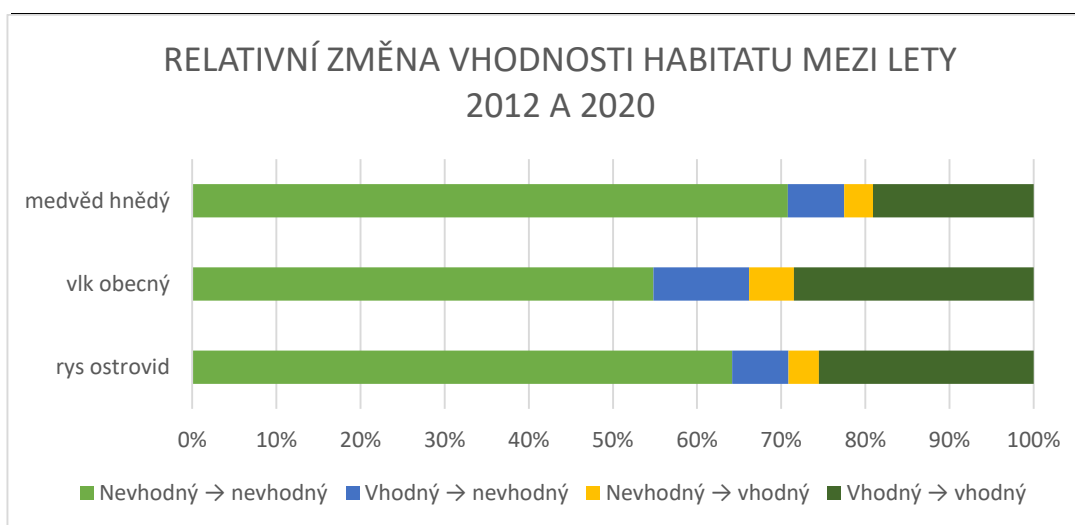
Druh	Vhodný habitat (km ²)		Nevhodný habitat (km ²)	
	2012	2020	2012	2020
rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	293,26	264,48	617,30	644,88
vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	363,92	308,33	546,64	601,38
medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	234,78	204,30	675,79	705,41

Na základě map habitatových modelů dále vznikly i rozdílové mapy, kde lze pozorovat přírůstek a úbytek vhodného habitatu (Mapa 3, 5, 7). Tyto změny jsou zaznamenány v tabulce níže (Tab. 5; Graf 2), kde křížek zastupuje nevhodný habitat a fajfka vhodný habitat.

K největší přeměně vhodného habitatu na nevhodný mezi lety 2012 a 2020 došlo u vlka obecného a to o 103 km². U rysa ostrovida a medvěda hnědého byla tato změna téměř stejná a to o 61 km². Změna nevhodného habitatu ve vhodný byla opět největší u vlka (48 km²) a u rysa a medvěda se tento rozdíl pohyboval kolem 31 - 33 km². Jak ukazuje tabulka 4, procentuálně došlo ke změně plochy vhodného habitatu na nevhodný u rysa ostrovida o **6,7 %**; u vlka obecného o **11,4 %** a u medvěda hnědého o **6,7 %**. Došlo ovšem také i k přeměně dříve nevhodného habitatu ve vhodný kdy se tato změna pohybovala u zkoumaných druhů mezi **3,5 - 5,3 %**. (Graf 2)

Tab. 5. Habitatové změny mezi lety 2012 a 2020.

Druh	Rozloha a % podíl	Změny vhodnosti habitatu (vhodný - ✓, nevhodný - ×)			
		× → ×	✓ → ×	× → ✓	✓ → ✓
rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	km ²	583,6	61,3	33	231,9
	%	64,1	6,7	3,6	25,5
vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	km ²	498,1	103,3	47,9	260,4
	%	54,8	11,4	5,3	28,5
medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	km ²	644,2	61,3	30,8	173,5
	%	70,8	6,7	3,4	19,1

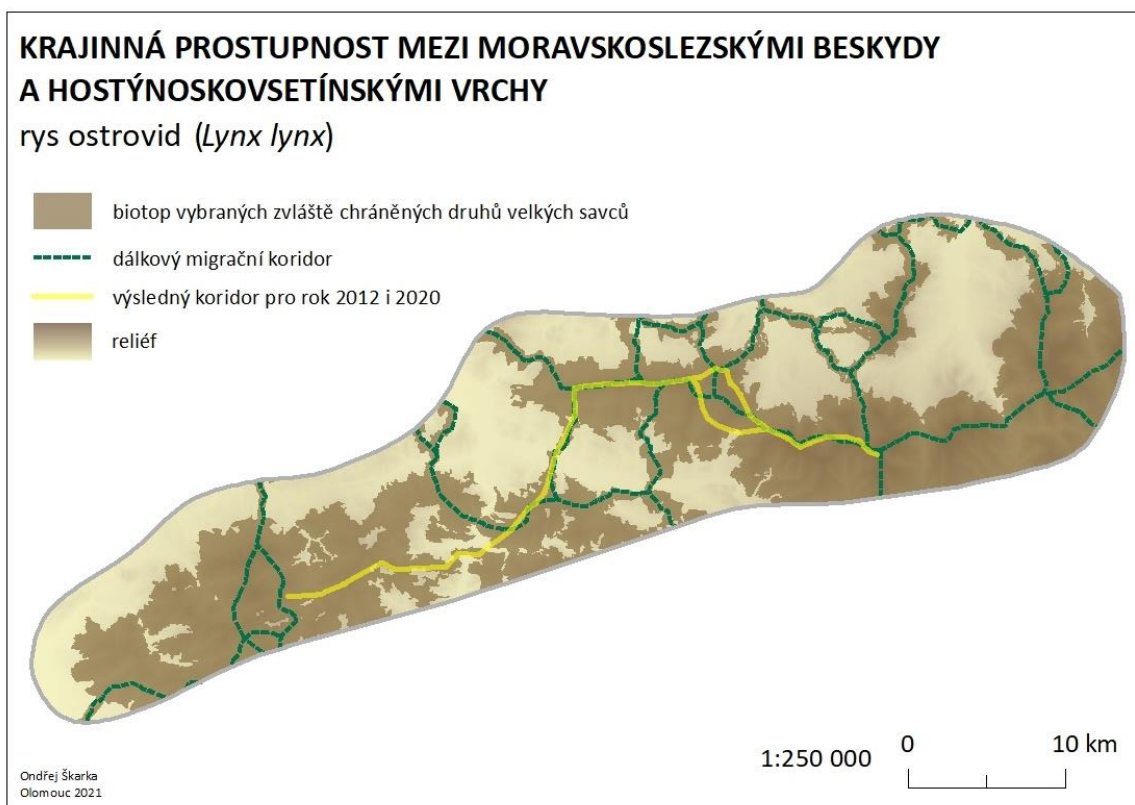


Graf 2. Relativní změna vhodnosti habitatu mezi lety 2012 a 2020.

Prostupnost krajiny ve studovaném území

Analýza Least Cost Path mezi zdrojovými oblastmi Moravskoslezských Beskyd a Hostýnskovsetínských vrchů vypočítala téměř identické trasy koridorů jak pro rok 2012 tak pro rok 2020 (Mapa 8). Úbytek vhodného habitatu mezi lety 2012 a 2020 u rysa ostrovida (29 km²) na jehož habitatové modely byla analýza provedena, se neprojevil ve výsledných spojnicích mezi těmito oblastmi. Následná úprava koridoru podle skutečného stavu krajiny ponechala trasu koridoru z větší části ležící na zmapovaných DMK dle AOPK ČR.

Analýza neprokázala výrazný vliv kůrovcové kalamity na pohyb mezi zvolenými zdrojovými oblastmi v obou směrech.



Mapa 8. Výsledný koridor analýzy Least Cost Path pro rysa ostrovida (*Lynx lynx*) v letech 2012 a 2020.

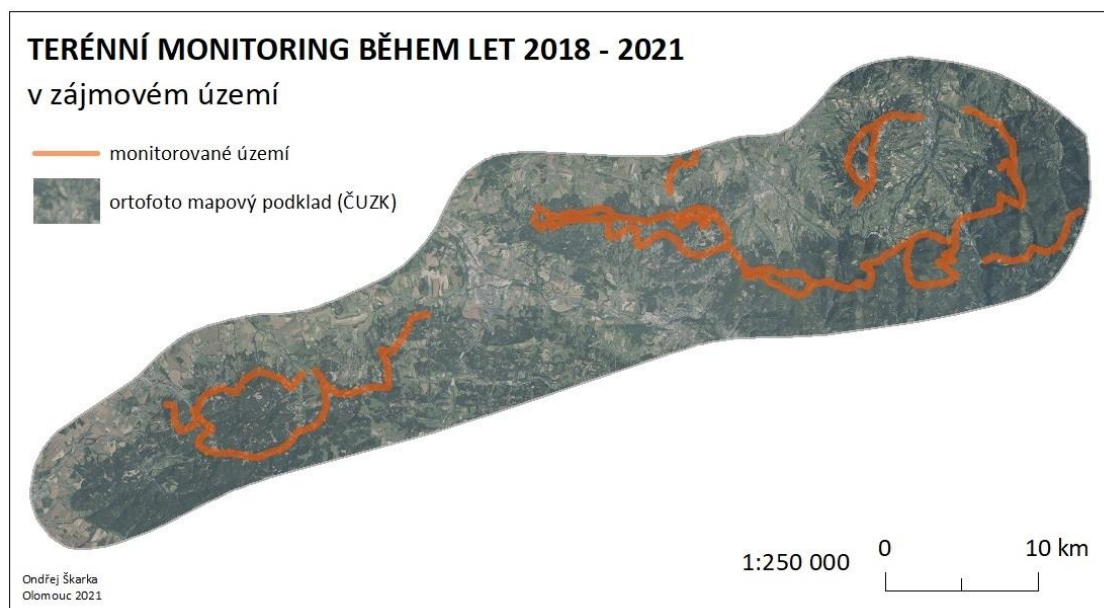
Terénní průzkum pro ověření habitatových modelů

Konstantní terénní monitoring v zájmovém území, který probíhal mezi lety 2018 a 2021 a navazoval na předchozí monitoring k bakalářské práci, nepřinesl žádný úspěšný nález, který by v jakékoliv formě (přímé sledování nebo pobytový znak) potvrzoval výskyt velké šelmy. Celková délka monitorovaných tras se pohybovala okolo 150 km a během několika opakování ve zkoumaném období bylo projito na 300 km tras, převážně v příhodném zimním období (Mapa 9).

Terénní monitoring dalších zájmových skupin, převážně Hnutí DUHA a správy CHKO Beskydy (tiskové zprávy z let 2020 a 2021) však zaznamenal ve všech letech úspěch a může tak suplovat chybějící data. Tabulka 6 ukazuje tyto jednotlivé záznamy v monitorovaném území.

Tab. 6. Nálezy správy CHKO Beskydy a Hnutí DUHA za monitorované období 2018 až 2021.

Druh	2018	2019	2020	2021	Celkem nálezů	Nálezy uvnitř vhodného habitatu z hab. modelu 2020
rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	8	5	16	2	31	27
vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	-	3	6	-	9	9
medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	2	12	3	-	17	11



Mapa 9. Celková plocha prošlého území.

Diskuze

Tato práce si kladla za cíl prokázat vliv probíhající kůrovcové kalamity na distribuci vhodného habitatu studovaných velkých šelem, za pomoci vytvoření co nejpřesnějších habitatových modelů a jejich následného srovnání. Tvorba takových modelů je dnes velmi populární, dostupná a poměrně snadná, a proto je zde velký prostor pro chybné zpracování. Jedním ze způsobů jak docílit co nejspolehlivějších výsledků je volba osvědčených proměnných prostředí neboli prediktorů. Tato práce počítá se zmiňovanými pěti prediktory: krajinným pokryvem (rozdělným do 8 kategorií), svažitostí, hustotou stromů (před a po kalamitě), vlivem dopravy a vlivem zastavěného území, které byly zvoleny na základě předchozích zkušeností z tuzemských i zahraničních výzkumů.

Z výsledných dat této práce se ukazuje, že kůrovcová kalamita má v jisté míře průkazný vliv na úbytek vhodného habitatu u všech tří studovaných šelem. V kalamitou nejpostiženějších částech území došlo k největšímu úbytku vhodného habitatu velkých šelem (primárně Veřovické vrchy, Hostýnské vrchy s okolím Kelčského Javorníku, a skoro holý vrchol Ondřejník), naopak v méně postižených oblastech tento úbytek není značný.

Při bližším pohledu na výsledná data o vlku obecném vidíme, oproti ostatním studovaným velkým šelmám, největší rozdíly ve všech sledovaných aspektech. Jednak má vlk největší plochu vhodného habitatu a nejmenší plochu nevhodného habitatu před i po kalamitě, ale lze také sledovat největší přírůstek plochy nevhodného habitatu v predikčním modelu po kůrovcové kalamitě. Přeměna plochy vhodného habitatu (před kalamitou) v nevhodný (po kalamitě) je prakticky dvojnásobná oproti habitatům rysa ostrovida a medvěda hnědého. Pokud srovnáme použité prediktory s jinými výzkumy, zjistíme, že např. v práci z Polska od Nowak et al. (2017) byly pro výpočet habitatových modelů po rekolonizaci území západního Polska vlky, použity proměnné: hustota vegetace, hustota silnic, zástavba a budovy, krajinný pokryv rozdělený zvlášť na mokřady a bažiny, louky a pole. Dalším prediktorem zde byla navíc hrubá biomasa kopytníků zastupující rozložení kořisti v území. Ve zmíněné práci se nejvíce uplatnily prediktory hustoty vegetace a hustoty silnic, kdy vhodnost prostředí rostla s rostoucí vzdáleností od silnic a s rostoucí hustotou vegetace.

Finský výzkum zaměřený taktéž na rekolonizaci země po téměř stoleté absenci vlka (Kaarinen et al. 2015) pracoval pro predikci habitatu druhu s prediktory: lidská přítomnost (v pixelu 250×250 m), vodní plochy, otevřené plochy (s pokryvem vegetace menším 30 %), jehličnatý les (starší 30 let), smíšený les (starší 30 let) a věkovou strukturu lesa rozdělenou na 0 - 5 let, 5 - 15 let a 15 - 30 let. Ve výsledných modelech nakonec nebyly zahrnuty proměnné otevřené plochy, ani věková struktura lesa, a jako nejvíce vysvětlující prediktory se uplatnily vliv člověka a vodní plochy, které působily svojí navyšující se koncentrací v opačném směru s přibývajícím vhodným habitatem vlka.

Stejně tak v naší práci vysvětlují značnou měrou antropogenní faktory výsledný model pro vlka ze 14 %, i když se v něm uplatňuje více prediktor hustoty stromů a krajinného pokryvu. Německý výzkum z roku 2014 (Fechter et al. 2014) taktéž dokládá využití těchto prediktorů ve svých predikčních modelech, kde si klade za otázku, kolik vlčích jedinců dokáže pojmout německá krajina. Zde byl opět využit prediktor krajinného pokryvu rozdělený do tří tříd; hustota silnic, navíc rozdělená v druhém prediktoru do kategorií podle intenzity využití; hustota zalidnění (s výslednou silnou korelací s hustotou silnic), velikosti domovských okrsků vlčích smeček, jádrové oblasti, železniční síť a vodní plochy. Výsledkem zde byly modely vytvořené mnoha kombinacemi těchto prediktorů, kde se však opět nejvíce uplatnil prediktor krajinný pokryv (v kombinacích s jeho kategoriemi) a antropogenní faktory (ve formě hustoty zalidnění a hustoty silnic).

Výsledné modely pro rysa ostrovida (*Lynx lynx*) ukazují taktéž úbytek vhodného habitatu po kůrovcové kalamitě (o necelých 30 km²) a na první pohled je v mapě viditelný větší vliv prediktoru dopravy než je tomu u vlka. Krajinný pokryv v modelech hraje stejně jako u vlka podobně velkou roli (kolem 60 %), ostatně také jako svažitost a hustota stromů. Proměnná hustoty zástavby se ve výpočtu modelu neuplatnila ani jedním procentem. Reálné nároky rysa na vyšší svažitost a vegetační kryt jsou v modelu uplatněny odpovídajícími prediktory větší mírou než u vlka, který je v těchto ohledech větším generalistou. Během výzkumu (Magg et al. 2016) v česko-německém pohraničí v oblasti Českého lesa a Šumavy bylo uplatněno pro modelování v Maxentu 12 prediktorů, z nichž 9 tvořily jednotlivé třídy krajinného pokryvu, dále nadmořská výška, lidská zástavba a vzdálenost od lidské zástavby. Příspěvky těchto prediktorů do zmiňovaného modelu byly následující - všechny třídy krajinného pokryvu přispívaly celkově z 64 %; nadmořská výška 15 % a antropogenní faktory celkově 21 %. Nadmořská výška byla z počátku této práce taktéž zahrnuta do potenciálních prediktorů, v průběhu

modelování však byla vyřazena. Krajinný pokryv zde vysvětluje německý model ve velmi podobné míře jako v naší práci. Právě volba prediktorů silně ovlivňuje výsledné modely a je vždy zapotřebí každý model správně interpretovat. Například práce ze švýcarských Alp (Doswald et al. 2007) si kladla za cíl porovnat expertní model, vytvořený na základě poznatků terénních pracovníků, a matematický model vytvořený na základě prediktorů stejně jako v této práci. Pro matematický model byla použita hierarchická metoda prediktorů, které byly tentokrát složeny z krajinného pokryvu, topologie, disturbance a kořisti. Každý z těchto nadřazených prediktorů obsahoval podkategorie: u krajinného pokryvu to bylo 9 kategorií, u topologie 3 kategorie (svažitost, nadmořská výška a orientace svahu), u disturbance 4 kategorie (vzdálenost od cest, dálnic, železnic a lidských sídel), a kořist byla také rozdělena na 9 kategorií (od malých savců, přes ptáky až po kopytníky). Po výpočtu modelů se zde ukázal jako nejvíce vysvětlující faktor krajinný pokryv (převážně kategorie lesů), dále disturbance, svazitost společně s jižní orientací svahů a kořist zastoupená primárně srncem obecným (*Capreolus capreolus*) a kamzíkem horským (*Rupicapra rupicapra*). Zajímavým výsledkem bylo zjištění, že při testování obou modelů Spearmanovým korelačním koeficientem vycházel lépe expertní model ($r_s = 0,964$; $P < 0,001$) nad matematickým ($r_s = 0,833$; $P < 0,001$), avšak při testování modelů na reálných datech ze Švýcarské Jury se jako lepší model ukázal ten matematický ($r_s = 0,967$; $P < 0,001$), nad expertním ($r_s = 0,939$; $P < 0,001$). Tento výzkum ukázal, jak dokáží modely na základě poznatků „místních znalců“ konkurovat vědeckým matematickým modelům, a že je dobré při výzkumu daného problému věnovat pozornost oběma metodickým postupům.

Jaké další proměnné do modelů pro rysa lze použít ukazuje výzkum z iberského poloostrova (Fernández et al. 2006), kde pro výpočet habitatového modelu pro rysa iberského (*Lynx pardinus*) byly použity prediktory: ploškovitost území (skalnaté plošky a křovinné plošky), pokryv krajiny rozdělený na křoviny a pastviny; hustotu ekotonů, hustotu říční sítě a svazitost. Nejlepší habitatový model byl zde vysvětlen největším podílem prediktoru průměrného pokryvu křovinami a skalnatými ploškami.

Medvěd hnědý má z výsledných modelů nejmenší plochu vhodného habitatu ve zkoumaném území (234 km² před kůrovcovou kalamitou, 204 km² dnes) a přeměna plochy vhodného habitatu na nevhodný je stejná jako u rysa ostrovida 6,7 %. Tato změna k nevhodnému habitatu je nejmarkantnější v oblasti Veřovických vrchů a na vrchu Ondřejník (detail mapy 7). Jeho habitatový model díky nízkému počtu nálezových dat

vychází jako nejslabší, což dokazují ROC křivky v Příloze 2 Graf 1, 3, 5. Prediktory krajinný pokryv a hustota stromů, které jeho výsledný model vysvětlují nejvíce, mají přibližně stejnou hodnotu, což je rozdílné oproti předchozím dvěma šelmám. Největší podíl zde má faktor svažitost (až 38 %), stejně tak faktor dopravy je zde mnohem výrazněji uplatněn než u vlka a rysa. Výzkum habitatové vhodnosti z roku 2013 (Sánchez et al. 2013) opět ze Španělska uvádí použití následujících prediktorů: hustota dálnic, hustota silnic, hustota železnic, hustota zástavby, průměrná nadmořská výška na pixel, průměrná hustota zápoje vegetace na pixel, hustotu plošek, hustotu okrajů plošek, faktor okrajového efektu, Shannonův index diverzity a 4 kategorie krajinného pokryvu. Výsledné nejlepší habitatové modely byly opět z největší míry vysvětleny proměnnou nadmořské výšky, faktory antropogenního rušení a v poslední řadě krajinným rozložením plošek. Naopak dřívější výzkum z bližšího Rakouska z roku 2004 (Wiegand et al. 2004) využil ve své práci habitatový model pro medvěda, který byl nejvíce vysvětlován prediktory hustotou stromů v lesích a mírou fragmentace lesních ploch uvnitř pixelu 1 km². Hustota zalidnění a další antropogenní vlivy taktéž vysvětlovaly značnou část modelu, avšak korelovaly s fragmentací lesa.

Čeho si můžeme v mapách změn habitatu (Mapa 3, 5, 7) také všimnout jsou plošky změny nevhodného habitatu na vhodný (*fluorově zelená*). Ty jsou způsobeny zpravidla mladou výsadbou, na jejichž místě byla v roce 2012 ještě holina, a na novém modelu už se kladně projevila v prediktoru hustoty stromů. Stejný trend můžeme očekávat také se skoro všemi plochami zhoršeného habitatu po kůrovcové kalamitě, jelikož většina lesa ve studovaném území spadá pod hospodářskou úpravu lesů. Jak lesní zákon udává, do dvou let od (kalamitní) těžby musí vzniknout nová výsadba. Tyto plochy zhoršeného habitatu tedy dle očekávání nezůstanou nevhodným habitatem nadlouho, a po zmíněné výsadbě a několikaletém růstu mladého porostu se znovu pozitivně projeví v prediktoru hustoty stromů. Děje se tomu tak již nyní, kdy pokalamitní výsadbu můžeme sledovat v reálném čase v terénu (Příloha 3, Obr. 1 - 11).

Další ze sledovaných vlastností prostředí, které by mohly být potenciálně ovlivněny kůrovcovou kalamitou, byla prostupnost krajiny. Ta byla vypočítána zvolenou analýzou Least Cost Path, která byla zhotovena na nejlepší habitatový model (rysa ostrovida) a zaměřila se na prostupnost mezi vhodnými habitaty Moravskoslezských Beskyd a Hostýnskovsetínských vrchů - stejně jako v práci Magg et al. (2016), kde byly stejnou metodou propojovány plošky vhodného habitatu rysa na česko-německém pomezí. Jak už bylo zmíněno ve výsledcích, při výpočtech koridorů jak pro rok 2012, tak

pro 2020, nebyla touto metodou prokázána změna tras koridorů a zároveň tak nebyl prokázán významný vliv kalamity na konektivitu krajiny. Propojení mezi těmito dvěma oblastmi je zajištěno dálkovými migračními koridory, a právě podél jednoho z nich velmi podobně prochází výsledná trasa analýzy.

Největším problémem konektivity mezi zmíněnými oblastmi tvoří hlavní silnice I. třídy I/35 mezi městy Valašské Meziříčí a Rožnov pod Radhoštěm, podél které vede jednokolejná železnice, a na celé této trase navíc leží intravilány několika obcí. Další problémové místo tvoří silnice I/58 vedoucí z Frenštátu pod Radhoštěm do Rožnova pod Radhoštěm, kde v místě průsmyku Pindula, mezi vrcholy Malý Javorník a Radhošť, dochází k častým střetům se zvěří, a navíc toto místo překonává DMK vedoucí z Veřovických vrchů do jádrových oblastí Beskyd a zpět.

Ačkoliv vlastní monitoring velkých šelem nepřinesl úspěch v podobě nálezu pobytového znaku, aktivní stopaři vlčích hlídek Hnutí DUHA a převážně každoroční jarní souhrnné sčítání vybraných druhů správy CHKO Beskydy (a slovenské CHKO Kysuce) udržuje kontinuální záznamy všech tří studovaných druhů, které posloužily k ověření důvěryhodnosti matematického modelu vypočítaného pro současnost. Naprostá většina nálezů od zmiňovaných subjektů ležela ve vypočítaném vhodném habitatu a tím se ukázaly být jednotlivé modely věrohodné.

Na otázku, zda kůrovcová kalamita, která ve studovaném území proběhla a místy stále probíhá, má vliv na distribuci vhodného habitatu studovaných velkých šelem, můžeme odpovědět ano, avšak tento vliv není natolik silný, aby významně ovlivnil perzistenci těchto druhů v místě a čase. Tato práce si kladla za cíl zjistit, nakolik je tento vliv silný, avšak z charakteru problematiky nepředpokládala drastické změny v distribuci vhodných habitatů. Habitatové modely jasně ukázaly, že hustota stromů jakožto jeden faktor prostředí, nemá na distribuci vhodného habitatu většinový vliv, ale zároveň není zanedbatelný. S distribucí jednotlivých druhů taktéž velice souvisí dostupnost potravy, dobrá prostupnost krajiny a co nejnižší hustota antropogenních překážek, se kterou byla snaha v habitatových modelech počítat.

Závěr

Na začátku této práce stála otázka, zda bude přítomnost vlka, rysa a medvěda v zájmovém území dotčena probíhající kůrovcovou kalamitou či nikoliv. Tento případný vliv měl být odhalen za pomoci modelů prostředí jednotlivých druhů vytvořených pro období před kalamitou a po ní, společně s doplňující analýzou průchodnosti krajiny. Na základě zvolených prediktorů v habitatových modelech byla zjištěna rozloha vhodného habitatu každé studované šelmy. Po následovném porovnání těchto modelů před a po kalamitě byl zjištěn úbytek plochy vhodného habitatu u všech studovaných druhů. Tato změna rozlohy vhodného habitatu podporuje hypotézu, že kůrovcová kalamita má vliv na aktuální existenci velkých šelem ve studovaném území. Tento zjištěný vliv však není natolik významný, aby ohrozil setrvání šelem v území v dlouhodobém měřítku.

Při bližším prozkoumání výsledků sledujeme v zájmovém území pokalamitní úbytek vhodného habitatu u vlka obecného o 56 km², u rysa ostrovida o 29 km² a u medvěda hnědého o 31 km² z celkové plochy území. Procentuálně tedy v celém studovaném území klesla rozloha vhodného habitatu u vlka přibližně o 6 %, z původních 40 % a u rysa s medvědem o 3 %, z původních 32 % (rys) a 26 % (medvěd). Dodatečně, analýza Least Cost Path neprokázala vliv tohoto úbytku na prostupnost krajiny v oblasti.

Prediktory, které výsledné modely vysvětlily největší měrou, jsou pro vlka s rysem: krajinný pokryv (> 50 %) následovaný hustotou stromů (kolem 17 %), svažitostí (kolem 12 %) a vlivem dopravy (kolem 8 %) a nakonec hustotou zástavby (rys 0 % / vlk 6 %). Prediktory u modelů medvěda byly v pořadí: svažitost (38 %), krajinný pokryv (24 %), hustota stromů (21 %), vliv dopravy (16 %) a hustota zástavby (0,5 %).

Podstatnou informací na závěr je fakt, že tento stav bude trvat pouze do doby, po kterou se bude kalamita mechanicky zpracovávat. Až se na těchto holých plochách bude opět vyskytovat několikaletý lesní porost, bude třeba tento predikční model aktualizovat novým habitatovým modelem s použitím soudobých prediktorů.

Použitá literatura

- Anděl P., Mináriková T., Andreas M. 2010. Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Liberec: Evernia. 137 s.
- Doswald N., Zimmermann F., Breitenmoser U. 2007. "Testing expert groups for a habitat suitability model for the lynx *Lynx lynx* in the Swiss Alps," *Wildlife Biology* 13(4), 430-446.
- Elith, J., Phillipps, S.J., Hastie, T., Dudik, M., Chee, Y.E., Yates, C.J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers Distrib*, 17, 43–57.
- Fechter D., Storch I. 2014. How Many Wolves (*Canis lupus*) Fit into Germany? The Role of Assumptions in Predictive Rule-Based Habitat Models for Habitat Generalists. *PLoS ONE* 9(7): e101798.
- Fernández N., Delibes M., Palomares F. 2006. Landscape Evaluation in Conservation: Molecular Sampling and Habitat Modeling for the Iberian Lynx. *Ecological Applications*, 16(3), 1037-1049.
- Find'o M. 2002. Potravná ekológia vlka (*Canis lupus*) v Slovenských Karpatoch. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku V, Zborník referátov z konferencie Zvolen. Banská Bystrica: 43-55.
- Jelinek R. 2007. ŠKODY ZVĚŘÍ - Část I. - všeobecný náhled. *Myslivost* 2 (2007): 7 s.
- Kaartinen, S., Antikainen, H. & Kojola, I. 2015. Habitat model for a recolonizing wolf (*Canis lupus*) population in Finland. — *Ann. Zool. Fennici* 52: 77–89.
- Kutal M. 2009. Význam velkých šelem a jejich vliv na kořist: I. Početnost - jak moc regulují velké šelmy svou hlavní kořist?. *Svět myslivosti* 10 (2012): 12 s.
- Kutal M. 2010. Příručka pro vlčí hlídky. Hnutí DUHA Olomouc: nepubl. 18 s.

- Kutal M., Suchomel J. 2014. Velké šelmy na Moravě a ve Slezsku. Univerzita Palackého Olomouc, 190 s.
- Květoň V., Voženílek V. 2011. Klimatické oblasti Česka: klasifikace podle Quitta. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci 20s.
- Mackovčín P., Jatiová M. 2002. Zlínsko. Chráněná území ČR, svazek II. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno 153 – 156.
- Magg, N., Müller, J., Heibl, C., Hackländer, K., Wölfl, S., Wölfl, M., Heurich, M. 2016. Habitat availability is not limiting the distribution of the Bohemian–Bavarian lynx *Lynx lynx* population. *Oryx*, 50(4), 742-752.
- Merow, C., Smith, M.J., Silander, J.A. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36, 1058–1069.
- Molinari-Jobin A., Wölfl S., Marbourtin E. 2012. Monitoring the Lynx in the Alps. *Hystrix, the Ital J Mammal.* 23 (1): 49–53.
- Nowak S, Mysłajek RW, Szewczyk M, Tomczak P, Borowik T, Jędrzejewska B. 2017. Sedentary but not dispersing wolves *Canis lupus* recolonizing western Poland (2001–2016) conform to the predictions of a habitat suitability model. *Divers Distrib.* 1–12.
- Oblastní plán rozvoje lesů pro přírodní lesní oblast č. 40 – Moravskoslezské Beskydy. ÚHUL, aktualizováno 31. 8. 2020. [Internet]. [citováno 20. června 2021], dostupné z: <http://www.uhul.cz/nase-cinnost/97-oblastni-plany-rozvoje-lesu/prirodni-lesni-oblasti-plo/198-prirodni-lesni-oblast-c-40-moravskoslezske-beskydy>.
- Oblastní plán rozvoje lesů pro přírodní lesní oblast č. 41 – Hostýnskovsetínské vrchy a Javorníky. ÚHUL, aktualizováno 8. 6. 2020. [Internet]. [citováno 20. června 2021], dostupné z: <http://www.uhul.cz/nase-cinnost/oblastni-plany-rozvoje-lesu/prirodni-lesni-oblasti-plo/199-prirodni-lesni-oblast-c-41-hostynsko-vsetinska-vrchovina-a-javorniky>.

- Phillips S. J., Dudík M., Schapire R. E. Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.3.3k). [Internet]. [citováno 20. června 2021], dostupné z: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/.
- Sánchez MCM., Cushman SA., Saura S. 2013. Scale dependence in habitat selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Range (NW Spain), *International Journal of Geographical Information Science*
- Společná tisková zpráva Agentury ochrany přírody a krajiny ČR a Hnutí DUHA z monitoringu velkých šelem 2020. Hnutí DUHA. [Internet]. [citováno 20. června 2021], dostupné z: <https://www.selmy.cz/tiskove-zpravy/mapovani-ukazalo-kolik-velkych-selem-se-priblizne-vyskytuje-v-chko-beskydy/>.
- Společná tisková zpráva Agentury ochrany přírody a krajiny ČR a Hnutí DUHA z monitoringu velkých šelem 2021. Hnutí DUHA. [Internet]. [citováno 20. června 2021], dostupné z: <https://www.selmy.cz/clanky/mapovani-velkych-selem-v-beskydech-letos-bez-medvedu/>.
- Škarka O. 2018. Výskyt velkých šelem a migrační koridory na Novojičínsku (bakalářská práce). Univerzita Palackého, Olomouc. 55 s.
- Špániková Š. 2018. Modleování rozšíření vybraných suchozemských plžů v CHKO Bílé Karpaty (diplomová práce). Masarykova Univerzita, Brno. 72 s.
- Šulgan M. 2007. Stopy a stopní dráhy šelem. ČSOP Radhošť. [Internet]. [citováno 20. června 2021], dostupné z: http://www.velkeselmy.cz/pdf/stopy_a_stopni_drahy_CSOP_Radhost.pdf
- Weissmanová H. a kol. 2004. Ostravsko. In: Mačkovčín P. a Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek X. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno 302 – 309.
- Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P. et al. 2004. Expansion of Brown Bears (*Ursus arctos*) into the Eastern Alps: A Spatially Explicit Population Model. *Biodiversity and Conservation* 13, 79–114.

Přílohy

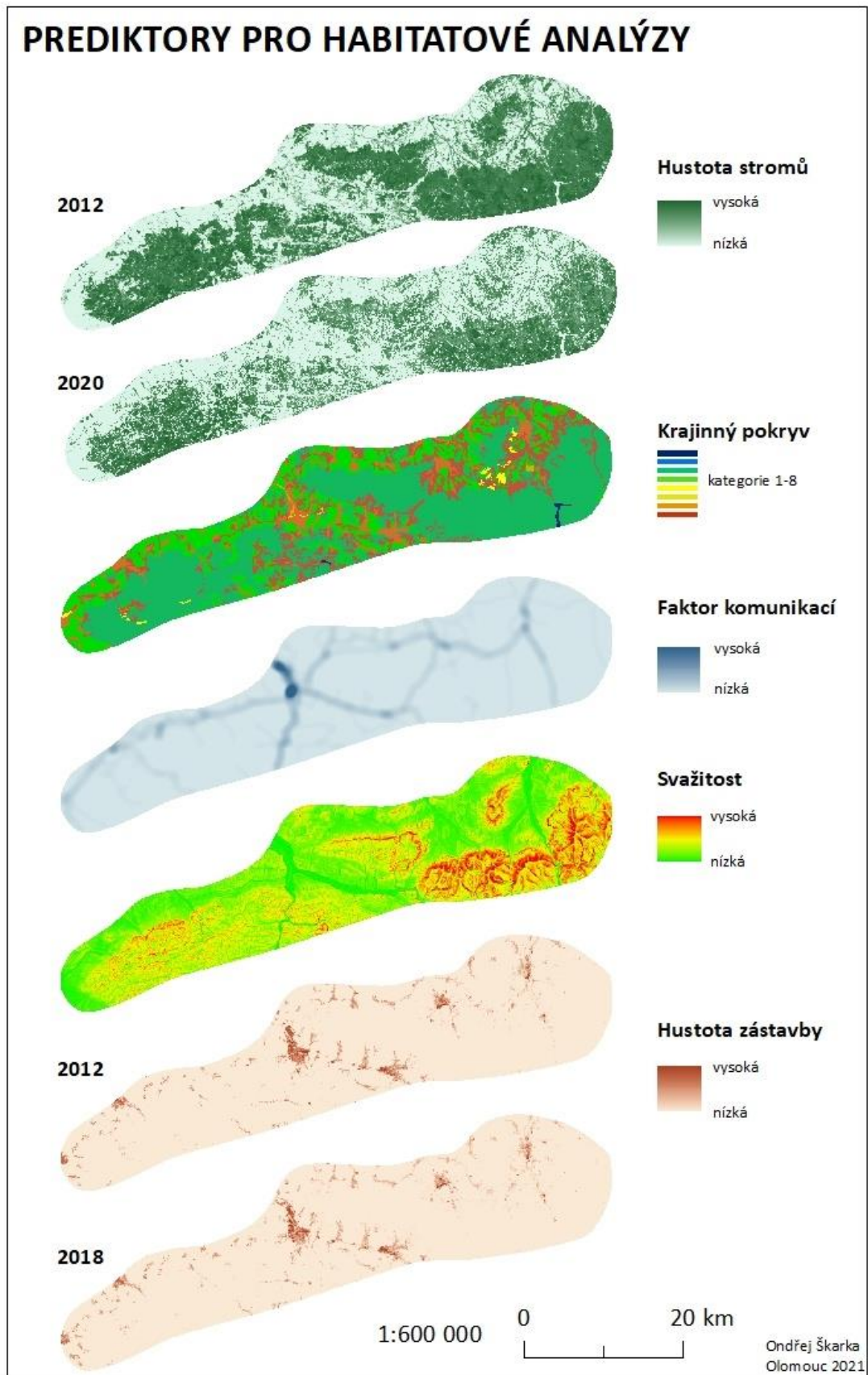
Příloha 1 Vstupy habitatových modelů

Příloha 2 Výstupy softwaru Maxent

Příloha 3 Terénní fotodokumentace z lokality Velký Javorník (918 m n. m.)

Letecká fotodokumentace

Příloha 1

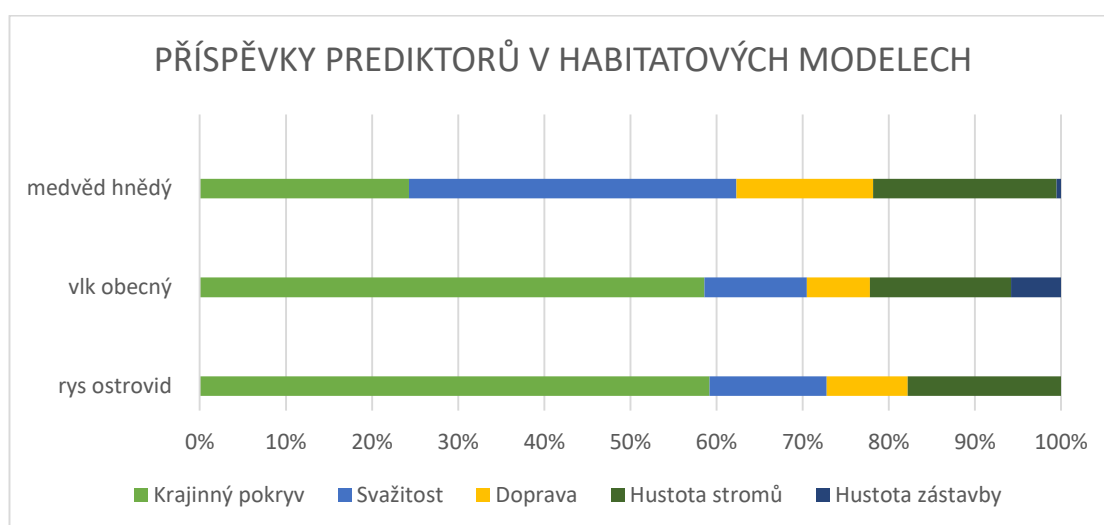


Obr. 1. Prediktory použité pro habitatové modely v softwaru Maxent.

Tab. 1. Prezenční data použitá v habitatových modelech.

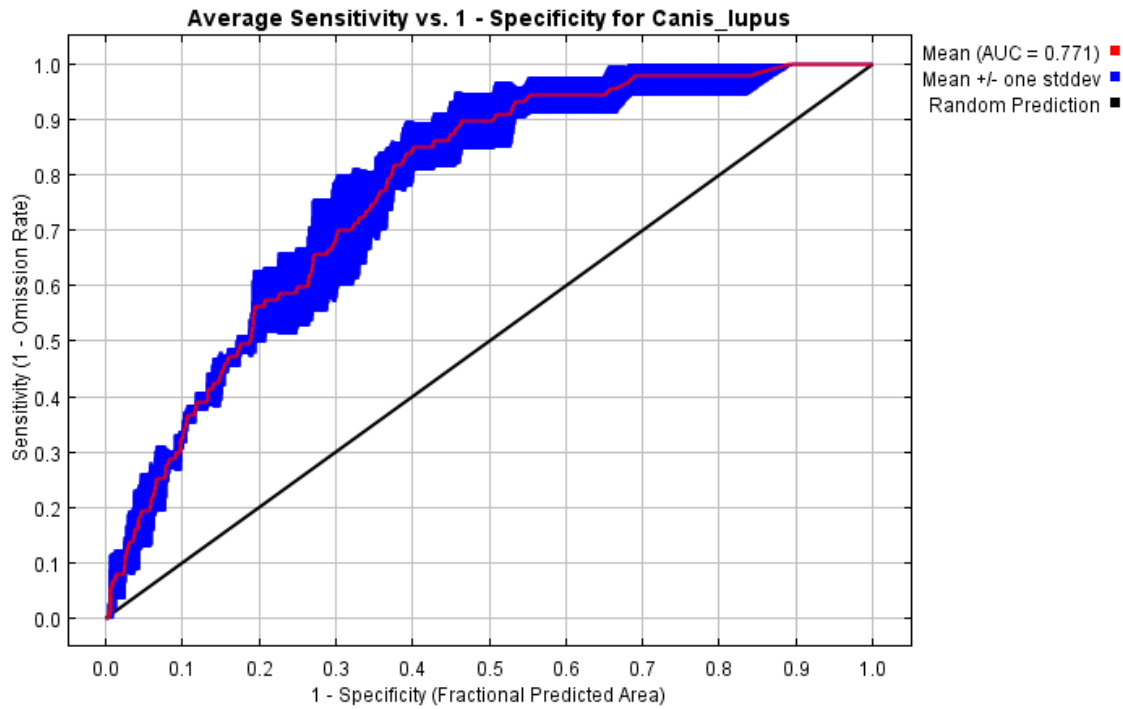
Druh	Validované prezenční záznamy	Tréninková data modelu	Testovací data modelu
rys ostrovid (<i>Lynx lynx</i>)	516	305	152
vlk obecný (<i>Canis lupus</i>)	90	58	29
medvěd hnědý (<i>Ursus arctos</i>)	33	20	9

Graf 1. Příspěvky jednotlivých prediktorů v habitatových modelech

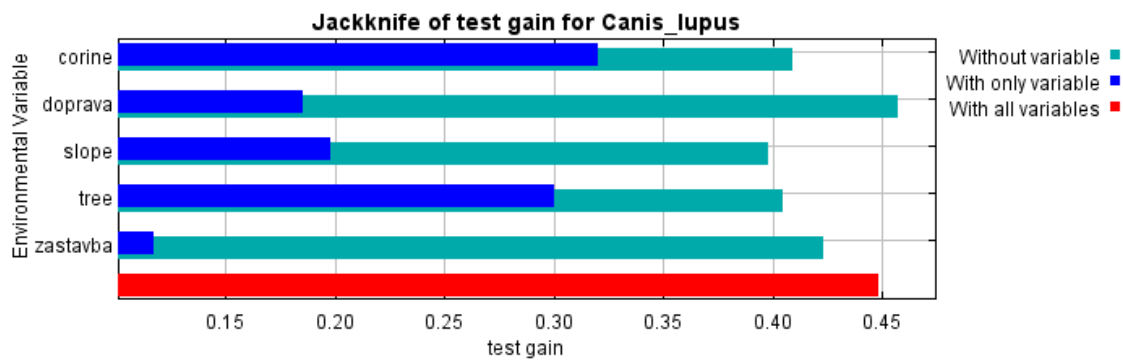


Příloha 2

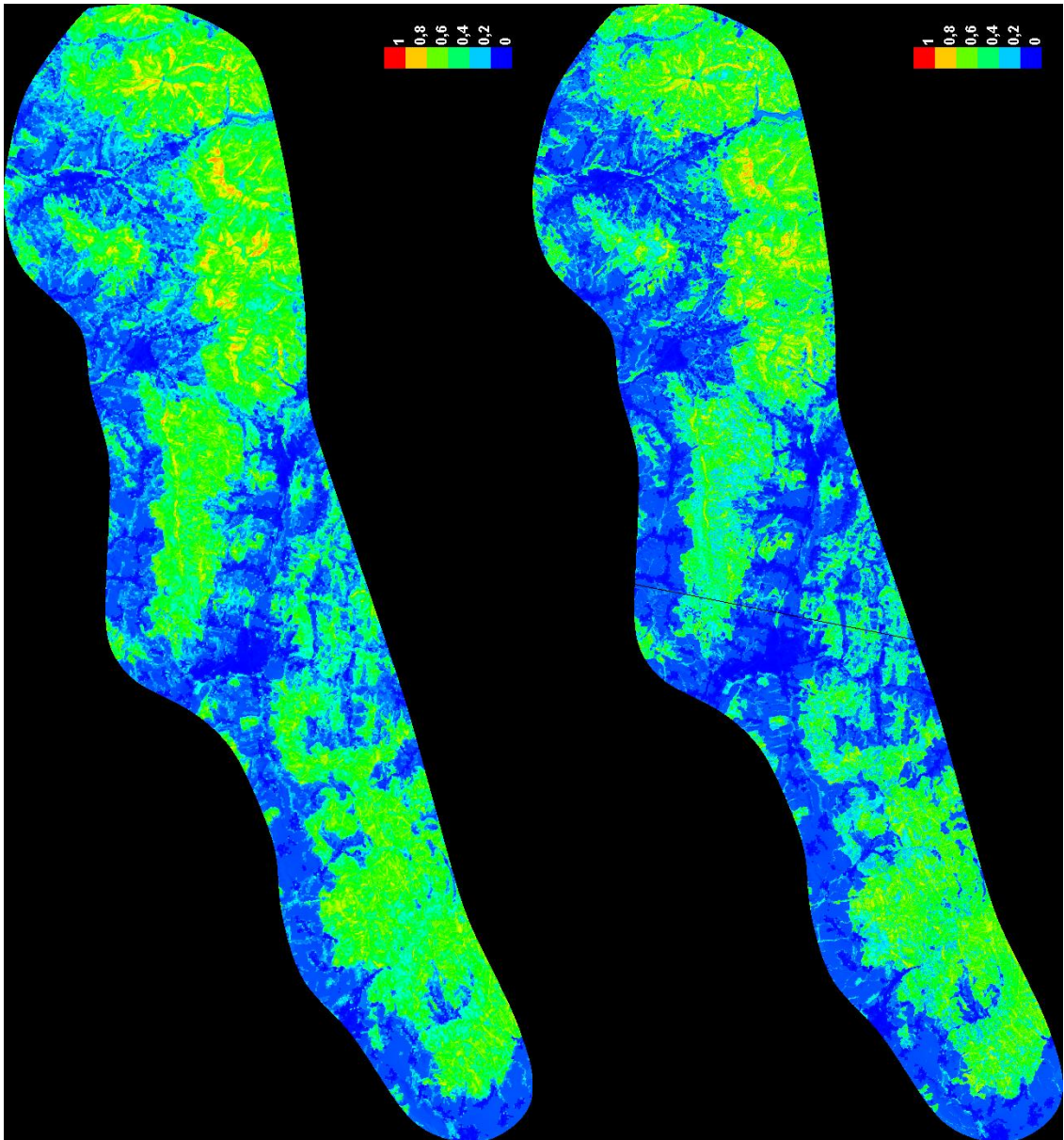
Vlk obecný (*Canis lupus*)



Graf 1. Křivka úspěšnosti modelu (ROC curve).

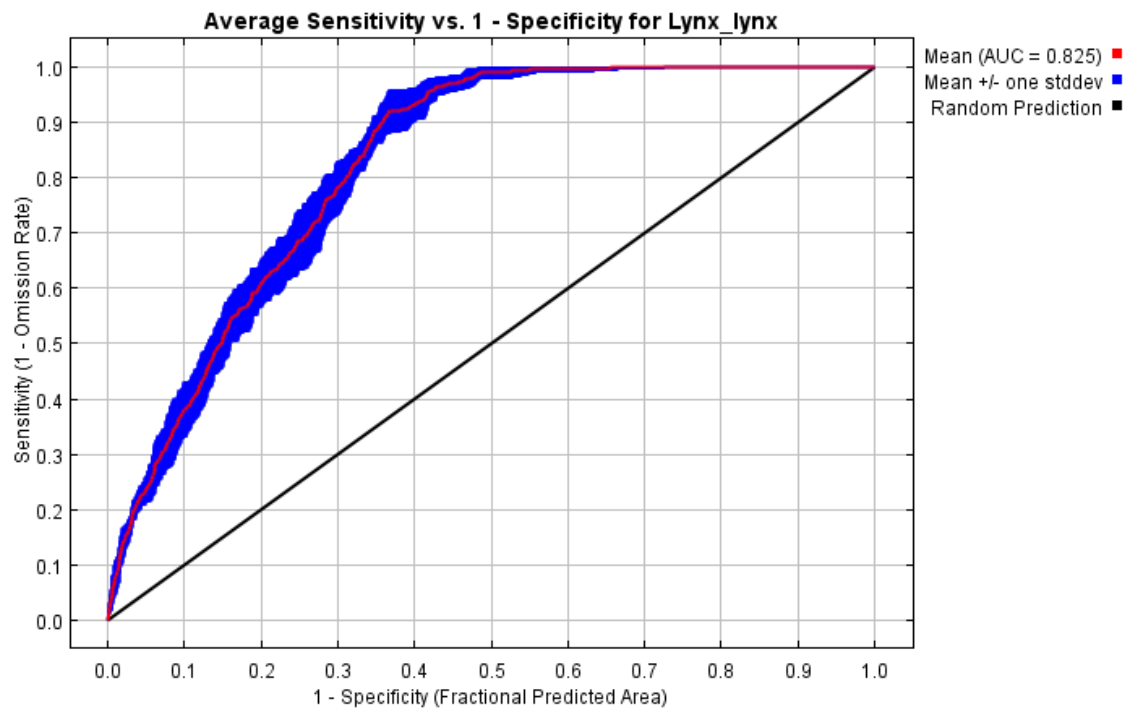


Graf 2. Jackknife test.

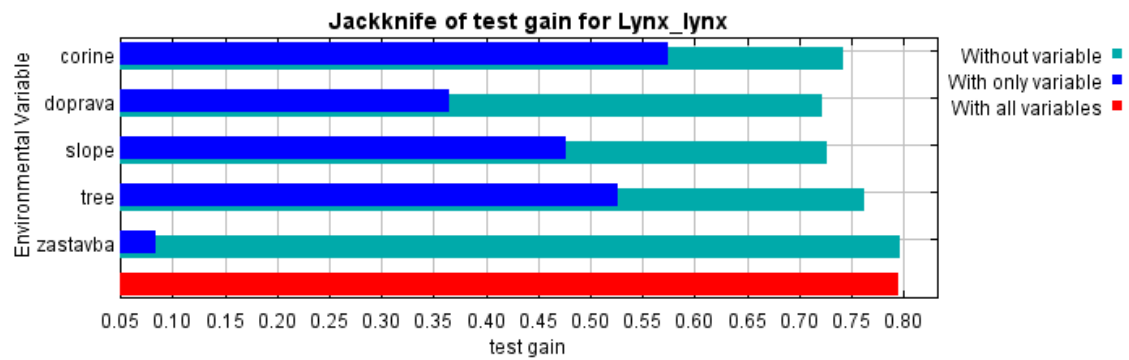


Obr. 1. Habitatový model programu Maxent. Vlevo stav před kůrovcovou kalamitou, vpravo matematický model odrážející stav po kalamitě.

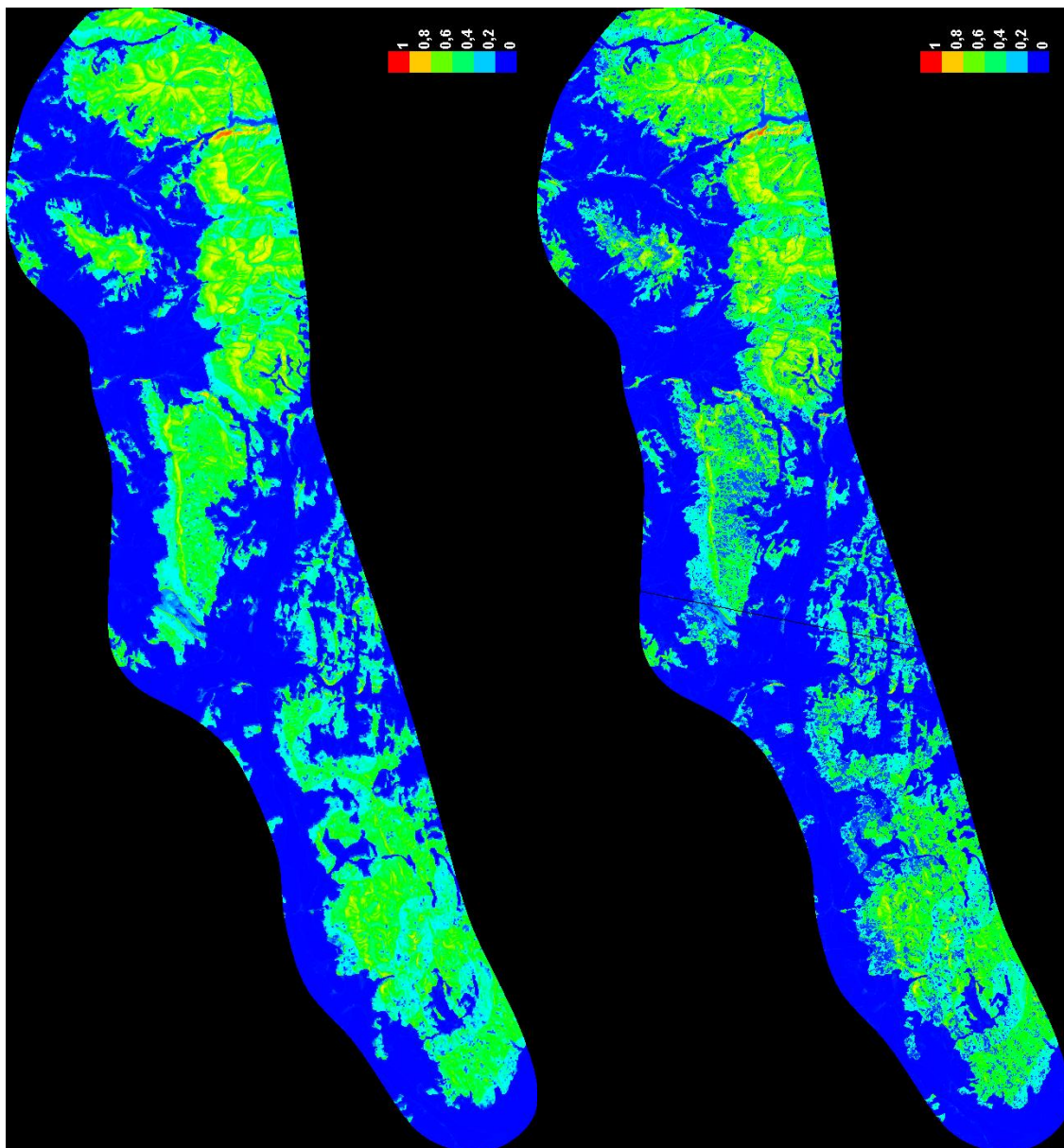
Rys obecný (*Lynx lynx*)



Graf 3. Křivka úspěšnosti modelu (ROC curve).

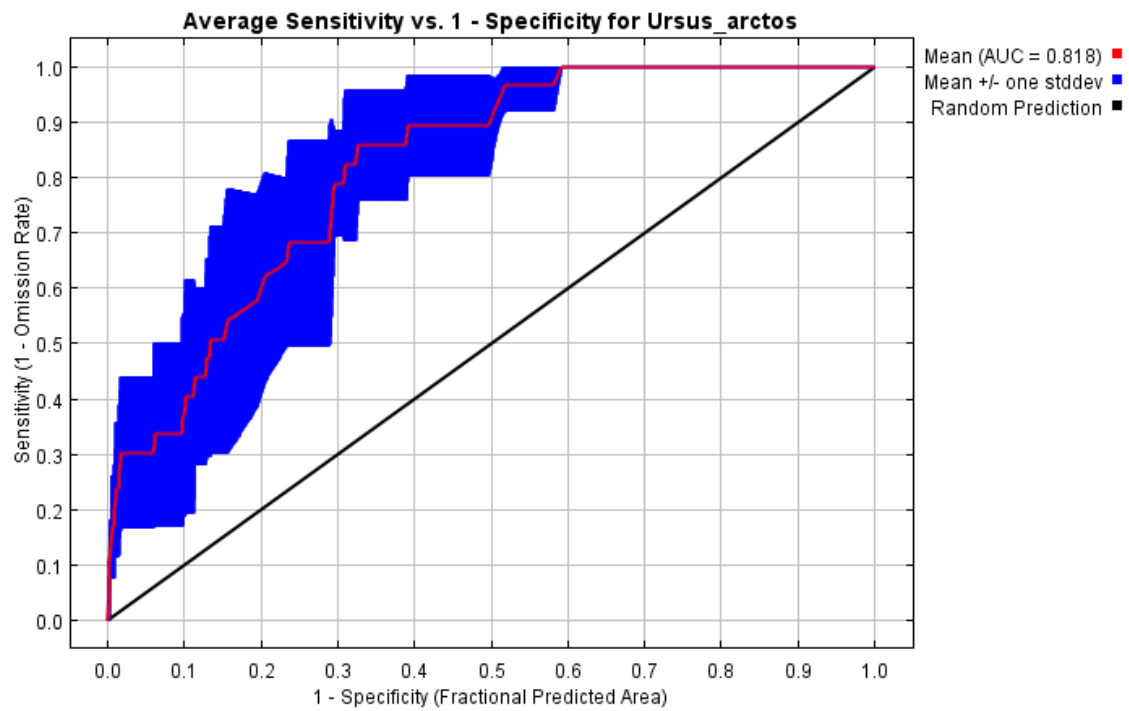


Graf 4. Jackknife test.

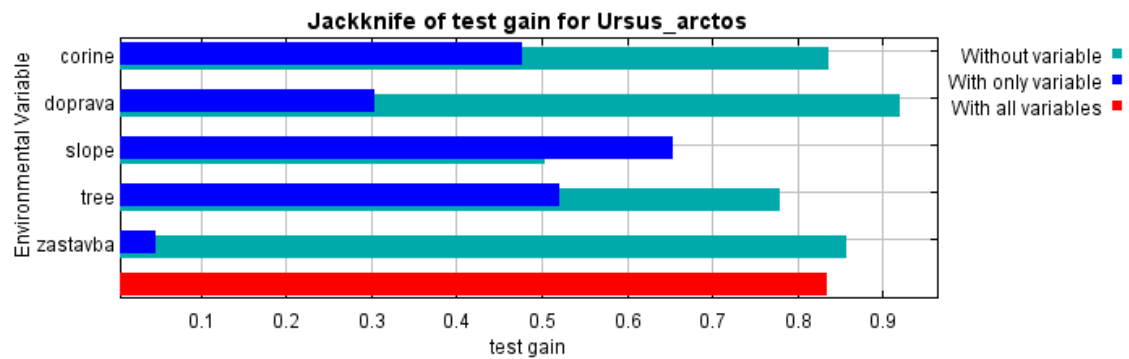


Obr. 2. Habitatový model programu Maxent. Vlevo stav před kůrovcovou kalamitou, vpravo matematický model odrážející stav po kalamitě.

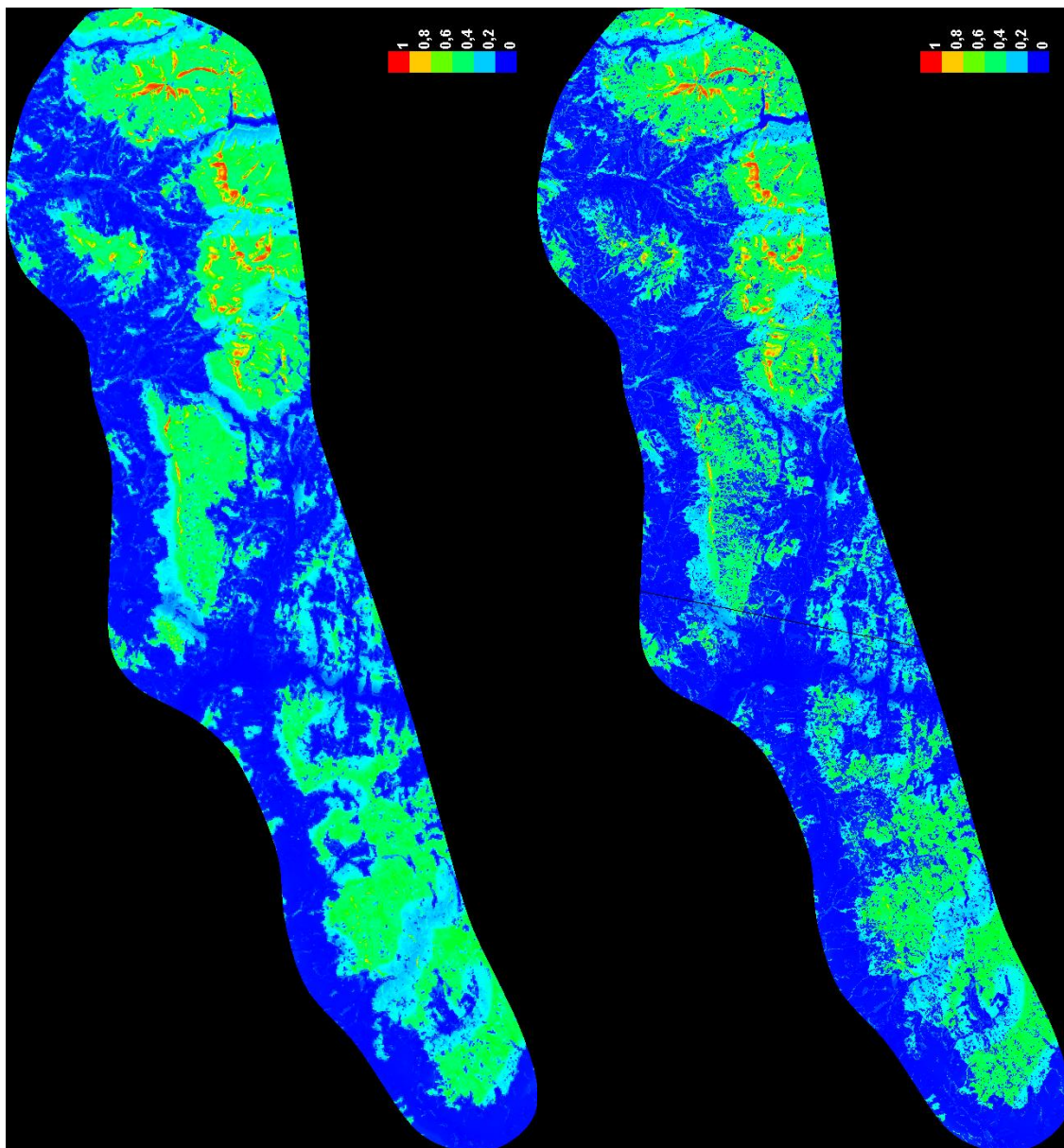
Medvěd hnědý (*Ursus arctos*)



Graf 5. Křivka úspěšnosti modelu (ROC curve).



Graf 6. Jackknife test.



Obr. 3. Habitatový model programu Maxent. Vlevo stav před kůrovcovou kalamitou, vpravo matematický model odrážející stav po kalamitě.

Příloha 3



Obr. 1. Pohled z rozhledny Velkého Javorníku na Malý Javorík (JV směr) - 6. 6. 2020.



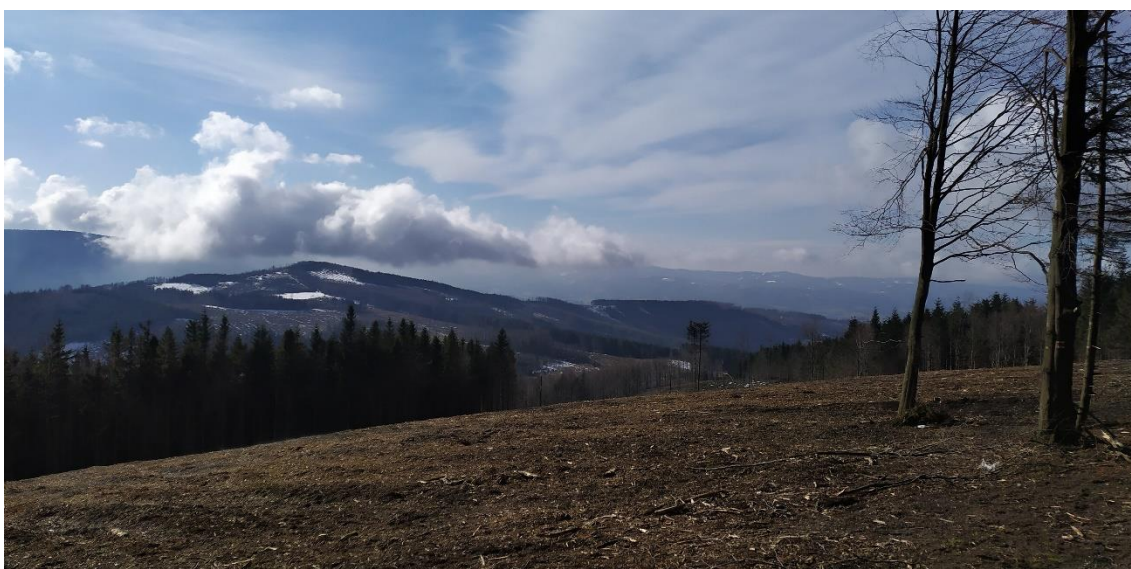
Obr. 2. Pohled na několikahektarovou holinu na Velkém Javorníku (JV směr) - 25. 10. 2020.



Obr. 3. Stejná holina po frézování pařezů z těžby - 22. 11. 2020.



Obr. 4. Stejná holina v zimním období - 9. 1. 2021.



Obr. 5. Stejná holina v jarním období, která prošla mrazem - 28. 3. 2021.



Obr. 6. Prvotní výsadba smrku v pružích po dvou řadách sazenic - 15. 5. 2021.



Obr. 7. Letní výsadba buků v hustém sponu - 22. 6. 2021.



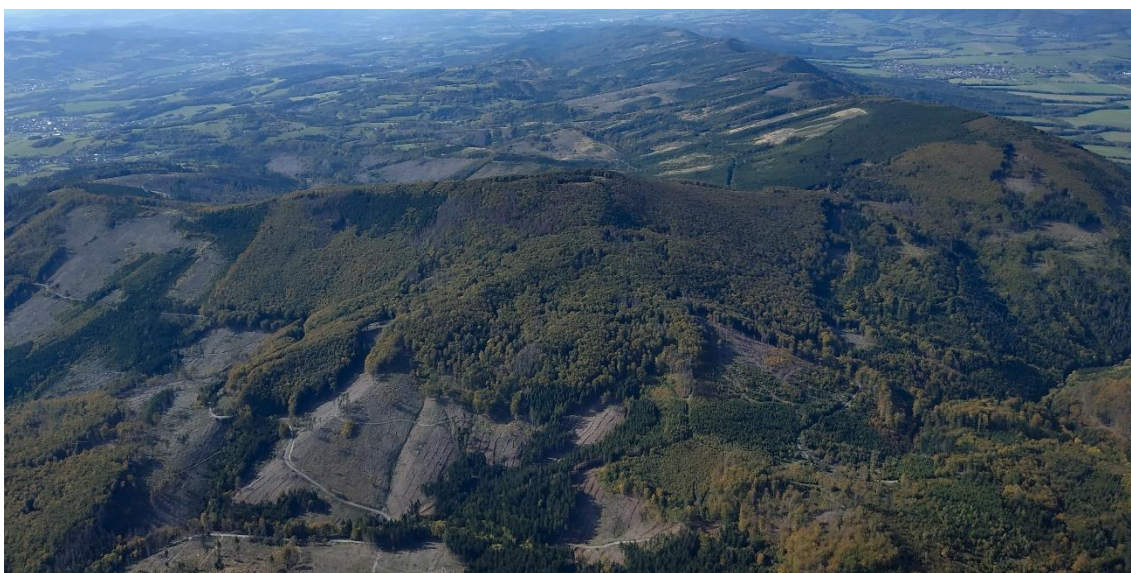
Obr. 8. Méně početné pruhy smrků obklopené bukovými sazenicemi - 22. 6. 2021.



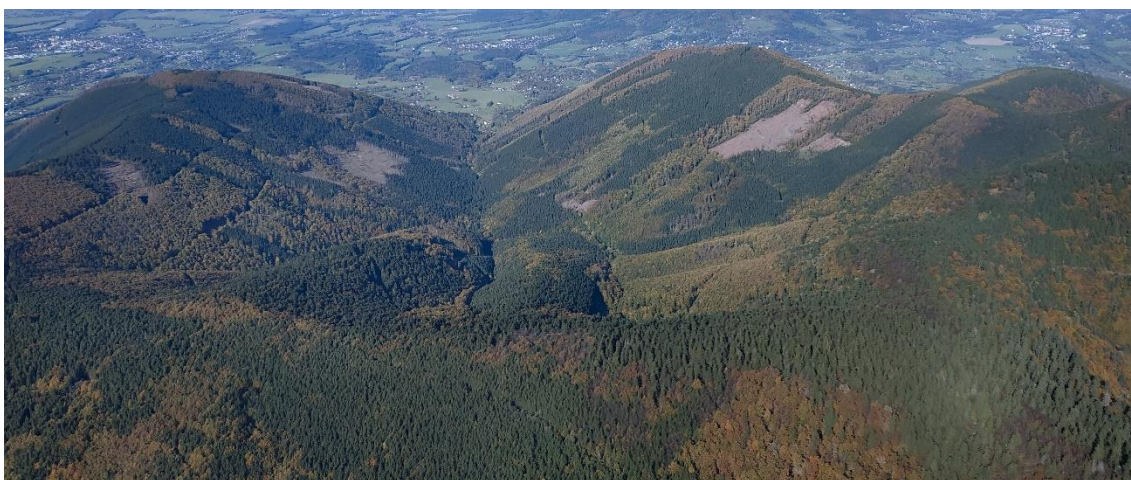
Obr. 9. Pohled do boku svahu čerstvě osázené holiny - 22. 6. 2021.



Obr. 10. Pohled na mýtiny Malého a Velkého Javorníku (SZ směr) - 12. 10. 2019.



Obr. 11. Pohled na vrchol Kamenárka (862 m n. m.) a hřeben Veřovických vrchů (Z směr) - 12. 10. 2019.



Obr. 12. Pohled na méně zasažené jádrové oblasti Beskyd: Velká Stolová (1046 m n. m.) a Noříčí hora (1047 m n. m.) (S směr) - 12. 10. 2019.