OCHRANA PRŮCHODNOSTI KRAJINY PRO VELKÉ SAVCE

EVERNIA s. r. o.

OCHRANA PRŮCHODNOSTI KRAJINY PRO VELKÉ SAVCE

PETR ANDĚL
TEREZA MINÁRIKOVÁ
MICHAL ANDREAS
(EDITOŘI)

EVERNIA
LIBEREC
2010

Řešitelské organizace:

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i.
EVERNIA s.r.o., Liberec
Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

Editoři:

Petr Anděl, Tereza Mináriková, Michal Andreas

Autorský kolektiv:

Petr Anděl, Michal Andreas, Anna Bláhová, Ivana Gorčicová, Václav Hlaváč, Tereza Mináriková, Dušan Romportl, Martin Strnad

Spolupracovali:

Helena Belková, Roman Borovec, Luděk Bufka, Jaroslav Červený, Ondřej Horáček, Zdeněk Chrudina, Tomáš Chuman, Eva Chumanová, Daniel Korábek, Magdaléna Macková, Leoš Petržílka, Michaela Špačková, Pavel Šustr

Recenzenti:

František Moravec, František Sedláček

Bibliografická citace:

Anděl P., Mináriková T. a Andreas M. (eds.) 2010: Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec, 137 s.

Publikace je výstupem projektu vědy a výzkumu Ministerstva životního prostředí ČR VaV-SP/2d4/36/08 „Vyhodnocení migrační propustnosti krajiny pro velké savce a návrh ochranných a optimalizačních opatření.“

© EVERNIA s.r.o., 2010

ISBN 978-80-903787-5-9

Obsah

1. Ochrana konektivity krajiny pro velké savce a metodika výzkumného projektu . 1
1.1. Fragmentace krajiny a migrace velkých savců ... 1
1.2. Koncepce ochrany konektivity krajiny ... 3
1.3. Metodika projektu ... 4

2. Biologie a ekologie zájmových druhů ... 7
2.1. Úvod ... 7
2.2. Medvěd hnědý ... 9
2.2.1. Statut ochrany ... 9
2.2.2.Výskyt a rozšíření ... 9
2.2.3. Ekologické a etologické nároky druhu ... 11
2.2.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci ... 12
2.3. Vlk obecný ... 15
2.3.1. Statut ochrany ... 15
2.3.2. Výskyt a rozšíření ... 15
2.3.3. Ekologické a etologické nároky druhu ... 17
2.3.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci ... 20
2.4. Rys ostrovid ... 23
2.4.1. Statut ochrany ... 23
2.4.2. Výskyt a rozšíření ... 23
2.4.3. Ekologické a etologické nároky druhu ... 26
2.4.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci ... 27
2.5. Jelen lesní ... 30
2.5.1. Statut ochrany ... 30
2.5.2. Výskyt a rozšíření ... 30
2.5.3. Ekologické a etologické nároky druhu ... 31
2.5.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci ... 33
2.6. Los evropský ... 35
2.6.1. Statut ochrany ... 35
2.6.2. Výskyt a rozšíření ... 35
2.6.3. Ekologické a etologické nároky druhu ... 37
2.6.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů druhu ve vztahu k migraci ... 40

3. Migrační bariéry v krajině ... 47
3.1. Bariéry jako zásadní krajinné struktury ovlivňující migraci živočichů ... 47
3.2. Charakteristika hlavních typů migračních bariér ... 49
3.2.1. Pozemní komunikace (silnice a dálnice) ... 49
3.2.2. Železnice ... 53
3.2.3. Vodní toky a vodní plochy ... 56
3.2.4. Oplocené areály ... 58
3.2.5. Osídlení ... 61
3.2.6. Nevhodné biotopy – bezlesí ... 63
3.3. Kumulace bariér a celková propustnost krajiny ... 65
3.4. Dílčí závěr k migračním bariérám ... 66

4. Habitatové modely vybraných druhů velkých savců ... 67
4.1. Úvod ... 67
4.2. Metody, data a nástroje ... 69
4.2.1. Analýza dat o výskytu zájmových druhů ... 69
4.2.2. Příprava dat o charakteru prostředí ... 70
4.2.3. Zpracování vlastního habitatového modelu ... 74

4.3. Výsledky habitatového modelu a jejich aplikace ... 74
4.4. Diskuse a závěr ... 78

5. Model krajinného potenciálu pro výskyt a migraci zájmových druhů velkých savců ... 81
5.1. Úvod ... 81
5.2. Metodika zpracování modelu ... 81
5.2.1. Výběr relevantních ukazatelů pro charakteristiku biotopu ... 82
5.2.2. Stanovení stupně přijatelnosti pro jednotlivé kategorie parametrů habitatu a bariér ... 82
5.2.3. Stanovení algoritmu výpočtu a modelování výsledného potenciálu ... 83
5.3. Výsledky modelu ... 84
5.4. Diskuse ... 88
5.4.1. Silné a slabé stránky modelu ... 88
5.4.2. Porovnání výsledků modelu s nálezovými daty ... 89
5.5. Dílčí závěr k modelům krajinného potenciálu ... 92

6. Migračně významná území ... 93
6.1. Definice a postavení v systému ochrany konektivity krajiny ... 93
6.2. Metodika upřesnění migračně významných území ... 94
6.3. Popis a charakteristika migračně významných území ... 95
6.3.1. Mapové výstupy ... 95
6.3.2. Porovnání migračně významných území s nálezovými daty ... 95
6.4. Rozložení migračně významných území v rámci ČR ... 98
6.4.1. Rozdělení MVÚ podle jednotlivých krajů ... 98
6.4.2. Rozdělení MVÚ podle nadmořské výšky ... 98
6.4.3. Rozdělení MVÚ podle typu biotopů ... 99
6.5. Vztah migračně významných území k vybraným kategoriím ochrany přírody ... 99
6.5.1. Zvláště chráněná území (ZCHÚ) ... 99
6.5.2. Natura 2000 ... 100
6.5.3. Územní systém ekologické stability (ÚSES) ... 100
6.5.4. Přírodní parky ... 102
6.5.5. Významné krajinné prvky (VKP) ... 102
6.6. Dílčí závěr k migračně významným územím ... 103

7. Dálkové migrační koridory ... 105
7.1. Definice a postavení v systému ochrany konektivity krajiny ... 105
7.2. Metodika vymezení dálkových migračních koridorů ... 107
7.2.1. Podkladové materiály ... 107
7.2.2. Zásady pro vedení dálkových migračních koridorů ... 107
7.2.3. Terénní mapování a zpracování výsledků ... 108
7.3. Popis a charakteristika dálkových migračních koridorů ... 109
7.4. Rozložení koridorů v rámci ČR ... 112
7.4.1. Rozdělení koridorů podle jednotlivých krajů ... 112
7.4.2. Rozdělení koridorů podle nadmořské výšky ... 112
7.4.3. Rozdělení koridorů podle typu biotopů ... 112
7.5. Vztah dálkových migračních koridorů k vybraným kategoriím ochrany přírody ... 114
7.5.1. Zvláště chráněná území (ZCHÚ) ... 114
7.5.2. Natura 2000 ... 115
7.5.3. Územní systém ekologické stability (ÚSES) ... 116
7.5.4. Přírodní parky ... 116
7.5.5. Významné krajinné prvky (VKP) ... 118
7.6. Dílčí závěr k dálkovým migračním koridorům ... 118

8. Vazba koridorů na sousední státy ... 119
8.1. Úvod ... 119
8.2 Přehled evropských projektů ... 120

8.3. Situace v sousedních státech a propojení sítí s ČR ... 121
8.3.1. Polsko ... 121
8.3.2. Německo ... 123
8.3.3. Rakousko ... 123
8.3.4. Slovensko ... 124
8.4. Dílčí závěr ... 125

9. Opatření na ochranu migrační propustnosti krajiny pro velké savce ... 127
9.1. Výchozí teze ... 127
9.2. Obecná opatření na ochranu krajiny před fragmentací ... 128
9.2.1. Zvýšení povědomí o závažnosti fragmentace krajiny a populací ... 128
9.2.2. Zařazení ochrany krajiny před fragmentací do národní legislativy ochrany přírody ... 128
9.2.3. Začlenění problematiky fragmentace krajiny jako povinně řešeného tématu v procesu hodnocení vlivů na životní prostředí 129
9.3. Speciální opatření na ochranu konektivity krajiny pro velké savce ... 129
9.3.1. Migračně významná území ... 130
9.3.2. Dálkové migrační koridory ... 131
9.3.3. Migrační trasy (MT) ... 131

10. Perspektivy vývoje fragmentace krajiny ... 133

English summary ... 135

Seznam zkratek:

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR
DMK – dálkové migrační koridory
EEA – Evropská agentura životního prostředí
EIA – hodnocení vlivů na životní prostředí
EVL – evropsky významná lokalita (součást soustavy Natura 2000)
GIS – geografický informační systém
GPS – globální poziční systém
HSI – Habitat Suitability Index
CHKO – chráněná krajinná oblast
MT – migrační trasa
MVÚ – migračně významné území
MZCHÚ – maloplošné zvláště chráněné území
MŽP – Ministerstvo životního prostředí
NDOP – nálezová databáze ochrany přírody
NP – národní park
PO – ptačí oblast (součást soustavy Natura 2000)
RPDI – roční průměrná denní intenzita dopravy
ÚAP – územně analytický podklad
ÚSES – územní systém ekologické stability
VKP – významný krajinný prvek
VRT – vysokorychlostní trať
VVP – vojenský výcvikový prostor
ZCHÚ – zvláště chráněné území
ZÚR – zásady územního rozvoje

Řešení výzkumného projektu vyžadovalo zapojení širokého okruhu pracovníků, kteří se podíleli na rešerších, terénních výzkumech, zpracování dat, na tvorbě textů, mapových výstupů a fotografií a na grafické a textové přípravě publikace. Další přispěli řadou cenných námětů a připomínek. Těm všem patří naše poděkování.

1.

Ochrana konektivity krajiny pro velké savce a metodika výzkumného projektu

Petr Anděl

1.1. Fragmentace krajiny a migrace velkých savců

1.2. Koncepce ochrany konektivity krajiny

1.3. Metodika projektu

1.1. FRAGMENTACE KRAJINY A MIGRACE VELKÝCH SAVCŮ

Výstavbou dopravní, průmyslové a sídelní infrastruktury se vytvářejí v krajině bariéry, které významným způsobem brání volnému pohybu živočichů. Biotopy vhodné pro život velkých savců jsou štěpeny na stále menší části a v krajině tak vznikají izolované oblasti bez dostatečné komunikace s okolím. Tento proces, označovaný jako fragmentace krajiny a fragmentace populací, patří k nejvýznamnějším negativním vlivům lidské činnosti na živou přírodu (Miko a Hošek 2009). Vzhledem k velkému počtu druhů s rozdílnými ekologickými nároky ovlivněných fragmentací krajiny a také vzhledem k variabilitě přírodních a společenských podmínek různých území je řešení tohoto problému a navrhování ochranných opatření velmi složité.

Důvodem, proč je problematika fragmentace krajiny v současnosti tak aktuálním tématem, je extrémní nárůst antropogenních bariér v krajině v posledních několika desetiletích. Volná krajina s množstvím přírodních nebo přírodě blízkých biotopů, která dosud automaticky plnila funkci spojovacího článku mezi různými populacemi, tuto schopnost v současnosti ztrácí. V řadě případů se jedná o nevratný jev a ochrana dosud existujících liniových propojovacích struktur se tak stává pro ochranu přírody klíčovým úkolem. Do popředí se proto dostávají ekologické sítě, jejichž základním atributem je kromě vhodných biotopů právě kontinuita. Jednou z nich je i ekologická síť navrhovaná k zachování konektivity populací velkých savců v ČR. Představení procesu přípravy, vymezení a navržení ochrany této ekologické sítě je hlavním cílem této publikace.

1. Ochrana konektivity krajiny pro velké savce a metodika výzkumného projektu

Předkládaný materiál, který je výstupem výzkumného projektu Ministerstva životního prostředí, se tedy zabývá dílčí částí problematiky fragmentace krajiny, a to hodnocením její migrační propustnosti pro velké savce a návrhem ochranných a optimalizačních opatření. Pod pojem „velcí savci" byli v projektu zařazeni rys ostrovid, vlk obecný, medvěd hnědý, los a jelen lesní. Naskýtá se otázka, jaké jsou důvody zabývat se právě touto relativně úzkou skupinou druhů. Podtrhnout je třeba dva základní.

Prvním důvodem je ochrana vyjmenovaných druhů jako takových. Kromě jelena lesního patří všechny tyto druhy mezi zvláště chráněné druhy ve smyslu zákona o ochraně přírody a krajiny; rys, vlk a medvěd jsou rovněž chráněni jako tzv. evropsky významné druhy v rámci evropské soustavy Natura 2000. Tyto druhy mají značné nároky na volný pohyb v krajině a bez funkčního propojení jednotlivých populací není jejich existence dlouhodobě udržitelná.

Druhý důvod je stejně významný. Tyto velké savce je třeba považovat za reprezentanty lesních ekosystémů. Vzhledem k jejich vysokým ekologickým nárokům je zřejmé, že tam, kde bude zajištěna propustnost krajiny pro velké savce, bude dostatečná i pro ostatní druhy lesních živočichů. Ochranou konektivity krajiny pro velké savce je tedy zajištěna i konektivita lesních ekosystémů jako celku. Ty přitom tvoří významnou část naší přírody, pokrývající cca 30 % rozlohy ČR.

Na závěr této části je třeba uvést terminologickou poznámku. Pohyb živočichů v krajině se odehrává různými způsoby a s různou motivací. Kromě dálkových migrací jsou to disperzní pohyby při šíření populací, sezonní pohyby i denní pohyby za potravou, vodou, úkrytem atd. Z hlediska ochrany konektivity krajiny a především ve vztahu k praktickým ochranným opatřením je obtížné tyto různé formy pohybu od sebe oddělit. Ekodukt na dálnici slouží jak dálkové migraci losa z Polska do jižních Čech, tak i dennímu pohybu jedinců žijících v okolí dálnice. Pro zjednodušení byl proto v této publikaci zvolen pro popis pohybů živočichů v krajině jednoslovný termín – migrace. A to i s vědomím, že ne vždy přesně odpovídá zoologické terminologii.

1.2. KONCEPCE OCHRANY KONEKTIVITY KRAJINY

Ochrana migrační propustnosti krajiny může být úspěšná pouze v případě, že bude postavena na systematickém koncepčním základě. Současně navržená koncepce vychází ze studie Anděl a Gorčicová (2007) a je založena na vymezení a ochraně tří hierarchicky uspořádaných jednotek: (i) migračně významného území (MVÚ), (ii) dálkových migračních koridorů (DMK) a (iii) migračních tras (MT). Tyto jednotky jsou koncipovány tak, aby umožňovaly postupně upřesňovat opatření ve vazbě na nové poznatky a aby bylo možné je provázat s procesy územního plánování.

1) Migračně významná území (MVÚ)

Migračně významná území jsou nejvyšší vymezenou jednotkou. Vychází ze základní koncepce udržení průchodnosti krajiny ve vazbě na větší krajinné celky (např. propojení Karpatské soustavy a Českého masivu). Jedná se o široká území, která zahrnují oblasti jak pro trvalý výskyt druhů, tak pro zajištění migrační propustnosti. V těchto územích by problematika fragmentace krajiny měla být zařazována jako jedno z povinných rozhodovacích hledisek v rámci územního plánování a investiční přípravy. Základní pracovní měřítko mapy MVÚ je 1 : 500 000. První verzi mapy MVÚ vydala Agentura ochrany přírody a krajiny ČR v roce 2008 jako tzv. územně analytický podklad (ÚAP). Celkové území zařazené do MVÚ přitom pokrývalo cca 67 % státu. Současně se počítalo s postupným upřesňováním tohoto podkladu a toto upřesnění MVÚ bylo jedním z cílů projektu VaV.

2) Dálkové migrační koridory (DMK)

Dálkové migrační koridory jsou základní jednotkou pro zachování dlouhodobě udržitelné průchodnosti krajiny pro velké savce. Jsou to liniové krajinné struktury délky v desítkách kilometrů a šířky v průměru 500 m, které propojují oblasti významné pro trvalý a přechodný výskyt velkých savců. Jejich základním cílem je zajištění alespoň minimální, ale dlouhodobě udržitelné konektivity krajiny pro velké savce. Jsou nástrojem pro koordinaci zájmů ochrany přírody a rozvoje území. Bez vymezení a ochrany DMK dochází k tomu, že významný koridor, do jehož průchodnosti byly investovány značné prostředky (např. výstavbou ekoduktů na dálnicích), je znehodnocen realizací jiné bariéry. Základní pracovní mapové měřítko je 1 : 50 000. DMK nebyly dosud vymezeny, což vyvolávalo konflikty v rámci procesů územního plánování. Proto byl jejich návrh zadán jako základní výstup předkládaného projektu VaV.

3) Migrační trasy (MT)

Migrační trasy jsou nejnižší jednotkou v rámci hierarchického uspořádání této metodiky. Představují detailní řešení překonání kritických míst v rámci migračního koridoru. Jedná se o podrobně vymezené trasy v šířce řádově 100 metrů, u kterých jsou přesně specifikována technická optimalizační opatření, např. zprůchodnění migračních bariér, úpravy migračních objektů, výsadby dřevin atd. Základním mapovým měřítkem je měřítko 1 : 5 000. V podrobnosti migračních tras je nezbytné řešit migrační koridory pouze v místech, kde hrozí jejich přerušení, a tam, kde jsou pro zachování migrace nezbytná technická investiční opatření. Migrační trasy by měly být řešeny zejména v rámci procesů územního plánování a hodnocení vlivů na životní prostředí, a nejsou proto předmětem tohoto projektu.

Lze tedy zrekapitulovat, že koncepce ochrany konektivity obsahuje z hlediska praktických opatření tři úrovně. Migračně významná území jsou úrovní signální. Jakýkoliv zásah do tohoto území, který by mohl potenciálně snížit jeho konektivitu, musí být včas identifikován, komplexně vyhodnocen a musí být přijata preventivní opaření. Dálkové migrační koridory představují úroveň ochrannou. V jejich prostoru nesmí být realizována žádná stavba nebo změna biotopů, která by snižovala jejich propustnost. Migrační trasy reprezentují úroveň realizační. Představují podklad pro realizaci konkrétních investičních nebo územních opatření pro zlepšení konektivity v určité lokalitě, především tam, kde již dnes existují významné migrační bariéry.

Výstupy tohoto výzkumného projektu zásadním způsobem dotvářejí koncepci ochrany migrační propustnosti krajiny pro velké savce. Upřesňují migračně významná území a vymezují dálkové migrační koridory.

1.3. METODIKA PROJEKTU

Naplnění uvedených cílů představuje velmi náročný multidisciplinární úkol, ve kterém se prolínají prvky ekologie, biogeografie, územního plánování, geografických informačních systémů, technických a dalších oborů. Aby byly výsledné výstupy zpracovány na základě současných odborných poznatků, byla zvolena komplexní metodika jak pro zajištění vstupních dat, tak pro konečné zpracování výstupů. V následujícím přehledu jsou uvedeny základní etapy metodického řešení projektu VaV.

Základní etapy:

1) Rešerše ekologických a etologických požadavků zájmových druhů velkých savců

Údaje o biologii jednotlivých zájmových druhů, jejich ekologických nárocích na místa trvalého nebo přechodného výskytu a chování během pohybů v krajině a překonávání migračních bariér jsou prvotním podkladem pro další postup prací. Proto byla zpracována podrobná rešerše našich i zahraničních pramenů, zaměřená nejen na literární údaje, ale i konkrétní výsledky sledování některých jedinců pomocí moderních telemetrických metod.

2) Revize nálezových dat zájmových druhů

Data o výskytu zájmových druhů v ČR jsou základním podkladem pro vymezení míst trvalého a přechodného výskytu i hlavních migračních koridorů. Problémem je značná heterogenita údajů, data se liší přesností lokalizace, jsou z různých časových období, jednotlivé oblasti nejsou podchyceny rovnoměrně, různá je i jejich věrohodnost. Proto byla provedena kompletace a revize všech těchto údajů a získaný soubor nálezových dat lze považovat za nejrozsáhlejší, jaký je aktuálně v ČR k dispozici.

3) Zhodnocení základních migračních bariér

Technické a přírodní překážky, které brání volnému pohybu živočichů v krajině, jsou různých typů (sídla, dopravní stavby, vodní toky, oplocené areály aj.) a podle svých parametrů vyvolávají různý stupeň odporu (rezistence). Určení tohoto odporu je základním krokem při vyhodnocení průchodnosti, a tím i perspektivy migračního koridoru. Proto byly tyto bariéry vyhodnoceny, byla provedena jejich kategorizace a identifikováno jejich rozmístění v ČR. Hodnoceny byly nejen jednotlivé typy bariér, ale i jejich kumulativní účinky.

4) Zpracování matematických modelů potenciálu krajiny

Ekologické nároky různých druhů živočichů se liší. Ve vazbě na různorodost přírodních a antropogenních podmínek má proto každé místo v krajině různou pravděpodobnost, že se zde daný druh bude vyskytovat. Tato pravděpodobnost výskytu se nazývá krajinný potenciál a jeho odhad je možné provést pomocí matematických modelů. Z řady různých typů je možné uvést dva základní přístupy:

a) Metody statistické analýzy – jsou založené na analýze vybraných faktorů prostředí v místech doloženého výskytu zájmového druhu, na statistickém zhodnocení vzájemných vztahů posuzovaných proměnných a na aplikaci výsledných závislostí na ostatní hodnocená území pomocí nástrojů GIS. Výsledky lze vyjádřit ve formě kategorizace zájmového území z hlediska biotopového potenciálu pro výskyt druhu. Tento typ modelů se označuje také jako habitatový model.

b) Metody multikriteriální analýzy – vycházejí z metodik multikriteriálního hodnocení a jsou založeny rovněž na analýze vybraných faktorů prostředí ve vztahu k ekologii daného druhu. Vzájemné váhy a preference jednotlivých proměnných jsou stanoveny formalizovaným hodnocením týmem expertů. Výsledky jsou použity pomocí nástrojů GIS ke kategorizaci zájmového území z hlediska vhodného krajinného potenciálu.

Oba metodické přístupy mají své klady a zápory, je proto vhodné je kombinovat. Přitom je třeba mít na paměti, že u všech modelů se jedná pouze o přiblížení reálnému stavu, a k výstupům je tedy třeba přistupovat kriticky. Přesto jsou tyto výsledky vhodným pomocným podkladem při řešení konektivity krajiny.

5) Rozsáhlý terénní průzkum

Průchodnost migračního koridoru může být ohrožena i bariérou o šířce pouze několika desítek metrů (např. silnice s protihlukovými stěnami, jedna řada obytných domů nebo rekreačních chat s oplocenými zahradami aj.). Pro určení těchto míst a pro stanovení skutečné průchodnosti tras navržených jako dálkové migrační koridory byl proveden podrobný terénní průzkum. Jedná se o naprosto zásadní metodický krok, protože

identifikaci neprůchodných kritických míst na koridorech nelze provést z mapových podkladů ani z matematických modelů, ale pouze na základě detailních místních šetření. Výsledky tohoto průzkumu byly klíčovým podkladem pro vymezení DMK.

6) **Upřesnění mapy migračně významných území**
Podklady získané v předchozích etapách, především komplexní zhodnocení nálezových dat migračních bariér v krajině a výsledků matematických modelů, byly použity k upřesnění rozsahu a lokalizace MVÚ.

7) **Vymezení dálkových migračních koridorů**
Dálkové migrační koridory byly vymezeny na základě komplexního zhodnocení nálezových dat, ekologie a etologie zájmových druhů, přítomnosti a kategorizace migračních bariér, výsledků matematických modelů a především rozsáhlého terénního průzkumu ověřujícího reálnou průchodnost koridorů. Při vymezování koridorů byla zohledněna jejich návaznost na ekologické sítě sousedních států.

8) **Návrh opatření pro zajištění průchodnosti krajiny**
Na základě výsledků celého projektu byl zpracován návrh základních opatření nezbytných k zajištění migrační propustnosti krajiny pro velké savce, který zahrnuje jak opatření obecné povahy, tak opatření konkrétní, například zajištění ochrany migračně významných území a dálkových migračních koridorů.

Podrobný popis metodiky jednotlivých přístupů je uveden v příslušných kapitolách.

Struktura publikace

Struktura této publikace odráží výše uvedenou metodiku řešení. Po úvodní kapitole následuje rešerše ekologických a etologických nároků zájmových druhů velkých savců včetně prezentace dat o trvalém a přechodném výskytu (kap. 2). Rozbor a kategorizace migračních bariér jsou uvedeny v kap. 3. Kapitoly 4. a 5. se zabývají využitím matematických modelů pro hodnocení konektivity krajiny. Pro zajištění větší komplexnosti pohledů byly použity dva typy modelů, jednak habitatový model (kap. 4), jednak model krajinného potenciálu (kap. 5). Po kapitolách 2. až 5., zaměřených na získávání vstupních údajů, následují kapitoly 6. až 9., které popisují zpracované výsledky. V kapitole 6. jsou představena migračně významná území a jejich vazby na administrativní členění státu a na kategorie ochrany přírody. Kapitola 7. popisuje dálkové migrační koridory. Jejich vazby na okolní státy jsou uvedeny v kap. 8. Návrh ochranných opatření je v kap. 9. Poslední kapitolou je závěr, který se zamýšlí nad perspektivou fragmentace krajiny v budoucnosti.

Předkládaný materiál je výstupem projektu Ministerstva životního prostředí VaV-SP/2D4/36/08 „Vyhodnocení migrační propustnosti krajiny pro velké savce a návrh ochranných a optimalizačních opatření“.

LITERATURA

Anděl P. a Gorčicová I., 2007: Návrh koncepce ochrany migračních koridorů velkých savců v rámci územního plánování – způsob výběru a vymezení koridorů. – Zpráva pro MŽP, Evernia s.r.o., Liberec.

Miko L. a Hošek M. (eds.), 2009: Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

2.

Biologie a ekologie zájmových druhů

Tereza Mináriková, Martin Strnad, Václav Hlaváč, Anna Bláhová, Dušan Romportl, Pavel Šustr, Luděk Bufka a Michal Andreas

2.1. Úvod
2.2. Medvěd hnědý
2.3. Vlk obecný
2.4. Rys ostrovid
2.5. Jelen lesní
2.6. Los evropský

2.1. ÚVOD

Rychle postupující fragmentace prostředí zapříčiňuje rozpad původních souvislých areálů rozšíření mnoha druhů živočichů. Nejvíce postižené jsou ty skupiny, které jsou vázané na zachovalé přírodní prostředí, mají velké nároky na velikost domovských okrsků nebo k jejichž biologii patří pravidelné či příležitostné migrace. V podmínkách České republiky postupující fragmentace prostředí postihuje zejména všechny tři druhy velkých šelem (vlk obecný, rys ostrovid a medvěd hnědý). Tyto druhy mají podobné ekologické nároky – jsou vázané na rozsáhlé lesnaté oblasti, kde jsou minimálně rušeny lidskou přítomností. K jejich biologii neoddělitelně patří daleké migrace. Často může jít o disperzní přesuny subadultních jedinců vytlačovaných z původních rodičovských okrsků, známé jsou ale i potulky dospělých zvířat. Tyto přesuny mohou dosahovat desítek, někdy i stovek kilometrů.

Velmi dlouhé migrace jsou typické také pro velké druhy kopytníků. V našich podmínkách jde především o losa evropského, v případě jelena lesního se spíše jedná o migrace na střední vzdálenosti do několika desítek kilometrů. Los je typickým obyvatelem bažinatých severských lesů. Naše současná jihočeská populace čítající do třiceti jedinců je zcela závislá na alespoň nepravidelném posilování příchodem zvířat z populací na severovýchodě Polska. Losi při této neuvěřitelné cestě urazí vzdálenost přes 800 km hustě osídlenou krajinou, kdy musí překonat řadu bariér, např. dálnice, železnice a oplocená území. Motivace zvířat k těmto dalekým migracím není dosud uspokojivě vysvětlena, je však jisté, že pokud tyto migrace ustanou, hrozí naší populaci rychlý zánik. Jelen lesní je známý pravidelnými přesuny mezi letními a zimními stanovišti, ale i nepravidelnými delšími migracemi mezi vzdálenými oblastmi. Jeho rozšíření je dnes významně ovlivňováno mysliveckým obhospodařováním. Vzhledem k tomu, že jelen má podobné nároky na prostředí jako velké šelmy,

může tento druh velmi dobře fungovat jako indikátor stavu prostředí v oblastech, kde velké šelmy nežijí.

Velké šelmy, los a jelen, jsou tedy pro projekty zaměřené na zachování nebo obnovení krajinné konektivity optimálními cílovými druhy. S výjimkou jelena jde o druhy vzácné a chráněné, a jsou tedy samy předmětem přísné ochrany. Všechny druhy mají navíc vysoké nároky na kvalitu a rozlohu stanovišť a jejich biologie souvisí s dlouhými přesuny mezi jednotlivými oblastmi. Jejich nároky na kvalitu a strukturu stanovišť navíc velmi dobře zastřešují požadavky širokého spektra dalších druhů vázaných na zachovalé lesní prostředí. Pokud zajistíme ochranu a vzájemnou konektivitu stanovišť pro tyto cílové druhy, budeme zároveň řešit problém ochrany celých lesních ekosystémů včetně řady dalších ohrožených druhů.

Potřeba vzájemného propojení vzdálených významných lesních stanovišť dostává v současné době i další rozměr. Očekávané rychlé změny klimatu budou nepochybně přinášet výrazné změny ve skladbě lesních společenstev, a tedy i změny podmínek pro výskyt mnoha živočišných druhů. Za této situace je zřejmé, že šanci na přežití těchto druhů zvýší možnost jejich samovolných přesunů do nových vhodných oblastí. Přesuny však budou možné pouze za situace, kdy jednotlivá stanoviště budou vzájemně propojená. Respektování nároků výše zmíněných cílových druhů tedy významně přispěje i ke zvýšení adaptační schopnosti lesních ekosystémů vůči očekávaným klimatickým změnám.

V další části této kapitoly budou samostatně popsány jednotlivé zájmové druhy velkých savců (šelem a kopytníků) v pořadí: medvěd hnědý (*Ursus arctos*), vlk obecný (*Canis lupus*), rys ostrovid (*Lynx lynx*), jelen lesní (*Cervus elaphus*) a los evropský (*Alces alces*).

2.2. MEDVĚD HNĚDÝ *Ursus arctos* Linnaeus, 1758

2.2.1. Statut ochrany

Statut ochrany na mezinárodní úrovni

Medvěd hnědý je dle červeného seznamu savců IUCN (IUCN 2010e) zařazen mezi málo dotčené druhy (LC – least concern) a jeho populační trend je udáván jako stabilní.

V Evropské unii je medvěd chráněn směrnicí č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, je uveden v příloze II a IV. Dále je zařazen do přílohy II Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Vztahuje se na něj také Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva), kde je uveden v příloze II (Přísně chráněné druhy živočichů), a Úmluva o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů (Bonnská úmluva).

Statut ochrany v ČR

V Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR je uveden medvěd hnědý jako druh kriticky ohrožený (Anděra a Červený 2003).

Podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a související vyhlášky č. 395/1992 Sb. je medvěd hnědý zvláště chráněný živočich v kategorii kriticky ohrožený. Z hlediska zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. je medvěd považován za zvěř, kterou nelze lovit.

2.2.2.Výskyt a rozšíření

Výskyt a rozšíření v Evropě

Medvěd hnědý se původně vyskytoval na celém území evropského subkontinentu s výjimkou přilehlých ostrovů – Islandu, Irska, Korsiky a Sardinie. V průběhu 19. a 20. století byly jeho početní stavy výrazně redukovány, hlavně v důsledku odlesňování krajiny, intenzifikace zemědělství a silného pronásledování člověkem.

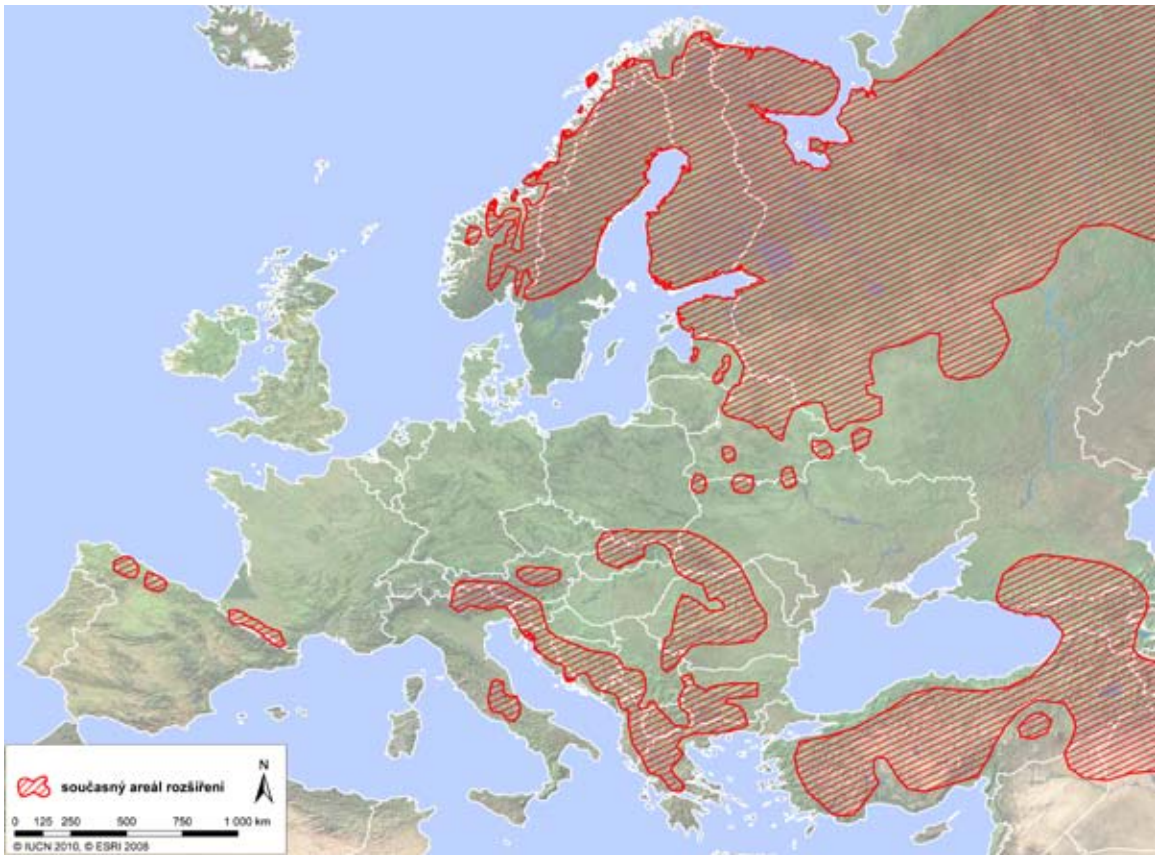
V současné době se v jihozápadní Evropě (obr. 2-1) nacházejí dvě populace medvěda hnědého, obývající Pyrenejský poloostrov. Jedná se o velmi malou populaci pyrenejskou (15–21 jedinců) a populaci kantabrijskou v severozápadním Španělsku, kde je početnost odhadována na 130 jedinců. Další oblastí evropského výskytu je Apeninské pohoří ve střední Itálii, kde žije izolovaná populace 40–50 jedinců v Národním parku Abruzzo a přilehlém okolí. V Alpské oblasti jsou identifikovány tři jádrové oblasti výskytu medvěda hnědého, kterými jsou jižní Alpy na pomezí Rakouska a Slovinska, centrální italské Alpy a centrální rakouské Alpy. Populace v oblasti centrálních rakouských Alp byla založena díky reintrodukcím v letech 1989–1993 a stejně tak byla podpořena reintrodukcí jedinců z let 1999–2003 populace v oblasti italských Alp. Jižní Evropu od centrálního Slovinska, Chorvatska, přes Albánii do severního Řecka obývá populace medvědů, která je vázána na Dinárský masiv a pohoří Pindos, kde se podle odhadu vyskytuje 2 100–2 500 jedinců.

Druhou nejpočetnější evropskou populací je karpatská populace s 8 100 jedinci, která zahrnuje východní část České republiky, dále území Slovenska, jihovýchodního Polska, přes Ukrajinu do Rumunska a Srbska. Převážná část této populace se nalézá v Rumunsku a je odhadována na 6 000 jedinců. Severovýchodní Evropa hostí vůbec nejpočetnější populaci medvěda hnědého, která je odhadována na 11 100 jedinců. V rámci celé oblasti je rozlišována subpopulace karelská, zahrnující Norsko, Finsko a přilehlá území Murmanska a Karélie v Rusku, kde žije 4 300 jedinců. Do druhé subpopulace baltské jsou zahrnováni jedinci obývající pobaltské státy (Litvu, Lotyšsko, Estonsko), Bělorusko a západní část Ruska s odhadem početnosti 6 800 jedinců. Navíc se v severní Evropě ještě vyděluje populace, která je vázána na pohraniční oblast mezi Švédskem a Norskem, kde žije podle odhadů 2 600 jedinců (Linnell et al. 2007).

Odhady početnosti medvěda hnědého v zemích sousedících s Českou republikou: Slovensko 700, Polsko 100 a Rakousko 23–28 jedinců (Swenson et al. 2000).

Výskyt a rozšíření v ČR

Medvěd hnědý byl ve středověku na území dnešní ČR široce rozšířen. Především díky lovu byl v Čechách vyhuben v polovině 19. století, nejdéle se ještě vyskytoval na



Obr. 2-1 *Mapa rozšíření medvěda hnědého (Ursus arctos) v Evropě (dle IUCN 2010e)*

Šumavě (Kokeš 1961). Na Moravě se několik medvědů vyskytovalo ještě do konce 19. století v oblasti Beskyd. V minulosti se medvěd vyskytoval ve všech pohraničních horách i na mnoha jiných místech republiky, např. na Křivoklátsku, v Brdech a na Českomoravské vrchovině (Červený et al. 2006a).

Četnost občasných výskytů medvědů se opětovně zvýšila až v průběhu 70. let 20. století v Moravskoslezských Beskydech podél hranice se Slovenskem. V průběhu 80. let počet pozorování ještě vzrůstal; k pozorování medvěda došlo v 41 mapovacích čtvercích, např. v Jeseníkách, na Drahanské vrchovině, v Moravském Krasu a Bílých Karpatech. V 90. letech byli medvědi kromě Beskyd a Oderských vrchů zjištěni až v Jeseníkách a migrující jedinci byli zaznamenáni až v oblasti Broumovska (Červený et al. 2004).

V současné době je trvalý výskyt medvědů zcela vázán na jádrovou oblast nejvyšších a nejodlehlejších vrcholů hor v CHKO Beskydy – např. Mionší a Smrk (obr. 2-2). V celé oblasti pohraničních hor se Slovenskem se odhaduje výskyt maximálně 5 jedinců, přičemž by zde podle odhadů mohlo žít do budoucna až 23 jedinců (Bartošová 2004).

Předpokládá se, že další potenciální oblasti, které by mohli medvědi dlouhodoběji obývat, jsou Vsetínské vrchy a Javorníky, dále pak oblast Bílých Karpat. Jako potenciálně medvědům vyhovující byly prokázány také oblasti Jeseníků a Orlických hor.

Medvěd hnědý je v současnosti v České republice významně ohrožen. Trvale obývá pouze oblasti Moravskoslezských Beskyd, Javorníků a Vsetínských vrchů, kam také zasahuje jeho nejzápadnější okraj areálu výskytu. Tato populace je zcela závislá na jedincích migrujících ze sousedních zdrojových populací na Slovensku a v Pol-

sku, kteří jsou zahrnováni do početné populace Karpatského oblouku.

2.2.3. Ekologické a etologické nároky druhu

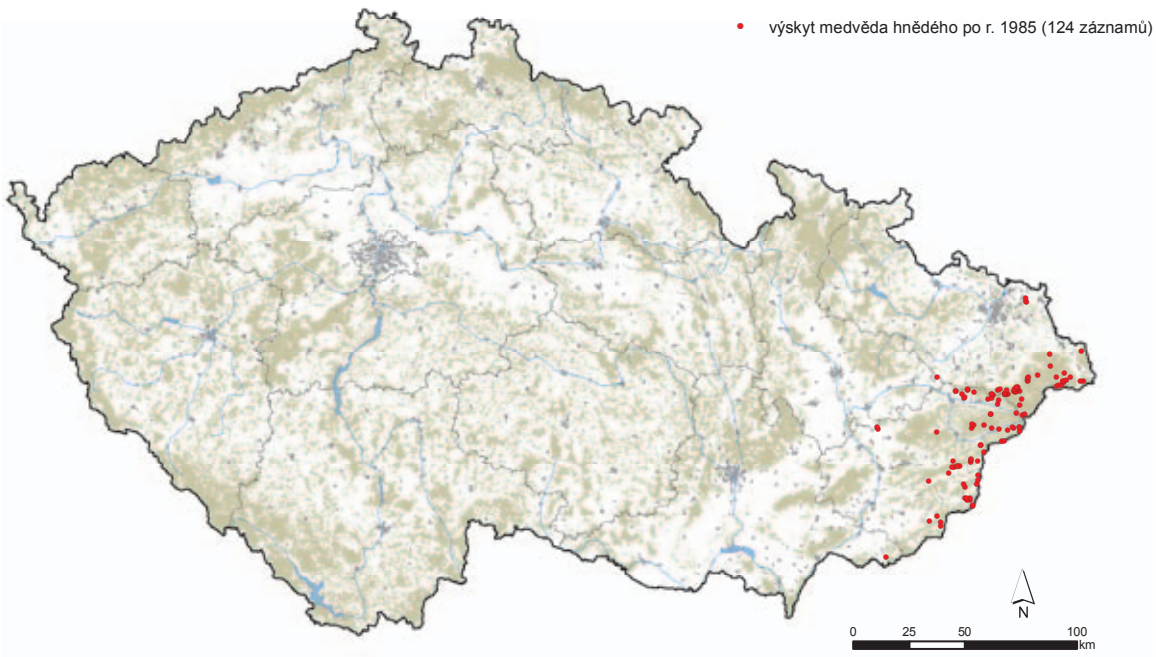
Rozmnožování a sociální chování druhu

Medvěd po většinu roku žije samotářsky. Samci jsou větší a mohutnější než samice. Potkávají se jen v době páření, které nastává od května do začátku srpna, a velký dominantní samec je v tuto dobu schopen obejít teritoria i několika samic a pářit se s nimi. Pokud rezidentní samec narazí na samici s mláďaty, která nejsou jeho, v mnoha případech je zabíjí. Toto tzv. infanticidní chování je vysvětlováno tím, že pokud samice přijde o mláďata, dostane se dříve do estrálního cyklu a samec si po spáření zajistí otcovství nových mláďat. Estrus samic trvá přibližně jeden měsíc, právě jen mimo dobu, kdy se samice stará o mláďata. Po spáření nedochází ihned k vývoji vajíčka v plod, ale jeho růst je zastaven až do podzimu. (Jedná se o utajenou březost.) Vývoj zárodku trvá 8–10 týdnů. K porodu dochází od konce prosince do začátku února v období nepravého zimního spánku, v brlohu. Během přezimování se medvědovi sníží dechová i tepová frekvence a jeho tělesná teplota mírně klesá. Samicím se rodí 1–3 mláďata, která jsou málo vyvinutá – slepá a skoro neosrstěná o velikosti do 25 cm. Samice se o mláďata stará nejčastěji dva až tři roky. Medvědi pohlavně dospívají od třetího roku života a v tuto dobu začínají s hledáním vhodného teritoria a s potulkami na delší vzdálenost. Rozlehlé teritorium pachově značí močí a vizuálně pak odloupáváním nebo odkousáváním kůry převážně na jehličnatých stromech.

Zvýšený pohyb medvědů při potulkách do širšího okolí lze očekávat v období medvědí říje, která probíhá od konce května do července. Medvědi jsou dlouhověcí a běžně se mohou dožívat i více než 30 let (Nowak 1999).

Potrava

Medvěd je typický všežravec. Živí se hlavně rostlinnou potravou, jako jsou kořínky, listy a pupeny, borůvky nebo maliny. Vyhledává také hmyz – zejména mravence, velice rád plení včelí hnízda kvůli medu, ale nepohrdne ani mršinami. Jídelníček se mění podle dostupnosti potravy



Obr. 2-2 *Mapa rozšíření medvěda hnědého (Ursus arctos) v ČR (zdroj: NDOP AOPK 2009)*

v průběhu ročního období (Nowak 1999). V některých oblastech severní Evropy bylo zjištěno, že se na jaře chová více jako masožravec – živí se např. divokými prasaty, jeleny a jejich mršinami (Sidorovich 2006). Zjištění z východního Slovenska však ukazují na skoro výhradní konzumaci rostlinné potravy – převážně bukvic, kukuřice a pšenice. Často se živí také jen trávou nebo mravenci a larvami xylofágního hmyzu. Nejvyšší podíl masa v potravě byl zaznamenán během srpna a září (35 %). Od října do konce roku jsou pak hlavní potravou bobuloviny, především borůvky, ostružiny, maliny, jeřabiny a jiné energeticky vydatné plody (Štofík nepubl.).

Role v ekosystému

Medvěd jako převážný býložravec uloví v porovnání s vlkem a rysem jen nepoměrně menší část volně žijících kopytníků. Za pomoci svého citlivého čichu však cíleně vyhledává mršiny, které následně konzumuje. Jeho hlavní funkce v ekosystému tedy spočívá v sanitárním odstraňování uhynulých živočichů, čímž zamezuje případnému šíření chorob.

Biotop druhu

V rámci svého rozlehlého areálu rozšíření obývá medvěd hnědý rozličná prostředí, od tundry přes alpinské louky až po souvislý les. V podmínkách ČR je však typickým obyvatelem horských jehličnatých i smíšených lesů a pralesů s bohatým zastoupením podrostu a starých stromů, kde v klidných místech hledá svůj úkryt (Anděra a Horáček 2005). V posledních letech byl na Slovensku zaznamenán postupný sestup medvědů i do nižších poloh, kde obývají bukové i dubové lesy, které poskytují v sezoně dostatek potravy (Finďo et al. 2007).

Výběr vhodného prostředí pro rozmnožování závisí hlavně na dostupnosti potravy, dostatečné odlehlosti a určité neprostupnosti daného území s naprostým minimem rušivých vlivů ze strany člověka. Během následné migrace mladých jedinců se pak nároky na prostředí výrazně snižují a dochází k větší toleranci v překonávání bariér, jako je zemědělská krajina a silniční nebo železniční síť.

Z habitatového modelu, který byl aplikován na oblast švýcarských Alp, je patrné, že by medvědi měli nejvíce upřednostňovat místa, která jsou více vzdálená od měst a navíc se vyznačují velkou svažitostí terénu. Vyskytovat by se měli i tam, kde není hustá síť silnic a ve vyšší nadmořské výšce. Pozitivní vliv na přítomnost medvěda má vyšší zastoupení lesa a keřovitého porostu v krajině. Jako méně příznivé se zdají být pastviny a další zemědělská krajina, i když v mnoha případech poskytují dobrou potravinovou základnu, která je navštěvována převážně během noci (Zajec et al. 2005).

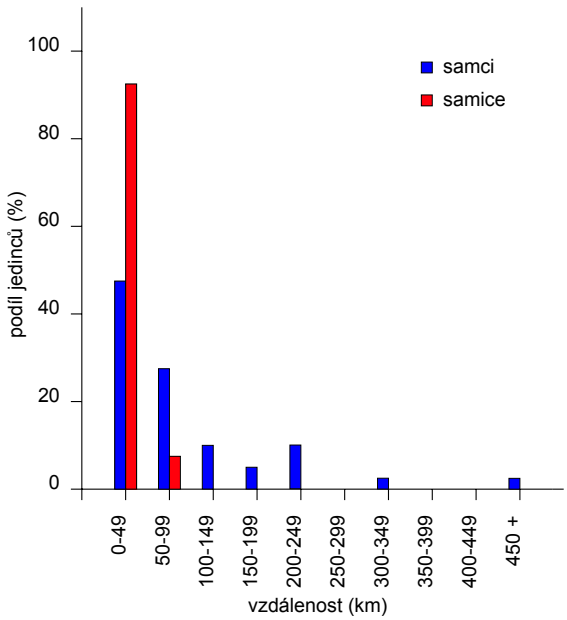
Údaje ze Švédska těmto předpokladům odpovídají. Bylo zjištěno, že jak samci, tak samice preferují hodně členitý terén ve vzdálenosti větší než 10 km od měst a rekreačních letovisek a vyhledávají vždy oblasti lesnaté, s nízkým rušením ze strany člověka. Blíže k městské zástavbě se pak vyskytovali spíše mladí jedinci samčího pohlaví, kteří mají vyšší potenciál k migraci (Nellemann et al. 2007).

2.2.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci

Medvěd hnědý se chová v různých geografických oblastech značně odlišně a mezi jedinci jsou i velké individuální rozdíly. I přesto, že je medvěd primárně vázán na klidné lesní prostředí s dostatkem úkrytů, během migrace je do velké míry tolerantní k otevřené krajině a za jistých okolností je schopen překonat i antropogenní bariéry v podobě dálnice nebo železnice. Poznatky z jižní Evropy naznačují, že jeho vztah k dopravní infrastruktuře není během migrace zcela negativní. Čtyři ze sedmnácti telemetricky sledovaných medvědů, kteří se pohybovali v bezprostřední blízkosti dálnice mezi městy Vrhnika a Postojna ve Slovinsku, překonali dálnici a tři z nich i opakovaně. Většinou se jednalo o subadultní jedince (dva samce a jednu samici), kteří se pokoušeli najít vhodné teritorium. Mortalita jak na dálnici, tak na přilehlé železnici však byla vysoká. V letech 1992–1999 bylo nalezeno 20 medvědů (pouze čtyři samice), kteří byli nalezeni po srážce s dopravním prostředkem. Jedenáct případů bylo zaznamenáno na dálnici a devět na železnici. V naprosté většině se jednalo o jednoleté nebo subadultní jedince hledající vhodné teritorium. Ve dvou případech byli jedinci zabiti vlakem přímo při cestě po kolejích, kde nebyla žádná doprovodná vegetace. Podle míst nálezů mrtvých medvědů, kteří se snažili přejít dálnici, lze usuzovat, že neměli zcela vyhraněné

nároky na výběr místa (potažmo biotopu) pro její překonání (Kaczensky et al. 2003). Na Slovensku byla četnost sražených medvědů vyšší na silnici (10) než na železnici (6) a k mortalitě docházelo výhradně během noci. Uhynulí medvědi byli také častěji nalézáni na silnicích s nižší intenzitou provozu, z čehož lze soudit že dálnicím se spíše vyhýbali (Finďo et al. 2007).

Nároky na využívaný prostor jsou u medvěda velice variabilní. Velikost domovského okrsku v oblasti polských Karpat se pohybovala v rozmezí 50–270 km^2 (Finďo et al. 2007). Ve Slovinsku byla velikost domovského okrsku u 5 adultních samic, 3 jednoletých samců a 2 jednoletých samic překvapivě konzistentní v rozmezí 21–63 km^2. Největší rozptyl ve velikosti obývané plochy vykazovali subadultní samci (n = 5), ti obývali plochu, která se pohybovala v rozmezí mezi 53–516 km^2 (Kaczensky et al. 2003). Rozdíly byly zjištěny i mezi pohlavími, kdy samci zaujímali větší prostor než samice. Velikost využívaného domovského okrsku se také zmenšovala s rostoucí hustotou populace, přičemž větší medvědi si uhájili větší teritorium a nezáleželo na jejich věku (Dahle et al. 2006).



Obr. 2-3 *Podíl migrujících medvědů a jejich uražená vzdálenost (dle Andersen et al. 2003). Graf znázorňuje data ze skandinávské populace*

Poznatky ze Švédska dokládají, že větší potenciál k podnikání migrací na delší vzdálenost mají samci. Pravděpodobnost migrace se navíc snižuje u starších a větších samic, což ale neplatí pro samce (Zedrosser et al. 2007). Samci ve věku čtyř let se usadili v průměru 119 km od místa narození, u mladých samic to byla mnohem kratší vzdálenost – v průměru 28 km. Samice jsou tedy více filopatrické a hledají si své teritorium blíže matce, což platí i pro většinu dalších druhů savců (Støen et al. 2006).

Medvědi ze Švédska také migrují na delší vzdálenosti než např. medvědi z Britské Kolumbie, což je zřejmě dáno velkou vzdáleností mezi sousedními teritorii samic a prozatímní neobsazeností vhodného habitatu. Nejdelší zaznamenaná vzdálenost disperse byla u samce 467 km a u samice 90 km, což znázorňuje obr. 2-3 (Andersen et al. 2003).

Medvědi z oblasti Národního parku Banff v Kanadě využívali více plochy, které byly blíže silnicím s nižší hustotou provozu. Také tyto silnice častěji přecházeli. Navíc se ukázalo, že medvědi častěji překonávali silnice s velkou hustotou provozu v místech, kde byl na obou stranách příhodnější habitat (Chruszcz et al. 2003).

Kunc a Bartošová (2005) popisují, že v oblasti Beskyd medvědi pro své noční přesuny běžně využívají lesní cesty, které jsou během dne velmi frekventované.

Fragmentace habitatu spojená s rozvojem zástavby může vést i ke změnám chování medvědů. Ti se na změněné podmínky prostředí dokáží habituovat a dostávají se pak do střetu s člověkem, jak uvádí Linnell et al. (2007) z Rumunska. Patrně nedostatek podzimní potravy v podobě bobulovin, způsobený jejich nadměrným sběrem člověkem, zřejmě nutí medvědy v oblasti Tater scházet do údolí, kde hledají potravu poblíž lidských obydlí, a při své cestě jsou pak nuceni překonávat silnice i železnice (Finďo et al. 2007).

Bylo však zjištěno, že pro populace žijící v severním Bulharsku a jihovýchodním Srbsku je nepřekonatelnou přírodní bariérou řeka Dunaj (Linnell et al. 2007).

DOLOŽENÉ PŘÍPADY MIGRACE MEDVĚDŮ V ČESKÉ REPUBLICE

V rámci České republiky bylo zaznamenáno několik jedinců, kteří se nutně museli pohybovat otevřenou polní krajinou mimo rozsáhlejší lesní porosty. Dokládají to pozorování z roku 1989, kdy byl sledován migrující jedinec, který se dostal z Beskyd až na Drahanskou vrchovinu, a v roce 1994 se další jedinec objevil na Náchodsku (Červený et al. 2004). V roce 2002 byl také zaznamenán medvěd, který se delší dobu zdržoval v opuštěných sadech v areálu dolů u Orlové na Ostravsku, kde se živil jablky (Kunc a Bartošová 2005).

Z nedávné doby je známé zajímavé pozorování, kdy se 14. května 2009 objevil medvěd na Přerovsku mezi vesnicemi Nová Ves a Kostelec u Holešova. Dokládají to výpovědi několika lidí, kteří jej okolo čtvrté hodiny ranní viděli u hlavní silnice, odkud vběhl do řepkového pole a ztratil se z dohledu. Jako nejpravděpodobnější možné vysvětlení se zdá být to, že jedinec migroval z Beskyd směrem na západ. Musel by tedy přejít přes celé Hostýnské vrchy, kde právě v místě pozorování končí rozsáhlý lesní komplex, kterým se velmi pravděpodobně pohyboval. Při své cestě by tak zcela jistě musel překonat i několik hlavních silnic a železnici, avšak přímý doklad o této cestě, doložený přímým pozorováním nebo nálezem pobytových stop, bohužel není k dispozici (Kutal in verb.).

Obr. 2-4 *Mapa zachycující migraci medvěda hnědého na Moravě v období 14. 3.–22. 4. 1989 (dle Šimek 1989)*

Jedním z nejlépe zdokumentovaných dokladů o plasticitě v chování medvěda během migrace ve vztahu k bariérám a průchodnosti krajiny na území ČR se stal případ mladého medvědího samce, který prošel velkou část severní a střední Moravy (obr. 2-4). Medvěd byl zaznamenán dne 14. 3. 1989 u obce Těšíkov v Nízkém Jeseníku. Odtud migroval směrem na SZ přes Hrubý Jeseník až do oblasti Králického Sněžníku. Dále se vydal směrem na JZ, kde byl zastižen jižně od Ústí nad Orlicí, a následně pokračoval dále ve stejném směru až do Žďárských vrchů ke Žďáru nad Sázavou. Nakonec pokračoval na JV do bezprostřední blízkosti Brna a dále na V přes střední Moravu, kde byl nakonec 22. 4. 1989 jižně od Prostějova uspán narkotizační puškou. Po převozu do ZOO Olomouc posléze uhynul a následně bylo prokázáno, že mu smrtelné zranění způsobila odlomená špička uspávací střely. Medvěd se tedy v celkovém úhrnu pohyboval na ploše více než 4 000 km^2 a překonal trasu ve vzdálenosti téměř 350 km (Šimek 1989). Při své cestě se pohyboval i v blízkosti měst, musel překonat několik řek a přejít bezpočet silnic i železnic.

2.3. VLK OBECNÝ *Canis lupus* Linnaeus, 1758

2.3.1. Statut ochrany

Statut ochrany na mezinárodní úrovni

Vlk obecný je dle červeného seznamu savců IUCN (IUCN 2010c) zařazen mezi málo dotčené druhy (LC – least concern) a jeho populační trend je udáván jako stabilní.

V Evropské unii je vlk chráněn směrnicí č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, je uveden v příloze II a IV. Dále je zařazen do přílohy II Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Vztahuje se na něj také Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva), kde je uveden v příloze II (Přísně chráněné druhy živočichů), a Úmluva o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů (Bonnská úmluva).

Statut ochrany v ČR

V Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR je uveden vlk obecný jako druh kriticky ohrožený (Anděra a Červený 2003).

Podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a související vyhlášky č. 395/1992 Sb. je vlk obecný zvláště chráněný živočich v kategorii kriticky ohrožený. Z hlediska zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. je vlk považován za zvěř, kterou nelze lovit.

2.3.2. Výskyt a rozšíření

Výskyt a rozšíření v Evropě

Vlk obecný má původně holarktické rozšíření, v minulosti obýval souvisle celou Eurasii a Severní Ameriku. V průběhu 60. a 70. let 20. století došlo u vlka obecného k silnému populačnímu poklesu v evropské části areálu, i když v současné době se zdá, že populace vlka začíná opětovně narůstat.

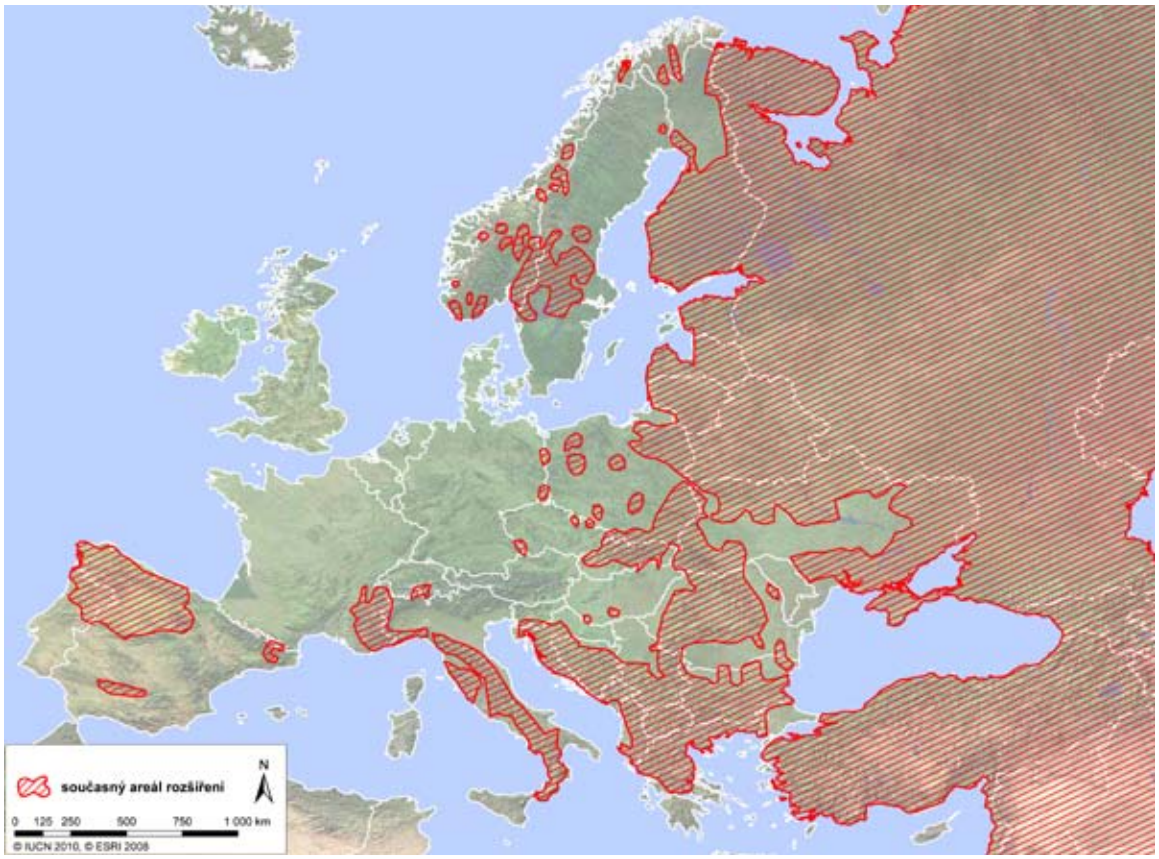
V evropské části areálu lze rozlišit několik subpopulací (obr. 2-5), které jsou od sebe více či méně vzájemně odděleny. V západní a jižní Evropě jsou hlavní oblasti výskytu severozápadní část Pyrenejského poloostrova (cca 2 500 jedinců), oblast západních a centrálních Alp (130–160 jedinců původem z Apenin) a oblast samotného Apeninského poloostrova (500–800 jedinců). Směrem na východ se nachází dinársko-balkánská populace (cca 5 000 jedinců), se kterou komunikuje nejstabilnější karpatská populace (více než 5 000 jedinců), většinou obývající Rumunsko a Ukrajinu. Na Slovensku a ve východním Polsku je početnost odhadována na 250–300, resp. 180–220 jedinců. Malá populace vznikla v polovině 90. let také v německém Sasku a Horní Lužici a společně s jedinci ze západní části Polska čítá méně než 50 jedinců. Za baltskou populaci jsou považováni jedinci ze severu Polska, Běloruska a ostatních pobaltských zemí včetně přilehlých oblastí Ruska, kde podle odhadů žije cca 3 600 jedinců. V rámci severní Evropy žije v oblasti Karelie odhadem 750 jedinců, z toho přibližně 200 jedinců ve Finsku. V ostatních skandinávských zemích byla velikost populace odhadnuta na 130–150 jedinců, z nichž 20 % žije v Norsku, kde populace vznikla migrací jedinců z Finska, na níž je i doposud zcela závislá (Linnell et al. 2007).

Odhady početnosti vlka obecného v zemích sousedících s Českou republikou: Slovensko 250–300 jedinců (Finďo et al. 2007), Polsko 600–700 a Německo 5 jedinců (Boitani 2000).

Výskyt a rozšíření v ČR

V Čechách i na Moravě byl vlk již začátkem středověku rozšířen nehojně. Jeho rozšíření a početnost velmi kolísala a údaje jsou jen kusé. Zřejmě největšího počtu jedinců na území dnešní ČR dosahovala populace vlka v 17. století. To lze usuzovat z faktu, že za období let 1621–1650 bylo jen na panství Rožmberků v okolí Českého Krumlova zastřeleno 400 vlků (Kokeš 1961). V té době se vlk vyskytoval hojně i jinde, např. v oblasti Ašska, Krušnohoří nebo na Podbořansku. Poslední vlk v této oblasti byl zastřelen v roce 1825 u Doupova (Kothera 1995) a v roce 1874 na Šumavě. V oblasti Beskyd se však vlci u nás vyskytovali téměř nepřetržitě až do roku 1914.

Jednotlivá pozorování vlka se začala opětovně zaznamenávat až po roce 1947 a do roku 1969 je několik dokladů z oblastí Králického Sněžníku, Opavska a Českého lesa, kde však byly nalezeny pouze stopy. V 70. letech byli vlci

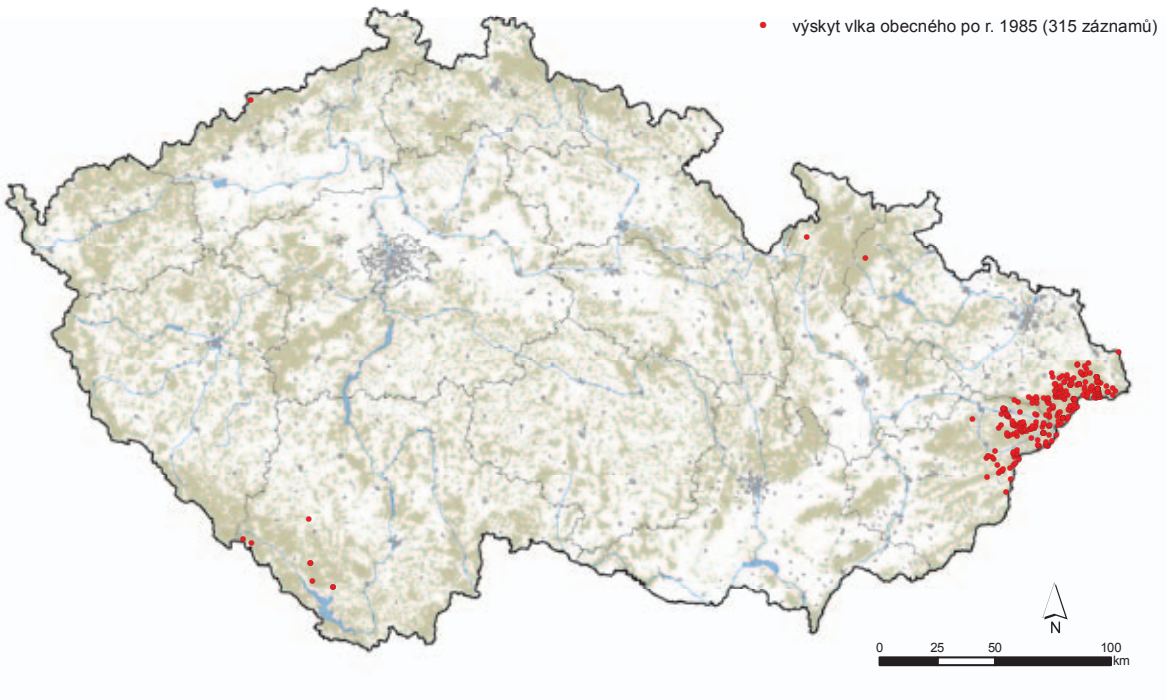


Obr. 2-5 *Mapa rozšíření vlka obecného (Canis lupus) v Evropě (dle IUCN 2010c)*

zaznamenáváni pouze v oblasti Šumavy a Českého lesa, kde se však jednalo o jedince uniklé ze zajetí (Bufka et al. 2005). V období let 1990–1999 se udává občasný výskyt 23 jedinců nejčastěji na Šumavě, v Jeseníkách a Beskydech (Anděra et al. 2004). V období let 1990–2004 je z území Šumavy a Bavorského lesa uvedeno 124 záznamů o přítomnosti vlků, z toho 66 z české strany. Většinou byl zaznamenán výskyt jednotlivců. Jejich původ je ve většině případů neznámý, přičemž nelze vyloučit migraci z oblasti západních Karpat nebo ze Saska. Pravidelný výskyt zhruba 5 jedinců je od roku 1995 zaznamenáván v oblasti Moravskoslezských Beskyd, kde byla v roce 1996 dokonce pozorována vlčí štěňata (Bartošová 1998). Tento nárůst počtu záznamů dobře koresponduje s populačním nárůstem vlků v sousedním Slovensku.

V současné době je výskyt vlka na území České republiky vázán na jádrovou oblast Moravskoslezských Beskyd (obr. 2-6), odkud se pak migrující vlci pravidelně objevují i v Javorníkách, Vsetínských a Vizovických vrších. Občasný výskyt je znám i z Jeseníků a v roce 2004 byla pozorována smečka 6 vlků s vlčaty také v oblasti Hostýnských vrchů (Bartošová 2005). Současná početnost populace vlka obecného v ČR je odhadována na 5–15 jedinců a jejich přítomnost byla zaznamenána ve 30 mapovacích čtvercích kvadrátové sítě 11,2 × 12 km (Anděra a Hanzal 1996, Anděra et al. 2004).

Stav populace vlka obecného v ČR je však stále závislý na posilování migrujícími jedinci ze Slovenska a Polska. Jako klíčová se pak jeví oblast CHKO Kysuce, která na slovenské straně plynule navazuje na CHKO Beskydy, ze které k nám především vlci migrují. V současné době celou tuto oblast pravidelně obývají 2–3 smečky (Bartošová 2005).



Obr. 2-6 *Mapa rozšíření vlka obecného (Canis lupus) v ČR (zdroj: NDOP AOPK 2009)*

2.3.3. Ekologické a etologické nároky druhu

Rozmnožování a sociální chování druhu

Vlk obecný je psovitá šelma, která žije po celý rok sociálním rodinným životem ve smečce. Hlavní dominantní postavení má vůdčí pár, tzv. alfa samec a samice, který má ve většině případů výhradní právo na rozmnožování. Estrus samice trvá 5–7 dní jednou do roka, a to v jarním období od ledna do března. Samice rodí po 60–62 dnech březosti v dobře ukrytém doupěti pod padlým kmenem nebo kořeny stromu 1–11 mláďat. V mírném zeměpisném pásmu zpravidla není stejná nora další rok znovu využívána, ale nová bývá velmi často ve stejné části zvoleného teritoria. Smečku tvoří především nedospělá mláďata z předchozích dvou ročních vrhů, která se následně podílejí na společném krmení a obraně vlčích štěňat. Své postavení si jedinci ustavují v rámci dominanční hierarchie, která se však v průběhu roku může několikrát změnit. Nejvíce agresivních střetů mezi jedinci v rámci smečky probíhá před a během období rozmnožování. Ve středoevropských podmínkách má průměrná vlčí smečka 4–5 členů (Nowak et al. 2008). Na konci zimy bývá průměrný počet vlků ve smečce nižší než na jejím začátku (Finďo a Chovancová 2004). Tento rodinný klan žije na rozlehlém teritoriu, které společně aktivně brání před jedinci ze sousední smečky. Jeho hranice je na významných místech značena močí a trusem. Vlk se ve volné přírodě dožívá průměrně 10 let (Gipson et al. 2000), v zajetí žije déle; je znám jedinec, který se dožil 16 let.

Mladí vlci pohlavně dospívají ve věku dvou let a právě v tomto období i nejčastěji začínají opouštět rodičovské teritorium a migrovat do nových oblastí s dostatečným zastoupením potravní nabídky i příhodného habitatu. Předpoklady k podnikání migrací na dlouhé vzdálenosti mají jak samci, tak samice a vzdálenost, kterou během migrace urazí, se výrazně neliší (obr. 2-8). K disperzi dochází běžně po celé období roku s patrnými vrcholy především v jarních a také podzimních měsících (Linnell et al. 2005). Faktory, které pravděpodobnost migrace ovlivňují, jsou zvýšený sociální tlak způsobený kompeticí o potravu a teritorialita. Potravní nabídka zcela určitě ovlivňuje veli-

kost smečky, a pokud je potravy málo, vlkům nezbývá než opustit smečku a hledat příhodnější podmínky jinde.

Vzdálenost, kterou urazí jedinec během dne, je velice variabilní a závisí na geografickém místě výskytu, dostupnosti potravy a ročním období. Jędrzejewski et al. (2001) uvádějí z oblasti Bělověžského národního parku průměrně uraženou vzdálenost za jeden den 21,1 km u samic a 27,6 km u samců. Samci podnikají nejdelší potulky v únoru, kdy dochází k páření. Naopak vlci urazí během dne nejkratší vzdálenost ke konci jara a začátkem léta během krmení mláďat, kdy se samci i samice zdržují v blízkosti nory.

Na podzim a v zimě vlci využívají vždy jen část celého rozsáhlého teritoria a pravidelně střídají místa lovu. Nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím denní uraženou vzdálenost je denzita kořisti, která významně reguluje vlčí populaci (Jędrzejewski et al. 2001).

Potrava

Vlk je potravní oportunista. Živí se kořistí, která je v jeho teritoriu zastoupena nejhojněji, a dokáže se velice dobře přizpůsobit širokému spektru potravy. V našich podmínkách se živí převážně kopytníky. Jako hlavní kořist je uváděn jelen lesní (*Cervus elaphus*), dále srnec obecný (*Capreolus capreolus*) a prase divoké (*Sus scrofa*). Příležitostně nepohrdne ani drobnějšími obratlovci nebo mršinou (Anděra a Horáček 2005). Loví přednostně oslabené jedince, v menší míře i mláďata nebo samice (Nowak et al. 2008). V podmínkách severní Evropy a Ameriky se smečky vlků nejvíce specializují na lov losů nebo sobů. V období nedostatku potravy a během letního období, kdy je tato potrava nejvíce dostupná, mohou vlci napadnout i domácí zvířata, jako jsou ovce, kozy a krávy. Domácí zvířata jsou však v potravě zastoupena vždy jen velmi malým podílem (okolo 1 % z celkového spektra potravy). Občas se také živí potravou rostlinnou, jako jsou plody ostružin a borůvek.

Role v ekosystému

Vlk jakožto vrcholový predátor má v ekosystému nezastupitelnou úlohu. Jelikož se primárně zaměřuje na jedince slabé, staré či nemocné s cílem ušetřit výdej energie vynaložené při lovu, je přirozeným regulátorem početního stavu kopytníků v lesním prostředí a tím přispívá k jeho obnově.

Biotop druhu

Vlk obecný je v zásadě generalista, který se dokáže poměrně dobře přizpůsobit široké škále biotopů. Jeho nároky na prostředí se však, stejně jako u ostatních druhů šelem, zásadně liší jak v období rozmnožování, tak v průběhu migrace.

Během období rozmnožování vyhledává vlk území s vysokou lesnatostí (s maximem okolo 70 %), dostupností potravy a přítomností vodního zdroje. Společně s pronásledováním ze strany člověka hrají tyto faktory při výběru teritoria největší roli. V současné době je evropská populace tohoto druhu silně fragmentována a je vázána především na horské a podhorské oblasti s velkou mírou lesnatosti a izolovanosti. Vlci jsou však schopni přizpůsobit se a využívat i oblasti s nižší lesnatostí, pokud jsou zde zastoupeny ve vyšší míře mokřady, louky a pastviny. Během rozmnožování se vlci straní lidských obydlí a v jejich teritoriu se nachází minimum silnic s vysokou intenzitou provozu (Jędrzejewski et al. 2008).

Existuje však velká variabilita v toleranci vlka obecného k antropogennímu prostředí. V rámci jiných populací, zejména pak v jižní Evropě, v Rumunsku a Itálii, lze pozorovat vlky, kteří se běžně vyskytují v příměstských oblastech. Pronikají nepozorovaně do měst a přiživují se na skládkách odpadu. Vlk podniká své potulky hlavně během noci. V oblastech, kde není rušen člověkem, a během zimy se jeho aktivita zvyšuje i během dne.

Velmi radikálně se chování vlků mění během kratších potulek a v průběhu migrace na delší vzdálenost. Během tohoto období mají vlci svůj práh citlivosti vůči bariérám snížen – jsou schopni tolerovat a překonávat i rušné silnice a dálnice a přebíhat bezlesé oblasti i v okolí vesnic, vždy ale v průběhu ranních nebo nočních hodin.

MIGRACE VLKŮ NA ČESKO-POLSKO-SLOVENSKÉM POMEZÍ

Na území ČR je přítomnost vlka v současnosti nejčastěji doložena z oblasti Moravskoslezských Beskyd (CHKO Beskydy). Vlci k nám pravidelně migrují z populací obývajících západní Karpaty, tj. z Polska a Slovenska. Nejbližší teritorium vlků v Polsku se nachází východně od města Wisła nedaleko za našimi hranicemi (obr. 2-7). Vlci migrující z této oblasti západním směrem pak musí nutně přecházet Jablunkovskou brázdu, která odděluje dva nejbližší horské celky, a to Beskydy Slezské a Moravské. V tomto prostoru jsou nalézány důkazy o přítomnosti vlků nejčastěji v podobě stop poblíž hraničního přechodu Bukovec, v katastru obce Písek a dále pak pod mostní estakádou v katastru obce Jablunkov a v prostoru mezi obcí Zašová a Rožnovem pod Radhoštěm (Bartošová in verb.). Dalším významným místem, kudy vlci i další druhy živočichů pravidelně prochází je prostor bývalé celnice v Mostech u Jablunkova. Toto místo je také jedno z posledních v této oblasti, kde ještě nebyla přerušena návaznost lesa souvislou městskou zástavbou. Jedná se tedy o nejbližší přirozené propojení zmíněných horských celků.

Vlci k nám ale přicházejí také ze Slovenska, kde se přirozeně vyskytují v CHKO Kysuce, a k nám odtud migrují. Doklady o přítomnosti z této oblasti jsou často z Velkého a Malého Polomu, dále pak vlci přecházejí ve směru od Bílého kříže přes Visalaje směrem na vrch Travný. Často se zdržují i v okolí Makovského průsmyku.

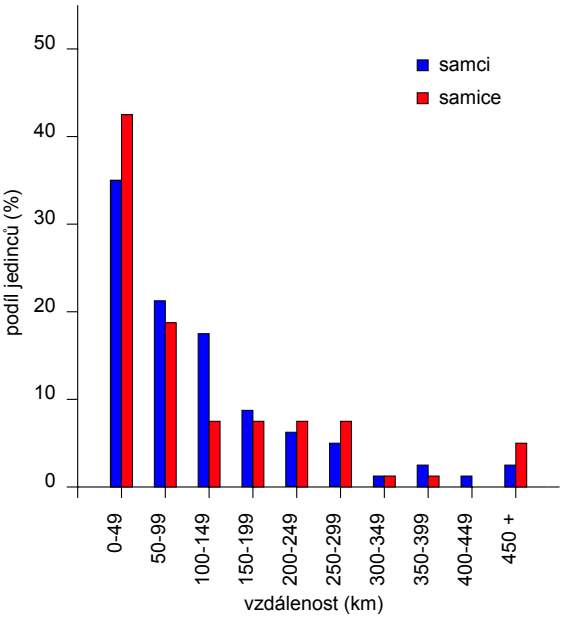
Obr. 2-7 *Mapa znázorňující teritoria vlků v letech 1996–2003 v polských národních parcích Slezské a Żiwiecké Beskydy (dle Nowak et al. 2008)*

2.3.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci

V našich podmínkách obývá vlk obecný především odlehlá, špatně přístupná místa v horských oblastech s vysokou mírou lesnatosti. Jde do značné míry o zvíře s noční (Kusak et al. 2005) nebo soumračním aktivitou (Theuerkauf et al. 2003). Lze tedy předpokládat, že vlk bude upřednostňovat migraci v průběhu nočních hodin a v místech s omezenějším rušením. Díky jeho skrytému způsobu života však máme jen málo informací, které se bezprostředně týkají jedinců podnikajících migraci.

Rozsah stabilně obývaného teritoria závisí především na dostupnosti potravy, sezoně, typu prostředí a na počtu jedinců ve smečce a jeho hranice se obvykle se sousedními smečkami nepřekrývají (Okarma et al. 1998). Tato obhajovaná plocha se však mění i v průběhu roku v závislosti na cyklu rozmnožování. Dospělá samice z Bělověžského národního parku, která se na jaře starala o svá mláďata, využívala jen bezprostřední okolí své nory ve velikosti 73 km^2 a v průběhu zimního období se její teritorium zvýšilo více než 2,5krát až na 191 km^2. I ostatní údaje naznačují, že stejné pravidlo o sezonní změně v prostorovém využívání plochy platí i pro vlčí samce (Jędrzejewski et al. 2007). Z oblasti italských Apenin je udávána velikost obývaného okrsku 120–200 km^2 (Ciucci a Boitani 1998), dvě smečky v Chorvatsku obývaly 160 km^2, resp. 140 km^2 (Kusak et al. 2005), kdežto ve Skandinávii může velikost dosahovat až 1 000 km^2 (Håkan et al. 2000). Na Slovensku byla velikost domovského okrsku na základě telemetrického sledování stanovena na 146 km^2 v případě samce z oblasti Tatranského národního parku a velikost domovského okrsku samice z oblasti Nízkých Tater na 191 km^2 (Finďo et al. 2007). Průměrná velikost vlčího teritoria udávaná z Polska je 158 km^2 a je tak zcela srovnatelná s údaji ze Slovenska. Obecně platí, že rozloha obývaného teritoria se zvětšuje s rostoucí zeměpisnou šířkou, s tím jak se snižuje denzita kořisti.

Když mladí jedinci opouštějí natrvalo svoji smečku, putují na mnohem větší vzdálenosti, než je pro ně jinak obvyklé. Obr. 2-8 znázorňuje rozdíly v uražené vzdálenosti během migrace vlků z oblasti Severní Ameriky. Vyplývá z něj, že potenciál k podnikání migrace na dlouhé vzdálenosti mají



Obr. 2-8 *Podíl migrujících vlků a jejich migrační vzdálenost (dle Andersen et al. 2003)*

jak samci tak samice v zásadě shodný, čemuž odpovídají i data ze Skandinávie (Andersen et al. 2003). Existují například záznamy, kdy jedinec urazil vzdálenost 206 km během 2 měsíců (Mech 1974 ex Nowak 1999) a další dokonce 670 km za 81 dní (van Camp a Gluckie 1979 ex Nowak 1999). Pravděpodobně největší dosud zaznamenanou vzdálenost 1 100 km překonala vlčice původem z jižního Norska, která byla později ulovena v severním Finsku (Finďo et al. 2007).

Existují i velké individuální a mezipopulační rozdíly ve schopnosti vlků překonávat migrační bariéry. V kanadské oblasti Severozápadního teritoria bylo zjištěno, že pro vlky je nepřekonatelnou migrační bariérou řeka Mackenzie tekoucí z jihu na sever do Amundsenova zálivu. Vlci obývající jeden z břehů řeky byli mezi sebou geneticky příbuznější než s vlky na protějším břehu. Autoři tento jev vysvětlují tím, že vlci následují svoji hlavní kořist – soby, kteří svou migrací kopírují tok řeky (Carmichael et al. 2001). Právě naopak tomu ale bylo na pobřeží západní Kanady, kde vlk přeplaval přes 13 km široké moře na sousední ostrov (Paquet et al. 2005 ex Finďo et al. 2007).

Vlci v severní Minnesotě se vyskytovali méně často v těch oblastech, kde byla hustota silnic větší než 0,59 km/km^2. Vlci jsou schopni obývat i oblasti s vyšší než udávanou denzitou silnic, ale vždy jen pokud se v prostoru nalézají i dostatečně velké plochy buď úplně bez infrastruktury, nebo alespoň s řidší silniční sítí. Na Aljašce se vlci také více vyhýbali stezkám otevřeným pro turisty a preferovali ty, kde byli méně rušeni (Mech et al. 1988).

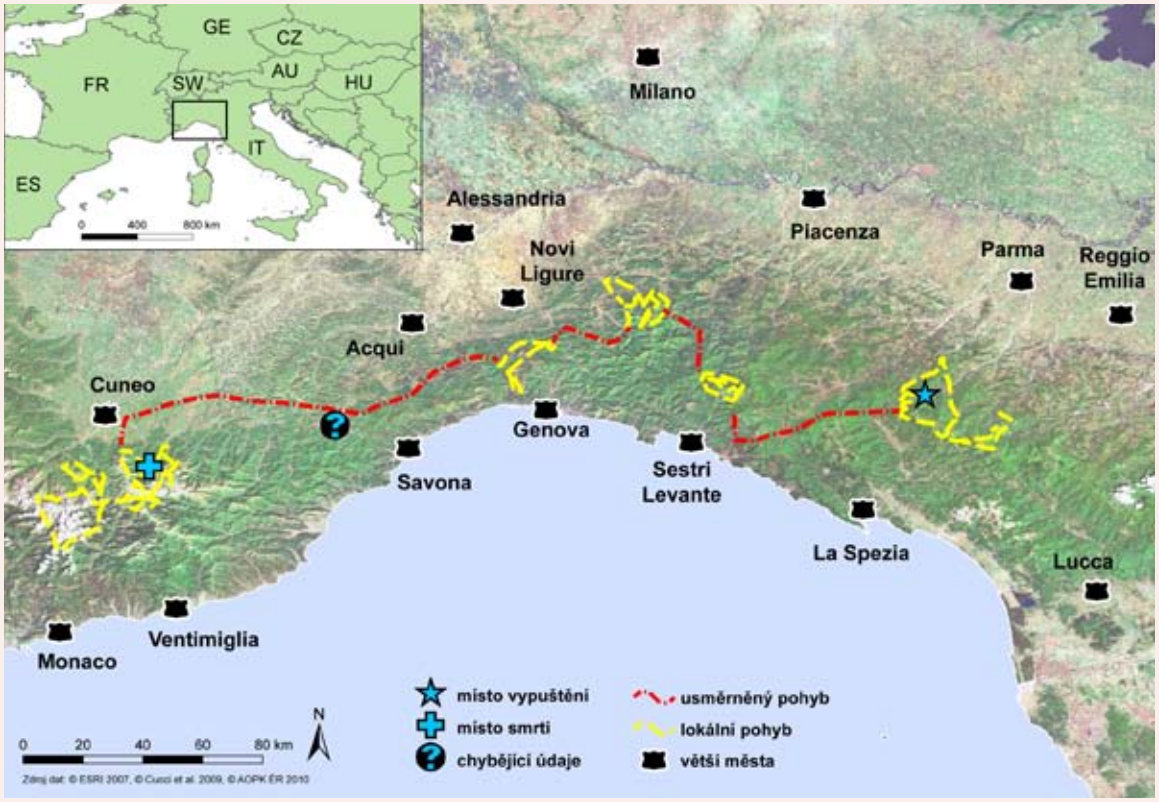
V oblasti na sever od Hořejšího jezera vlci zřejmě využívali silnice, železnice i otevřené plochy pod elektrickým vedením jako migrační koridory. Mezi typy silnic nerozlišovali a využívali je spíše proporcionálně podle jejich hustoty. Sedm z deseti telemetricky označených vlků opustilo sledovanou oblast, zřejmě z nedostatku potravy, a při své cestě překonali dálnici. Mortalita jedinců však byla velmi vysoká a smrt způsobená kolizí s dopravou byla po zastřelení člověkem hned druhou nejčastější příčinou smrti (Krizan 1997). Vlci v západní Montaně preferovali během migrace rovnější terén s malým převýšením a zdržovali se více poblíž vodního zdroje i u silnic na rozdíl od toho, jak následně využívali prostor v rámci svého nového teritoria mimo migrační období (Boyd 1997 ex Singleton et al. 2002). V Chorvatsku se vlci zdržovali také poblíž vody a silnice, kterou často využívali ke svým nočním přesunům v rámci teritoria (Kusak et al. 2005). V zimním období využívají běžně vlci v Beskydech pro své noční přesuny vrstevnicové lovecké chodníky, lesní cesty i lyžařské tratě. Přebíhají po hřbetech např. od Jablunkova přes Velký a Malý Polom až k Vsackému Cábu nebo využívají údolí podél potoků, tak aby si usnadnili rychlý přesun. Vlčí stopy byly nalezeny 80–100 m od osamělých stavení a v jednom případě dokonce 10 m od osamělé lovecké chaty kryté hustým porostem (Kunc 1998). Vlka na jeho cestě za potravou nezastaví ani plot ve výšce 120–150 cm (Kunc 1998, Jirát 2003). Zajímavé je také pozorování, kdy se vlci v ranních hodinách pohybovali otevřenou polní krajinou v oblasti Slovenského krasu poblíž obce Hrhov a při tom bez problémů překonali místní silnici (Finďo et al. 2007).

Rozdíly v chování vlků jsou však ještě markantnější v jižní Evropě (v Itálii, Rumunsku), kde žijí vlci i v hustě obydlených oblastech v okolí měst a skládek. Celkem běžně zde přebíhají železnice, různé typy silnic i oplocené dálnice (Mech a Boitani 2003 ex Finďo et al. 2007). I v Minnesotě jsou vlci velice tolerantní k přítomnosti člověka (Thiel et al. 1998 ex Kusak et al. 2005) a nestraní se tak lidských obydlí jako v Polsku (Theuerkauf et al. 2003). Toto tolerantní chování vlků jak k přítomnosti zástavby, tak i vůči člověku je pravděpodobně do značné míry ovlivněno jejich vyšší populační denzitou a snad i menším loveckým tlakem ze strany člověka. Na základě zjištěných údajů se zdá, že ani vztah vlka obecného k přítomnosti silnic není zcela negativní. Do jisté míry je vlk přizpůsobivý a nestraní se ani dálnic a železnic. Pokud není tlak ze strany člověka silný, pak je vlk schopen přizpůsobit se i přítomnosti lidských obydlí. Běžně překonává i otevřenou zemědělskou krajinu. Vše ale závisí na tom, zda má při své (zejména noční) aktivitě možnost vyhnout se přímému kontaktu s člověkem.

MIGRACE MLADÉHO VLČÍHO SAMCE V APENINÁCH

Zajímavým dokladem schopnosti vlků migrovat na dlouhou vzdálenost a osidlovat tak nové oblasti je příklad z Itálie (obr. 2-9). Mladý desetiměsíční vlk původem ze severních Apenin byl po dobu 10 měsíců a 11 dní sledován za pomoci obojku s GPS. Byl nalezen sražený autem poblíž města Parma a po rychlém uzdravení byl vypuštěn.

Nejprve se 2 měsíce zdržoval v širokém okolí místa vypuštění a poté začal migrovat na SZ podél Apenin až na hranici s Francií. Během následné 7 měsíců trvající pouti musel překonat 4 oplocené čtyřproudé dálnice, několik železnic, mnoho místních silnic i bezlesou zemědělskou krajinu. Pro překonání dálnic v horských oblastech často využíval nadchody, které jsou v těchto oblastech běžné, nebo se pohyboval podél příbřežní vegetace řeky vedoucí pod dálnicí. V nejvzdálenějším bodě se zdržoval ve francouzských Alpách ve vzdálenosti 187 km od místa vypuštění. Nakonec se usadil v Italských Alpách, kde byl vystopován v přítomnosti mladé vlčice, která pocházela z jedné ze sousedních smeček. Nakonec byl nalezen již delší dobu mrtev, což neumožnilo stanovení příčiny jeho smrti (Cucci et al. 2009).



Obr. 2-9 *Zdokumentovaná migrace telemetricky sledovaného 10měsíčního vlka, který byl sledován ze SZ Itálie do francouzských Alp (dle Cucci et al. 2009)*

2.4. RYS OSTROVID *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758)

2.4.1. Statut ochrany

Statut ochrany na mezinárodní úrovni

Rys ostrovid je dle červeného seznamu savců IUCN (IUCN 2010d) zařazen mezi málo dotčené druhy (LC – least concern) a jeho populační trend je udáván jako stabilní.

V Evropské unii je rys chráněn směrnicí č. 92/43/EEC o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, je uveden v příloze II a IV. Dále je zařazen do přílohy II Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Vztahuje se na něj také Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva), kde je uveden v příloze III (Chráněné druhy živočichů), a Úmluva o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů (Bonnská úmluva).

Statut ochrany v ČR

V Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR je uveden rys ostrovid jako druh ohrožený (Anděra a Červený 2003).

Podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a související vyhlášky č. 395/1992 Sb. je rys ostrovid zvláště chráněný živočich v kategorii silně ohrožený. Z hlediska zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. je rys považován za zvěř, kterou nelze lovit.

2.4.2. Výskyt a rozšíření

Výskyt a rozšíření v Evropě

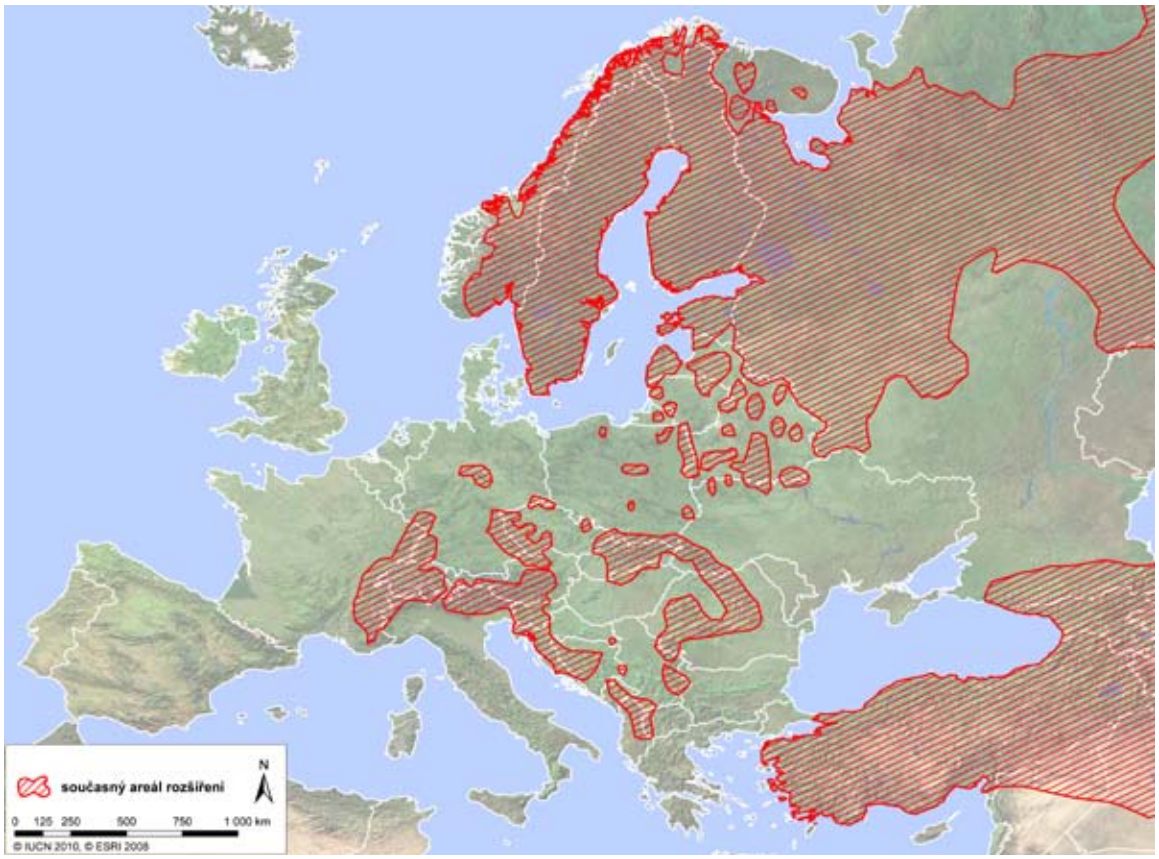
V průběhu 19. a během první poloviny 20. století došlo v západní a střední Evropě na většině míst k lokálnímu vyhynutí populace rysa ostrovida. Jeho populace se zachovala ve větší hustotě pouze v Karpatech. Cílenou ochranou a hlavně díky reintrodukčním programům v několika zemích (Francii, Švýcarsku, Slovinsku, Německu, Rakousku a České republice) se do několika míst v západní a střední Evropě podařilo rysa ostrovida navrátit. V současné době je jeho populace koncentrována do několika vzájemně izolovaných, silně fragmentovaných oblastí. V evropské části areálu lze rozlišit několik více či méně oddělených subpopulací (obr. 2-10).

Hlavním centrem současného rozšíření rysa ostrovida je v západní Evropě oblast Jurských Alp na pomezí Francie a západního Švýcarska, kde byla reintrodukcí založena populace v letech 1974–1975. Je odhadována na 80 jedinců. Další oblastí výskytu je pohoří Vogézy ve Francii, kde se nacházejí dvě pravděpodobně z větší části oddělené subpopulace, které čítají přibližně 30–40 jedinců. I v oblasti východních Alp se rysí populace odhaduje na 30–40 jedinců. Největší část této populace obývá oblast slovinských Alp, dále zasahuje do přilehlých oblastí italských a rakouských Alp. I tato populace byla založena reintrodukcemi jedinců karpatského původu v průběhu stejného období do oblasti slovinských a rakouských Alp.

Odhad velikosti dinárské populace v jižní Evropě byl stanoven na 130 jedinců, kteří obývají oblast od jihovýchodního Slovinska přes Chorvatsko do Bosny a Hercegoviny. Balkánská populace, jejíž odhad je méně než 100 jedinců, je z větší části rozptýlená podél hranic Albánie, Makedonie a Srbska s potenciálním výskytem také v Řecku.

Další populace se nachází v oblasti Šumavy, Bavorského lesa a okolí, kde je odhadována na 75 jedinců. Karpatská populace zahrnuje oblasti východní Moravy, jihovýchodního Polska, větší části Slovenska, západní Ukrajiny, východního Srbska a Rumunska. Celkový odhad početnosti této populace je 2 500 jedinců, z nichž téměř polovina žije v Rumunsku. Další zemí, která hostí početnou populaci, je již zmíněné Slovensko, pro které je odhad početnosti stanoven na 500 jedinců (Finďo et al. 2007).

Baltská populace rysa, jejíž odhad početnosti činí 3 400 jedinců, obývá severovýchodní Polsko, Estonsko, Litvu, Lotyšsko, Bělorusko a Rusko od Leningradské oblasti po Smolensk. V severní Evropě jsou ještě rozlišovány populace karelská a skandinávská. V jižním Finsku, Murmanské a Karelské oblasti, žije odhadem 1 500 jedinců, kteří jsou geneticky blízcí jedincům baltské populace. V Norsku a Švédsku pak žije podle odhadů okolo 2 000 jedinců. Celkem tedy se populace rysa ostrovida v Evropě odhaduje na cca 10 400 jedinců (Linnell et al. 2007).



Obr. 2-10 *Mapa rozšíření rysa ostrovida (Lynx lynx) v Evropě (dle IUCN 2010d)*

Odhady početnosti rysa ostrovida v zemích sousedících s Českou republikou: Slovensko 400–500, Polsko 185, Německo 18–26 a Rakousko 3–5 jedinců (Červený et al. 2006b).

Výskyt a rozšíření v ČR

Ve středověku obýval rys většinu oblastí s vysokým zastoupením lesů, a to i v nižších polohách. S počátkem intenzifikace zemědělství, přibývající fragmentací lesů a se sílícím pronásledováním ze strany člověka v průběhu 18. století byl rys postupně vytlačován do stále vyšších poloh v podhorských a horských oblastech. Na konci 18. století už rys obýval téměř pouze naše hraniční pohoří. V Čechách to byla hlavně Šumava, Český les, Krušné hory, ostrůvkovitě také oblast od Labských pískovců po Orlické hory a Českomoravská vysočina. Poslední doložený zástřel z Čech je udáván z roku 1835 od Tábora (Červený et al. 2006c). Na Moravě se populace rysa udržela ještě mnohem déle díky migraci jedinců z oblasti slovenských Karpat. V oblasti Moravského krasu, Drahanské vrchoviny a především v Moravskoslezských Beskydech a Jeseníkách se jedinci objevovali ještě začátkem 20. století (Červený et al. 1996c).

Znovu se pak u nás rys začíná objevovat stejně jako vlk a medvěd až po roce 1945 nejdříve v oblasti Moravskoslezských Beskyd a Jeseníků. V průběhu 50.–60. let jsou zaznamenávána ojedinělá pozorování i ze Šumavy, Českého lesa a také Labských pískovců.

V návaznosti na vypuštění 5–9 jedinců v Bavorském lese na začátku 70. let a díky následným reintrodukcím 17–18 rysů v průběhu 80. let i na české straně Šumavy došlo ke stabilizaci a postupnému nárůstu velikosti šumavské populace rysa ostrovida (Koubek a Červený 1996). V 70. letech však byly nelegálním lovem velmi potlačeny do té doby stabilnější populace rysa v Beskydech a Jeseníkách. V průběhu 80. let byla zjištěna přítomnost rysa

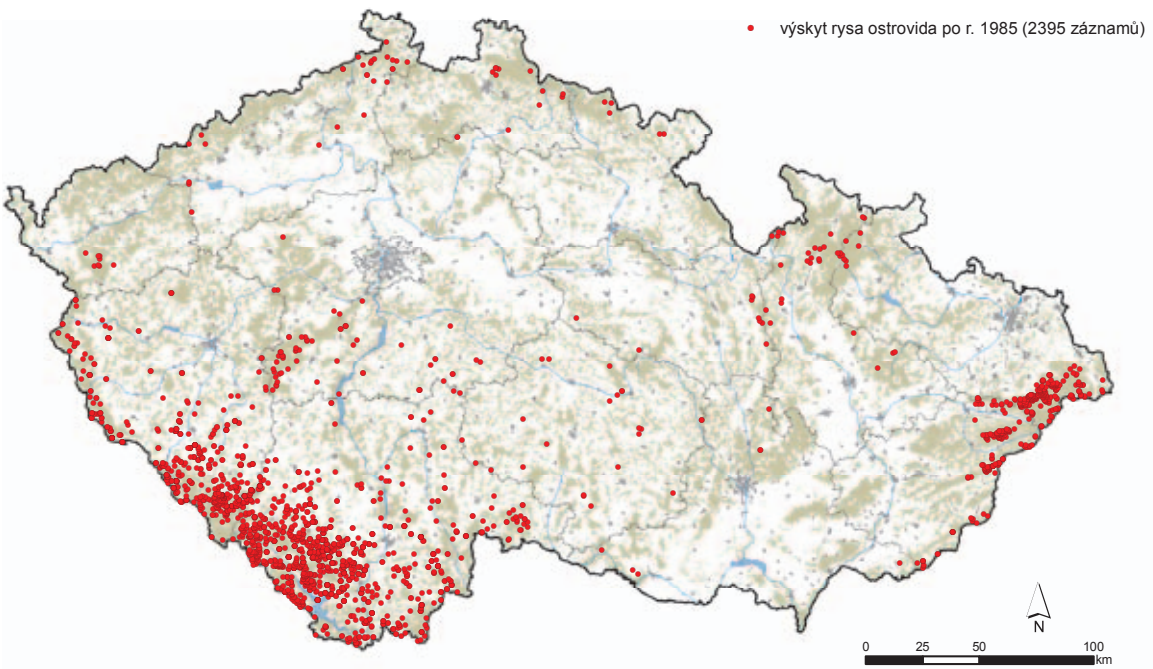
celkem v 97 mapovacích čtvercích oproti výskytu ve 29 čtvercích z let minulých. To lze přičítat jednak tomu, že uměle podpořená populace na Šumavě začala expandovat, ale svůj podíl nese také přirozená migrace jedinců ze Slovenska do Moravskoslezských Beskyd. To se odrazilo i na velikosti šumavské populace, kdy odhad činil na konci 90. let 70–100 jedinců (celkový odhad pro ČR pak 100–150 jedinců); Červený et al. 2006b. Tehdy byli migrující rysi zaznamenáváni i např. ve Žďárských a Jihlavských vrších, Křemešnické a Javořické vrchovině, Brdech a na Třeboňsku. Rysi se na přechodnou dobu v letech 1996–1998 objevili dokonce i ve středních Čechách, hlavně na Příbramsku, Voticku a Benešovsku a počet všech zaznamenaných výskytů tak vzrostl na 256 kvadrátů (Červený et al. 1996). Rys se také úspěšně rozmnožoval v oblasti Labských pískovců, potažmo celého Českosaského Švýcarska na pravém břehu Labe. V polovině 90. let zde byla početnost stanovena na 6 jedinců (Benda 1994, 1996). Ilegálně byli vypuštěni rysové v CHKO Podyjí a CHKO Moravský Kras, jejich výskyt zde ale nebyl později doložen (Červený et al. 2005). V letech 2002–2003 byla přítomnost rysa zaznamenána opětovně už jen v 185 kvadrátech (Červený et al. 1996), což je pravděpodobně způsobeno ilegálním lovem.

V současné době je populace rysa ostrovida v ČR vázána na dvě hlavní jádrové oblasti výskytu (obr. 2-11):

1) oblast jižních a západních Čech – Český les, Šumava, Novohradské hory a Blanský les včetně přechodného výskytu v oblasti Plánického hřebene a Brd (60–75 jedinců),

2) Beskydy – Moravskoslezské Beskydy (11 jedinců), Javorníky (3 jedinci), Vsetínské vrchy (3 jedinci včetně přechodného výskytu v Bílých Karpatech, Bartošová 2005).

V oblasti Labských pískovců populace rysa pravděpodobně zcela zanikla.



Obr. 2-11 *Mapa rozšíření rysa ostrovida (Lynx lynx) v ČR (zdroj: NDOP AOPK 2009)*

2.4.3. Ekologické a etologické nároky druhu

Rozmnožování a sociální chování druhu

Rys ostrovid je největší evropská kočkovitá šelma. Samec i samice žijí po většinu roku odděleně a potkávají se jen v krátkém období říje, která probíhá od ledna do března. V tuto dobu probíhají mezi samci souboje o samice. Mimo dobu páření si obě pohlaví brání striktně své teritorium vůči stejnému pohlaví, i když k nepatrnému překryvu dochází zejména u samců. Teritorium samce může zahrnovat i několik okrsků samic. Mezi samicemi k překryvu teritorií většinou nedochází. Estrus samice trvá 1–3 dny a k ovulaci dochází až po několikátém spáření se samcem (indukovaná ovulace). Po 70–75 dnech březosti samice v květnu až červnu rodí na dobře ukrytém místě 2–3 mláďata, která kojí 2–3 měsíce. Mortalita mláďat je vysoká a dosahuje až 50 % (von Arx et al. 2001, Červený et al. 2005).

Mladí rysové se osamostatňují ve věku 8–10 měsíců, přičemž nebyly zjištěny žádné mezipohlavní rozdíly. Do té doby se pohybují pouze se samicí, která je učí lovit. Mláďata opouštějí mateřské teritorium již od ledna, nejčastěji pak až během dubna (Zimmermann et al. 2005). Samci pohlavně dospívají ve věku 33 měsíců, samice ve věku 21 měsíců.

Migraci na dlouhou vzdálenost a hledání vhodného teritoria podstupují zejména mladí jedinci, kteří jsou na jaře vyhnáni z rodičovského okrsku. Migrační vzdálenost, kterou urazí, je dosti individuální. Je však patrné, že samice častěji hledají nové teritorium blíže matce a samci migrují na dlouhou vzdálenost (obr. 2-12).

Potrava

Rys se živí převážně kopytníky. Jeho hlavní kořistí je srnec obecný (*Capreolus capreolus*), v menší míře jelen lesní (*Cervus elaphus*), dále zajíc polní (*Lepus europaeus*) a prase divoké (*Sus scrofa*). Občas loví i drobné obratlovce. V jeho potravě byla ještě ve větší míře zastoupena liška, kočka a ptáci (Fejklová et al. 2003, Anděra a Horáček 2005).

Role v ekosystému

Rys ostrovid je jakožto vrcholový predátor přirozeným regulátorem spárkaté zvěře a udržuje tak rovnováhu důležitou při obnově lesa.

Biotop druhu

Rys ostrovid je striktně vázán na rozsáhlejší lesní celky v podhorských a horských polohách. K odpočinku si vyhledává klidná odlehlá místa s velkým množstvím členitého terénu, především skalnatých a balvanitých polí s množstvím přirozených úkrytů. Využívaný biotop se ale podstatně liší během lovu. Rysové z Bělověžského pralesa neměli striktně vyhraněné nároky na typ lesa, ve kterém lovili. K lovu si však vybírali místa jednak s velkou mírou nepřehledného terénu, jako byly padlé klády a větve, vývraty nebo husté křoviny, kde mohli z úkrytu pozorovat svou kořist, ale během léta také často lovili na okraji lesních pasek (Podgórski et al. 2008).

Z práce Maye et al. (2008), zabývající se modelováním habitatových nároků s využitím telemetrických dat o sledovaných druzích šelem – rysa, vlka, medvěda – v oblasti jihovýchodního Norska, je zřejmé, že habitat všech tří primárně lesních velkých šelem se z velké části překrývá. Nejméně se v habitatových nárocích liší rys a vlk, i když svoji kořist loví na rozdílných místech. Rys však nejvíce preferoval nejvyšší míru lesnatosti a lovil v nejčlenitějším terénu. Plocha lesa v domovském okrsku z oblasti Jurských Alp zahrnovala průměrně až 60 % z celkové rozlohy (Zimmermann 2004).

Během migrace se nároky na lesní prostředí i 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 zmíněných šelem.

2.4.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci

Rysové dávají i během migrace jednoznačně přednost lesním nebo křovinným biotopům. Předpokládá se však, že vzdálenost mezi dvěma porosty do 1 km považují za překonatelnou a také, že fragmenty lesa o rozloze 1 km^2 vnímají jako migračně přijatelné (Haller a Breitenmoser 1986 ex Kramer-Schadt et al. 2005), což potvrzují i údaje Zimmermana a Breitenmosera (2007).

Mladým subadultním rysům z oblasti Bělověžského pralesa se však polní krajina jevila jako problematicky překonatelná a většinou se tuto bariéru snažili obejít. To však mohlo být zapříčiněno vysokou mírou lesnatosti v této oblasti, kde jedinci pravděpodobně nejsou nuceni do takové míry opouštět optimální biotop (Schmidt 1998 ex Hetherington et al. 2008).

Telemetricky sledovaní jedinci z oblasti Jurských Alp byli v 75 % případů zjištěni v lesním habitatu a jen ve 25 % případů se objevili v otevřené krajině, jako byly pastviny a další zemědělská půda (Hetherington et al. 2008).

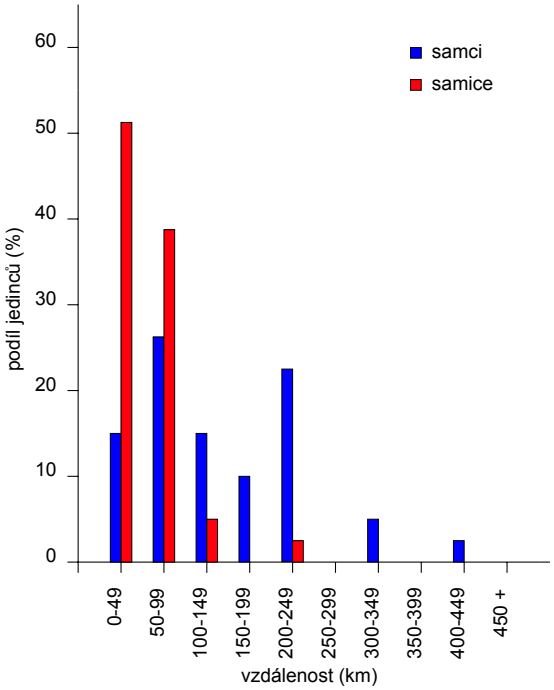
Z telemetrického sledování čtyř subadultních samců rysa z oblasti severozápadních švýcarských Alp však jasně vyplývá, jak vážným problémem je pro migrující rysy dálniční a železniční infrastruktura. Pouze jednomu z nich se podařilo překonat oplocenou dálnici, dosáhnout tak sousední oblasti a založit zde nové teritorium. Dva rysové ze sledované skupiny se po cestě otevřenou krajinou, kdy asi týden zůstali v okolí dálnice a železnice, opět vrátili do místa, odkud původně začali migraci. Jeden při své cestě nazpět překonal 650 m zemědělské krajiny a poté migroval podél břehu řeky. Poslední z nich byl navíc lokalizován 50 m od neosvětleného mostu přes dálnici, který však nepřekonal, a po několika dnech se podobně jako ostatní vrátil do oblasti svého původního teritoria (Zimmermann 2004). Další sledování dokládá pohyb v tomto případě dospělého rysího samce ze stejné oblasti. Ten překonal údolí řeky Aary, kde kromě 30–40 m široké řeky tvoří bariéry i železnice a oplocená dálnice. V 1 km široké bezlesé krajině překonal sledovaný rys tyto bariéry celkem čtyřikrát. Byl dokonce zaznamenán i případ, kdy rys překonal 200 m široké jezero (Zimmermann a Breitenmoser 2007).

Telemetricky sledovaný rys kanadský (*Lynx canadensis*) z oblasti NP Yellowstone ve Wyomingu také překonal při potulkách ze svého stálého teritoria (pokaždé se vrátil) několik dvouproudých dálnic. Silnici, kterou musel v tříletém období přejít nejméně čtyřikrát, překonával vždy přibližně ve stejném úseku a sledoval tak hlavní migrační koridor (Squires a Oakleaf 2005).

V jádrové oblasti švýcarských Alp byli rysové několikrát zjištěni také poblíž lidských obydlí, horských chat, lyžařských vleků, nebo dokonce u hlavní silnice, a to pokud zde našli vhodné místo k dennímu odpočinku (Zimmermann a Breitenmoser 2007). Rozsáhlejší plocha osídlení, která však zaujímá více než 50 ha, je již pro migraci rysa nevhodná (Hetherington et al. 2008).

Faktory, které ovlivňují velikost obývané plochy domovského okrsku rysů z různých míst Evropy, se zabývali Herfindal et al. (2005). Bylo potvrzeno, že velikost domovského okrsku v první řadě ovlivňuje populační hustota hlavní kořisti rysa (kopytníků). Samci reagovali na změnu denzity kořisti plastičtěji než samice. Se snižující se denzitou kořisti vzrůstala velikost obývané plochy. Velikost domovského okrsku obývaného rezidentním samcem zaujímala rozlohu 100–400 km^2 (průměrná velikost 115 km^2). Velikost domovského okrsku je tedy dosti variabilní a je do značné míry také ovlivněna typem obývaného biotopu. Ve švýcarských Jurských Alpách byla plocha samčího a samičího okrsku stanovena na 364, resp. 216 km^2. V Bělověžském pralese obývali samci plochu 248 km^2 a samice 133 km^2, kdežto na jihu Polska u slovenských hranic byla využívaná plocha u samců jen 120 km^2 a u samic 80 km^2 (Finďo et al. 2007). Velikost trvalého okrsku na našem území, odvozená z telemetrického sledování rysů na Šumavě, byla pro samce stanovena na 386 km^2 (105–635 km^2) a pro samice na 278 km^2 (180–369 km^2), což zhruba odpovídá zjištění ze Švýcarska. Velikost využívané plochy teritoria se ale mění i v průběhu roku a nejmarkantnější rozdíl je patrný u samic v období kojení mláďat. V období, kdy byla koťata ve stáří do jednoho měsíce, se samice zdržovala na ploše o velikosti jen 10,7 km^2 (Bufka in litt.).

V oblasti švýcarských Alp migrovali mladí jedinci průměrně na vzdálenost 42 km (Kramer-Schadt et al. 2004). Rozdíly v migrační vzdálenosti byly způsobeny populační denzitou rysů v oblasti, ale především pak zásadními biotopovými a bariérovými omezeními, která znesnadňují migraci mezi tamními subpopulacemi (Zimmermann et al. 2005). Migrační potenciál rysů ze Skandinávie zachycuje obr. 2-12. Je z něj patrné, že podíl jedinců migrujících nad vzdálenost 150 km je výrazně vyšší u samců než u samic, což je v souladu se zjištěními z jiných částí Evropy (Andersen et al. 2003).



Obr. 2-12 *Podíl migrujících rysů a jejich migrační vzdálenost (dle Andersen et al. 2003)*

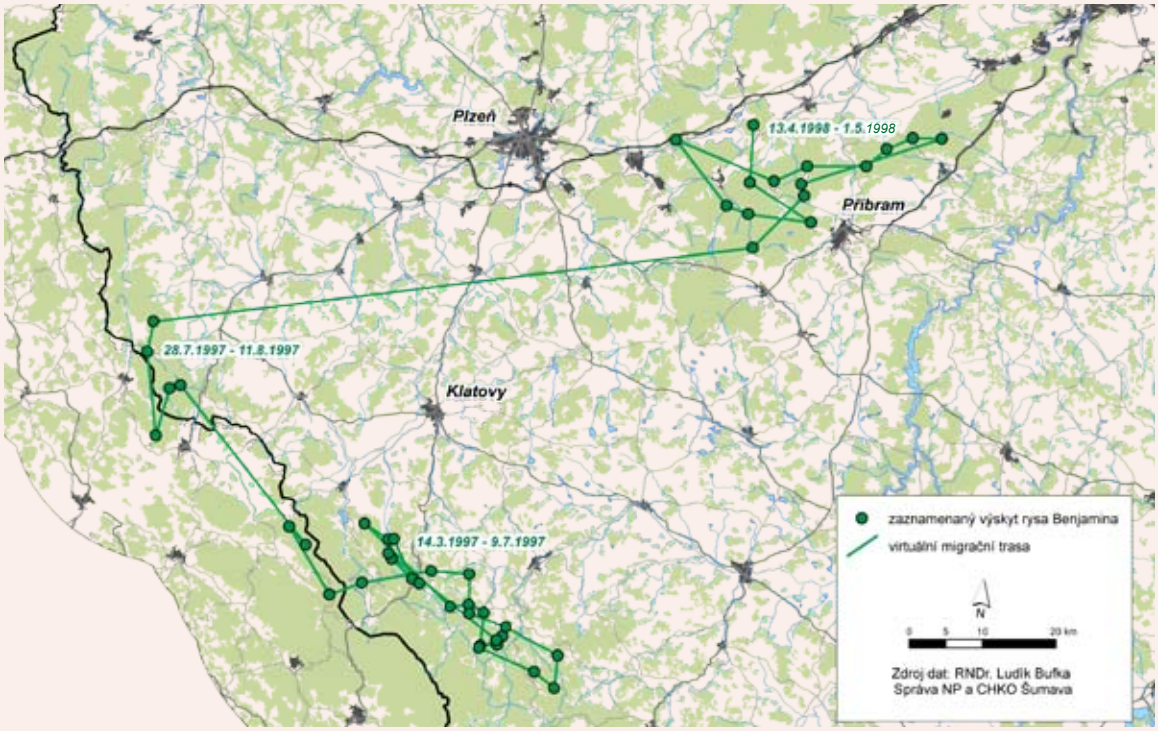
Rysí samci mají především noční nebo soumrační aktivitu. V oblastech, kde nejsou rušeni, pak podíl denní aktivity roste. Samice jsou však aktivní jak ve dne, tak v noci a podíl lovu během dne se zvyšuje v období péče o mláďata. Denní průběh aktivity začíná v 15 h a končí v 7 h s patrným vrcholem kolem půlnoci. Uražená vzdálenost i následný průběh denní aktivity výrazně klesá po úspěšném lovu (Schmidt 1999). Ke kořisti se vrací za soumraku a zůstává u ní většinou po celou noc. Přes den odpočívá ve vzdálenosti do 5 km (Kocurová et al. 2003). Obvykle však samci denně průměrně urazí 7,2 km a samice 6,8 km. Během sezony páření (leden–březen) se vzdálenost ještě o polovinu zvyšuje, hlavně u samců. Průměrně urazí samec za hodinu 1,5 km, přičemž samice o něco méně, cca 1 km (Jędrzejewski et al. 2002). V přírodě se rys může dožít věku až 17 let (Breitenmoser et al. 2000).

MIGRAČNÍ TRASA RYSA BENJAMINA Z ŠUMAVY AŽ DO BRD

V České republice je díky dlouholetému projektu, který se zabývá telemetrickým sledováním rysa ostrovida na Šumavě, zdokumentován přesun mladého migrujícího rysa jménem Benjamin (obr. 2-13).

Odchycen byl na území NP Šumava, kde se částečně zdržoval v domovském okrsku rezidentního rysího samce Jamese. Od února do června 1997 si Benjamin obhajoval teritorium o rozloze 332 km^2 v oblasti Křemelné. Od června však začal z této oblasti migrovat nejvyššími partiemi hor směrem na sever podél hranice s Německem. Migrace jako taková, během níž se pohyboval striktně v rámci lesního prostředí nebo využíval přirozených migračních koridorů s vysokým zastoupením křovin a jiné rozptýlené zeleně, trvala do července 1997. Nakonec se Benjamin po svém putování usadil v brdských lesích, kde využíval rozlehlého teritoria o velikosti 394 km^2.

Na základě poznatků o migračním chování tohoto jedince tak mohl být identifikován přirozený migrační koridor, který obsahuje téměř výhradně lesní celky a spojuje oba velké lesnaté komplexy. Tento koridor vede severním směrem z CHKO Šumava do prostoru mezi města Klatovy a Plánice, odkud pokračuje Plánickým hřebenem a dále východně od Nepomuku směrem do oblasti Třemšínských Brd. Při své pouti tak mladý rys musel celkem urazit okolo 432 km a překonat několik frekventovaných silnic a železnic.



Obr. 2-13 *Migrační trasa mladého rysího samce z šumavských do brdských lesů (Bufka et al. 2000)*

2.5. JELEN LESNÍ *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758

2.5.1. Statut ochrany

Statut ochrany na mezinárodní úrovni

Jelen lesní je dle červeného seznamu savců IUCN (IUCN 2010b) zařazen mezi málo dotčené druhy (LC – least concern) a jeho populační trend je udáván jako stabilní.

Z mezinárodních úmluv se na něj vztahuje pouze Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva), kde je uveden v příloze III (Chráněné druhy živočichů).

Statut ochrany v ČR

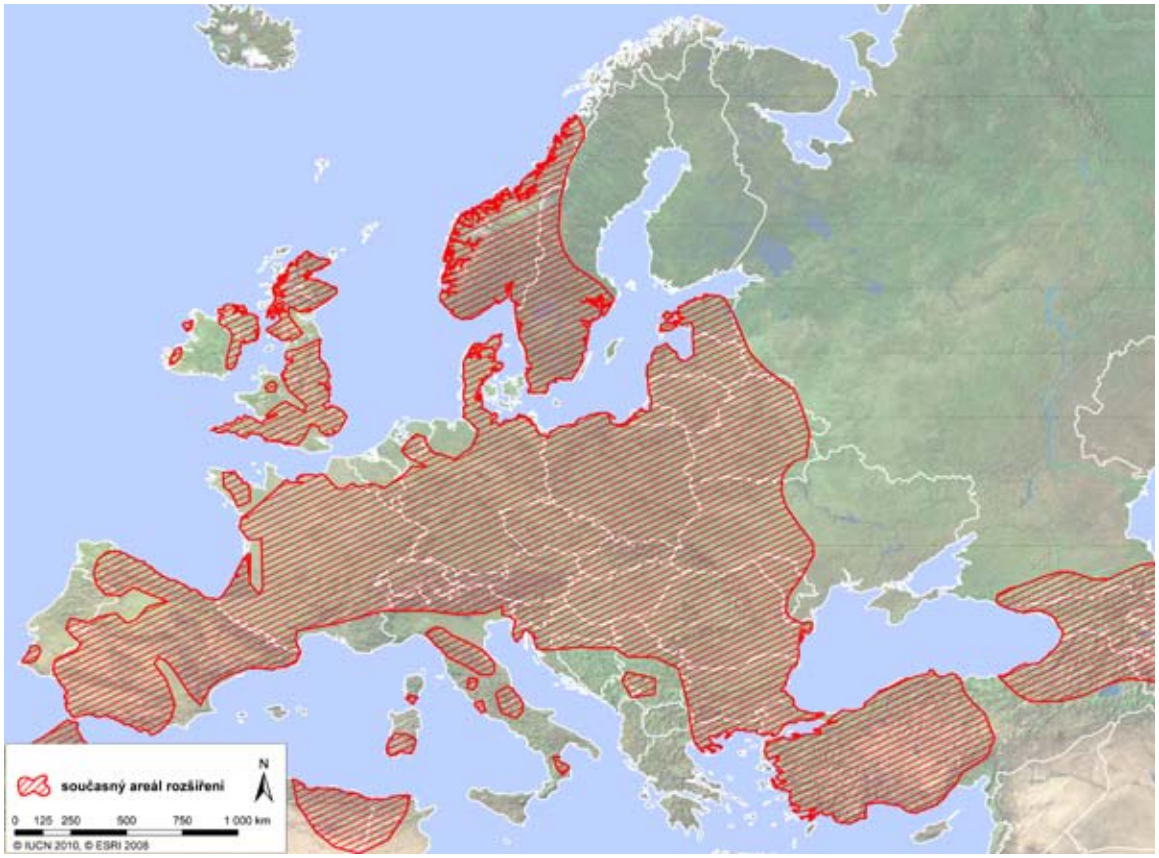
Jelen lesní není zařazen v Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR (Anděra a Červený 2003).

Stejně tak z hlediska legislativy ochrany přírody není v ČR nijak chráněn. Podle zákona o myslivosti č. 512/1992 Sb. je jelen lesní lovnou zvěří se stanovenou dobou lovu od 1. 7. do 15. 1.

2.5.2. Výskyt a rozšíření

Výskyt a rozšíření v Evropě

Areál rozšíření jelena lesního je ostrůvkovitý. Nalezneme jej ve velké části Eurasie – od Irska po Himaláje, jihovýchodní Asii a severní Africe (Anděra a Horáček 2005). Rozšířen je ve většině kontinentální Evropy, ačkoli chybí na severu Skandinávie a většině evropské části Ruska. Je přítomen na mnoha ostrovech včetně Britských ostrovů a Sardinie. V Albánii byl vyhuben. V Rusku nalezneme několik malých vysazených subpopulací neznámého původu, jedna malá původní subpopulace žije v Kalinigradské oblasti u polských hranic. V Řecku byla reintroduko-



Obr. 2-14 *Mapa rozšíření jelena lesního (Cervus elaphus) v Evropě (dle IUCN 2010b)*

vána malá izolovaná populace do míst původního výskytu druhu. V Portugalsku pochází populace jelena z reintrodukce a přirozeného šíření jedinců ze španělských populací, které byly také znovu vysazeny v místech historického výskytu druhu.

Výskyt a rozšíření v ČR

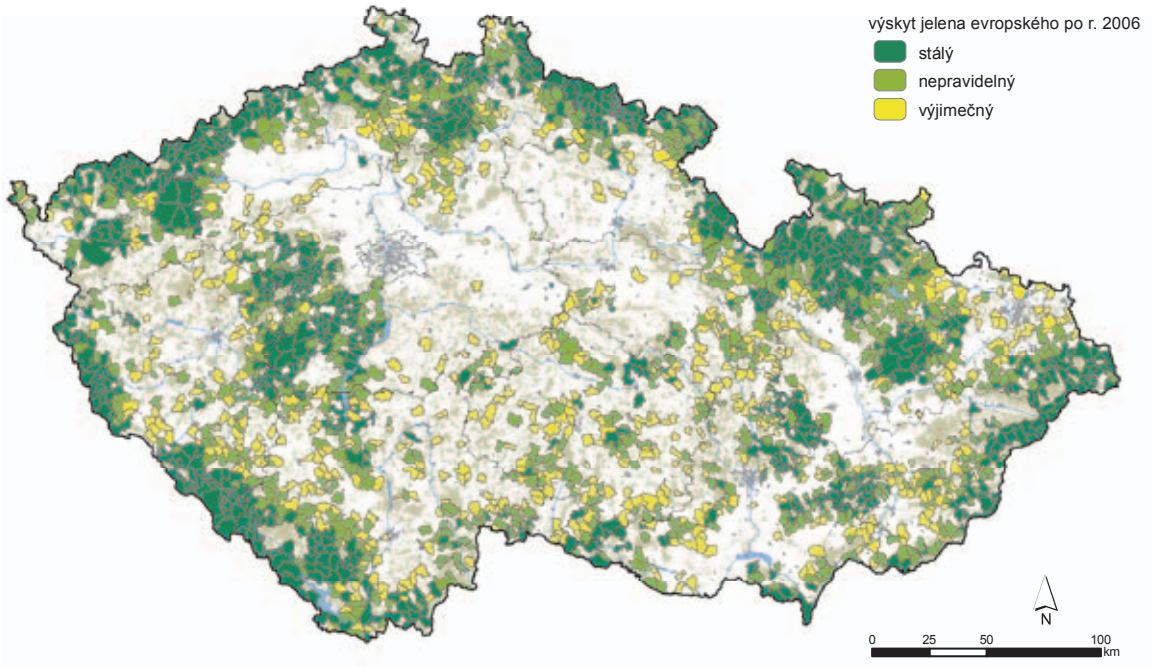
Jelen lesní je na území dnešní ČR rozšířen především ve větších lesních komplexech hor a vrchovin. Na Moravě se vyskytuje i v nížinných lužních lesích. Velká část populace je myslivecky obhospodařována, což ovlivňuje její rozšíření i početnost. Oblasti výskytu jelena v ČR zahrnují podle nejnovějších údajů přibližně dvě třetiny našeho území, z čehož stálý výskyt se váže zhruba na polovinu území (viz obr. 2-15) (Anděra a Červený 2009). Ve vnitrozemí je stálá populace zejména v Brdské vrchovině, na Křivoklátsku, ve Žďárských vrších a na Drahanské vrchovině (Hlaváč a Anděl 2001). Data z mysliveckých statistik zveřejněných Českým statistickým úřadem uvádí k 31. 3. 2010 jarní kmenový stav jelena lesního 29 895 zvířat.

2.5.3. Ekologické a etologické nároky druhu

Rozmnožování a sociální chování druhu

Obě pohlaví jelena lesního žijí po většinu roku skrytě a odděleně. Samci jsou samotáři nebo tvoří malé skupiny. Samice se sdružují s odrůstajícími mláďaty do stád o velikosti až 40 jedinců. Typická populační denzita je u jelena 2–10 ind/km^2 (výjimečně i 25 ind/km^2) (Koubek a Zima 1999, Wilson a Ruff 1999, IUCN 2010).

Staří či nemocní jedinci žijí samotářsky. Přes den vyhledávají úkryt na odlehlých místech, kde jsou zalehlí v houštinách či vysoké trávě. V podvečer vycházejí na pastvu, v zimě se pasou i v dopoledních hodinách. Za noc ujdou několik kilometrů pomalou chůzí (Anděra a Horáček 2005). Finďo (2002) rozlišuje dva typy jelenů podle denní aktivity. První typ, který žije celoročně v lesním prostředí, má celkem rovnoměrné rozdělení pastevních cyklů během celého dne. Oproti tomu jedinci, kteří žijí při dolní hranici lesa v pahorkatinách a nížinách a mají možnost



Obr. 2-15 *Mapa rozšíření jelena lesního (Cervus elaphus) v ČR*

vycházet za potravou do agrocenóz a otevřených biotopů, soustřeďují pastevní aktivitu do nočních hodin, protože přes den jsou v otevřené krajině rušeni lidskou aktivitou.

Samci jsou v říji od poloviny září do začátku října. V tuto dobu mezi sebou svádějí souboje, ke kterým se vyzývají hlubokým hrdelním hlasem. Vzhledem k tomu, že v tomto období nepřijímají potravu, většinou značně ztrácejí svoji hmotnost. Na čas vytvářejí tzv. říjné tlupy, které vede silný samec, následovaný několika samicemi. Tyto tlupy se během zimy rozpadají (Anděra a Horáček 2005). Samice přicházejí do říje v polovině září. Po oplodnění zůstává po celou zimu zárodek v latentním stavu (Reichholf 1996). Samice rodí obvykle jedno mládě, dvojčata jsou vzácností. Březost trvá zhruba 8 měsíců a mláďata se rodí nejčastěji koncem května a začátkem června. Mládě váží při porodu 3–10 kg a samice se s novým potomkem vrací do stáda po 7–10 dnech od porodu. Mláďata jsou kojena 4 měsíce a zůstávají s matkou kromě říje až do jara následujícího roku. Samice dospívají ve 2.–3. roce života, nejvyšší možný věk jelena lesního je odhadován na 20 let (Anděra a Horáček 2005).

Potrava

Potravu jelena tvoří převážně traviny, listy a větvičky dřevin, lesní plody, dvouděložné byliny a kapradiny. Často okusuje vysazené stromky a v zimě loupe kůru jehličnanů až do výšky 2 m. Na podzim konzumuje také žaludy a bukvice, jichž využívá k tvorbě tukových zásob. V letním období tvoří 90 % jeho potravy trávy, v zimním období je to 40 % a dalších 50 % tvoří výhonky jedle (Koubek a Homolka 1995, Šustr et al. 2006).

Role v ekosystému

Na území České republiky je jelen v oblastech svého výskytu intenzivně myslivecky obhospodařován. V místech výskytu velkých šelem se může jelen ojediněle stávat jejich potravou. Jelen má často velký vliv na obnovu lesa, zvláště v lesních monokulturách, kde pro nedostatek vhodné potravy okusuje mladé letorosty a poškozuje stromy olupováním kůry. V některých oblastech se díky

intenzivnímu okusu mladých stromků stává významným činitelem, ovlivňujícím skladbu lesních dřevin (Anděra a Červený 2009, Reichholf a Steinbach 2002).

Biotop druhu

Původním prostředím jelena jsou listnaté a smíšené lesy s otevřenými lučními plochami. Vyskytuje se od nížin až po vysokohorské oblasti (Festa-Bianchet a Apollonio 2003). Nejlepší podmínky vždy nacházel v úživných lužních lesích podél větších řek. Později pronikl i do jehličnatých horských lesů, kde je v současnosti centrum jeho rozšíření. Potravní nabídka horských lesů bez přítomnosti luk však není pro jelena dostatečná, je proto nutné jej v těchto oblastech přikrmovat (Reichholf a Steinbach 2002).

Kromě jehličnatých (převážně smrkových) lesů, kde jej podle Kamlera (2008) zastihneme nejčastěji, vyhledává také louky, mokřady či vřesoviště. Borkowski a Ukalska (2008) udávají v jihozápadním Polsku jako nejpreferovanější biotop dospělý borový les s hustým podrostem. Podle Čejky (2001) šumavští jeleni celkově preferují mlaziny a paseky a vyhýbají se holinám (na jaře a v létě se vyhýbají i vzrostlému lesu, v létě preferují oblasti s vysokým zastoupením malin, ostružin, borůvek, brusinek a listnatých dřevin). Vyhýbají se také plochám s častým výskytem rysa a oblastem se zvýšeným pohybem lidí (např. turistické stezky), kde se zvyšuje jejich ostražitost a častěji vytvářejí skupinky o více jedincích (Čejka 2001, Jayakody 2008).

2.5.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci

Jeleni v zásadě nepatří mezi migrující druhy. Finďo (2002) ve své studii rozlišuje dva typy jelení zvěře. Sedentární typ, který se celoročně zdržuje na jednom území, a migrující typ, který podniká pravidelné sezonní migrace za potravou. Obecně lze říci, že jeleni podnikají dva typy pravidelných přesunů: sezonní migrace z potravních důvodů a přesuny v době říje. V obou případech se jedná o migrace většinou na několikakilometrové vzdálenosti, prokázány byly ale i přesuny dlouhé 50–60 km, ve výjimečných případech i přes 100 km (případ jelena opatřeného ušním štítkem, který byl označen na Šumavě a později zastřelen u Regensburgu, Šustr in verb.). Maximální doložená délka přesunu byla 120 km (Bruiderink et al. 2003).

Velikost domovského okrsku šumavských jelenů je 20–50 km^2 u sedentárních a 60–120 km^2 u migrujících jedinců (Šustr 2008). To je výrazně více, než bylo zjištěno v téže oblasti u srnců (30 km^2).

Ve vztahu k migracím byl v Rakousku prováděn výzkum bariérového efektu dálnic na populaci jelena, ze které vyplývá, že obecně jeleni velmi neochotně využívají při migraci malé dálniční podchody (o šířce 15–30 m). Výjimkou jsou podchody, které se nacházejí v oblastech s vysokým podílem vegetace. Jeleni obvykle prochází podchody, které se nacházejí přímo na jejich migrační trase (Völk a Glitzner 1999, Woess et al. 2001), ale mimo ni prakticky nevyužívají ani velké podchody (širší než 100 m).

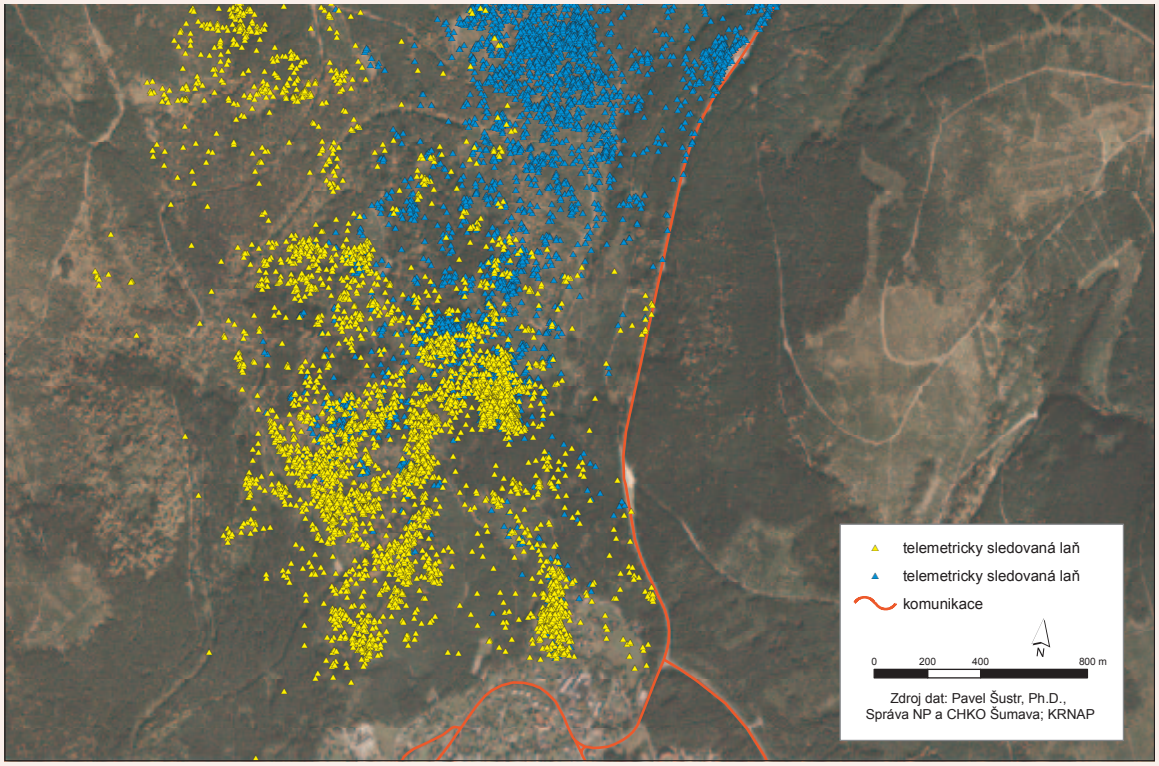
MIGRACE JELENA LESNÍHO V ČESKÉ REPUBLICE

Oproti ostatním zájmovým druhům jsou dálkové migrace jelena lesního zaznamenávány jen výjimečně. Díky systematickému výzkumu jelenovitých kopytníků máme k dispozici detailní informace o prostorových nárocích a habitatových preferencích tohoto druhu nejen v rámci NP a CHKO Šumava, ale i z území Krkonošského národního parku. Podrobnější informace o charakteru výskytu a lokálních migracích jelena z ostatních oblastí jeho výskytu však bohužel chybí.

V obou uvedených národních parcích byly zjištěny sezonní přesuny na kratší vzdálenosti, ovšem jen výjimečně byly doloženy případy dálkových migrací.

Jedním z příkladů je nález jelena ze Šumavy poblíž německého Regensburgu identifikovaného dle ušního štítku. Tento jedinec musel překonat minimálně vzdálenost vzdušnou čarou 90 km, překročit několik frekventovaných komunikací a poměrně hustě osídlené oblasti (Šustr in verb. 2010).

Na hranicích Krkonošského národního parku bylo pomocí GPS telemetrického sledování dvou laní popsáno jejich chování ve vztahu ke komunikacím. Během sledování delšího než 1,5 roku nebylo nikdy zaznamenáno překonání silnice 1. třídy z Harrachova do polské Sklarske Poreby, ačkoli prostředí po obou stranách silnice je velmi podobné a sledované laně byly často v bezprostřední blízkosti silnice zaznamenány. Přestože komunikace není dopravně nijak extrémně zatížená, patří mezi hojně využívané trasy mezinárodní nákladní přepravy. Ojedinělé body výskytu na východ od komunikace mohou být způsobeny nepřesným záznamem polohy při slabém signálu GPS v hustém podrostu či při zhoršeném počasí (obr. 2-16). U stejných jedinců byl zároveň zaznamenán výskyt v bezprostřední blízkosti zástavby Harrachova i bývalé celnice Nový svět.



Obr. 2-16 *Lokalizované výskyty dvou laní z oblasti Krkonoš sledovaných pomocí GPS telemetrie v letech 2006–2008*

2.6. LOS EVROPSKÝ *Alces alces* (Linnaeus, 1758)

2.6.1. Statut ochrany

Statut ochrany na mezinárodní úrovni

Dle celosvětového červeného seznamu savců IUCN (IUCN 2010a) je los evropský zařazen mezi málo dotčené druhy (LC – least concern) a jeho populační trend je udáván jako vzrůstající.

V Úmluvě o ochraně evropské fauny a flóry (Bernská úmluva) je uveden v příloze III (Chráněné druhy živočichů).

Statut ochrany v ČR

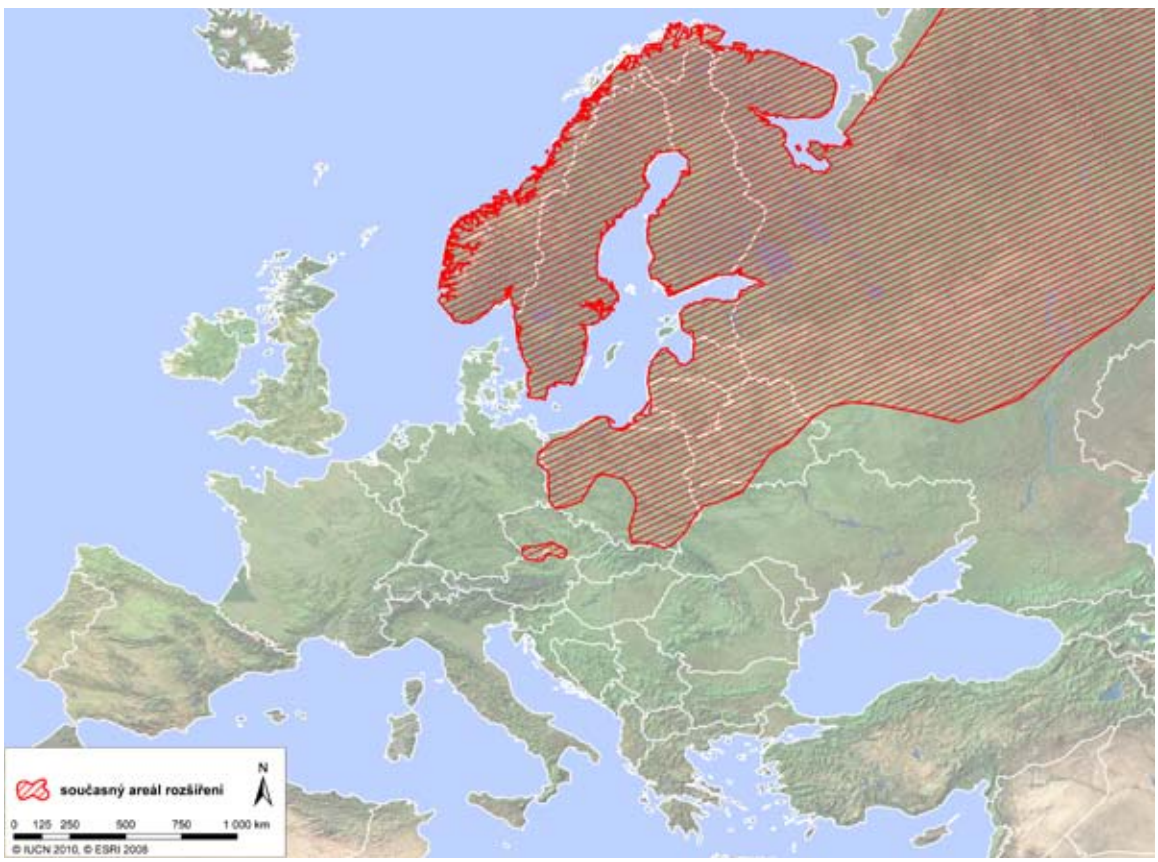
V Červeném seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR je uveden los evropský jako druh silně ohrožený (Anděra a Červený 2003).

Podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a související vyhlášky č. 395/1992 Sb. je los evropský zvláště chráněný živočich v kategorii silně ohrožený. Z hlediska zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. je los považován za zvěř, kterou nelze lovit.

2.6.2. Výskyt a rozšíření

Výskyt a rozšíření v Evropě

Los evropský obývá lesní pásmo Eurasie od Skandinávie a Polska, severní Rakousko a jih České republiky přes severní Asii až k řece Jenisej. Jeho souvislý areál zasa-



Obr. 2-17 *Mapa rozšíření losa evropského (Alces alces) v Evropě (dle IUCN 2010a)*

huje v Evropě do Norska, Švédska, Finska, Ruska, Estonska, Litvy, Lotyšska, Běloruska, Polska a Ukrajiny (obr. 2-17). V severním Rakousku byl výskyt losů závislý na migraci jedinců z nepočetných českých populací a zcela nepochopitelně zde byl los i loven (Ševčík 1994). S poklesem početnosti losů v ČR a vlivem lovu malá lokální populace v Rakousku pravděpodobně zanikla. Tři izolované subpopulace se nacházely v jižních Čechách a příležitostně byl los zaznamenán v Německu, Chorvatsku, Rakousku a v Rumunsku. Svůj areál rozšířil podél řek do oblasti severního Kavkazu. V Evropě jej nalezneme až do výšky 1 500 m n. m. Na východě sahá jeho areál na Sibiř a na jihu až na Ukrajinu a dále do severního Kazachstánu, Mongolska a do severní Číny. V západní a velké části střední Evropy byl však vyhuben (Corbet 1978, Bauer a Nygrén 1999, Wilson a Ruff 1999).

V Evropě se velikost populace losa odhaduje na 500 000 jedinců. V České republice je odhadovaný počet zvířat maximálně 50 kusů, v Polsku 2 800, v Estonsku se počet jedinců odhaduje na 10 000, ve Finsku nejméně 110 000 (60–80 000 je ročně zastřeleno), ve Švédsku 340 000 (Bauer a Nygrén 1999, IUCN 2010a).

Výskyt a rozšíření v ČR

Výskyt losa na území dnešní České republiky nebyl nikdy příliš hojný, poslední záznamy před jeho vyhubením pocházejí z 16. století. Pozůstatky losa jsou nacházeny v materiálech z raně středověkých archeologických nalezišť (zhruba do roku 1200) a především z nížinných oblastí Polabí, Poohří a jižní Moravy. Pozdější archeologické nálezy již chybí (Peške 1995, Kyselý 2005). Z toho lze usuzovat, že v období vrcholného středověku a později byl výskyt losa poměrně vzácný. Los se na našem území začal znovu objevovat od roku 1957. Šlo o migrující zvířata z rezervací v severním a středním Polsku (např. Kampinoského národního parku u Varšavy), kde byl reintrodukován a kde jeho populace následně dobře prosperovaly. Až do konce 60. let se na našem území vyskytoval pouze sporadicky, většinou se jednalo o krátkodobý výskyt převážně mladých migrujících samců. Na přelomu 60. a 70. let počet migrujících jedinců narůstal, zvyšovala se i délka jejich pobytu a vyrovnával se poměr pohlaví (Anděra a Kokeš 1978). V roce 1974 bylo na Jindřichohradecku zaznamenáno narození prvního mláděte, což lze považovat za první údaj o stálém výskytu losa na našem území. Migrující zvířata však mohou být zastižena prakticky kdekoli, kde je více lesů, nálezy pocházejí z cca 40 % našeho území (Anděra a Horáček 2005).

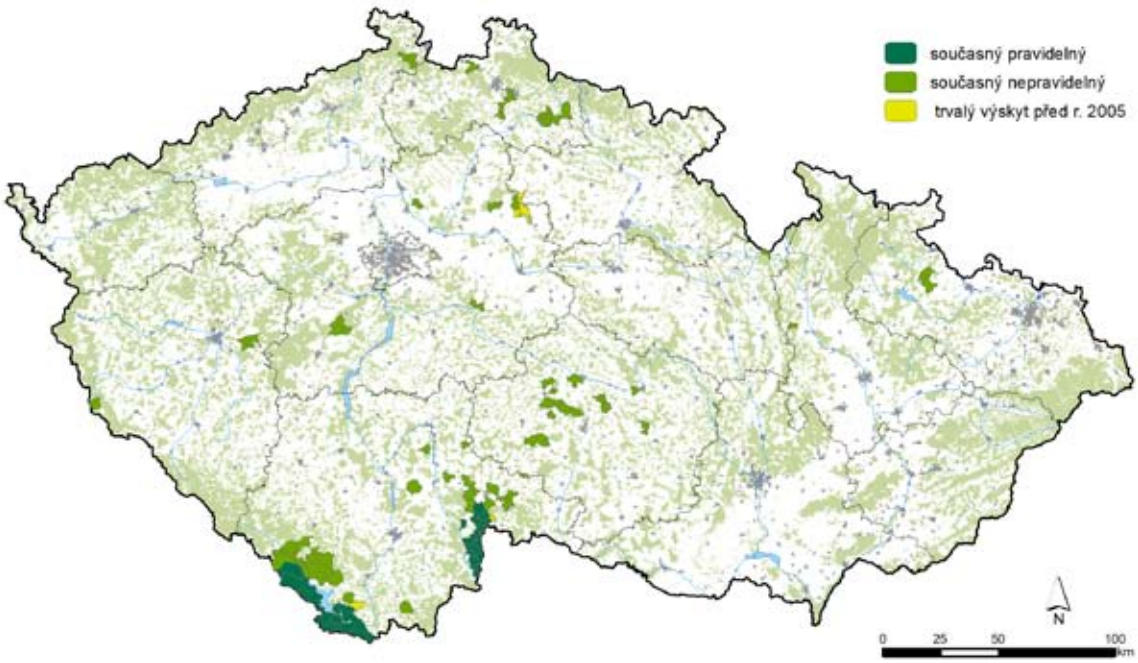
Homolka (2000) ve své studii uvádí, že k pravidelnému rozmnožování losa na našem území docházelo již od 80. let. Za tu dobu se zde narodilo 120–150 mláďat. V oblasti Třeboňska pak byla v roce 2000 odhadnuta hustota populace losa na 3–4 jedince/100 km^2 lesa, (populace losa ve Švédsku byla v roce 1992 odhadována na 800–1 200 jedinců/100 km^2 lesa (Hörnberg 2001), což svědčí o tom, že se u nás tento druh pravděpodobně pohybuje na hranici existenčních možností (Homolka 2000). Negativní vliv na českou populaci losa má pravděpodobně i lov v sousedním Rakousku (Ševčík 1994). O jeho rozsahu však není možné zjistit spolehlivé údaje. Homolka a Heroldová (1997) hodnotí populaci losa v České republice jako kriticky ohroženou. Ve své studii uvádějí, že oblast jižních Čech tvoří enklávu území s výskytem losa, vzdálenou několik set kilometrů od okraje souvislého areálu. Tato vzdálenost se bude pravděpodobně díky rozšiřování ploch silně ovlivněných lidskou činností a fluktuací velikosti souvislého areálu výskytu v Polsku perspektivně spíše zvětšovat. Podle studie nejsou životní podmínky pro losa v naší krajině tak příhodné, aby se zde mohla vytvořit větší stabilizovaná populace.

Přesto se v oblastech trvalého osídlení od 90. let pohybuje početnost populace přibližně okolo 40 jedinců. Mimo usedlé jedince byl na našem území také odhadnut počet migrujících jedinců na 10–20 kusů, o nichž však existuje poměrně málo údajů (Homolka 2000, Mrlík 1998, Hutr 2004, Märtl 2009).

Oblasti s hlášeným trvalým výskytem losa evropského byly ještě v roce 1995 tři: na Jindřichohradecku v CHKO Třeboňsko, v okolí pravého břehu Lipna a na Nymbursku.

Třeboňsko

Toto území je tvořeno asi 20 km širokým pásem, táhnoucím se od Novohradských hor až po Středočeskou vrchovinu (přibližně 1 500 km^2). V zimním období se zde losi vyskytují více či méně pravidelně v borových lesích na Bechyňsku, v okolí Borkovických blat, na Jindřichohradecku a mezi Příbrazí a Mirochovem. V létě se přesouvají na území CHKO Třeboňsko, zaznamenávána jsou také



Obr. 2-18 *Mapa rozšíření losa evropského (Alces alces) v ČR*

pozorování v krajině, kde se střídají lesy se zemědělskou půdou a rybníky, např. na Jistebnicku. Jednotlivá refugia jsou relativně malá, v žádném z nich los nenachází celoročně vhodné podmínky. Bývají intenzivně hospodářsky a turisticky využívána, avšak ve srovnání s většinou území České republiky jsou zde podmínky relativně příznivé: lesnatost 50–60 %, nízká hustota osídlení (okolo 40 obyvatel/km^2), poměrně četné rybníky a mokřady (Homolka 2000). Poslední odhad velikosti populace v této oblasti je 15 jedinců (Homolka 1998).

Pravý břeh Lipna

Území osídlené losem na jihu naší republiky lze vymezit státní hranicí s Rakouskem, na severu pravým břehem Lipenského jezera, na východě obcí Studánky a na západě obcí Stožec. Území má rozlohu cca 100 km^2 a losi zde nacházejí vhodné podmínky po celý rok. Území leží v nadmořské výšce 600–1 000 m, jsou zde četné potoky, rašeliniště a podmáčené louky s rozsáhlými porosty vrby jívy. Lesní paseky jsou zarostlé jeřábem ptačím, břízami a krušinou olšovou. Poslední odhad populace v této oblasti udává 10–15 jedinců (Šustr 2010).

Nymbursko

Na počátku 90. let se začala formovat třetí stálejší populace losa ve středních Čechách, v severovýchodních částech okresu Nymburk. Toto území pravidelně navštěvovali migrující jedinci a od roku 1991 zde byl zaznamenán i pravidelnější výskyt několika samic s mláďaty, a to na území Lesní správy Dymokury. Podle posledního průzkumu však tato populace již zanikla (Anděra a Červený 2009).

2.6.3. Ekologické a etologické nároky druhu

Rozmnožování a sociální chování druhu

Jedinci losa žijí osamoceně, a to včetně samic, které se na rozdíl od příbuzných druhů nesdružují do stád. K seskupování více jedinců dochází jen zřídka, a to především v období říje nebo v zimě. Říje nepřipadá na pevně stanovené časové období, losí krávy nemají říji synchronizovanou, a ta tak trvá od srpna někdy až do listopadu.

Samice v tomto období vytvářejí tzv. říjné arény o velikosti přibližně 0,5–0,75 km^2. Zde zanechávají značky, které signalizují mimo jiné i jejich fyziologický stav. Potulující se samci aktivně vyhledávají samice a upozorňují na sebe navzájem daleko slyšitelným sténavým hlasem. O samice svádějí boje. Vítězný samec si však nezřizuje harém, pouze se na čas připojí k samicím v jejich říjných arénách. Tyto dočasné skupiny nejčastěji tvoří jeden samec s jednou až dvěma samicemi, popsány jsou však i skupiny složené až z devíti samců a 12 samic (Zheleznov a Fox 2001, Rolandsen et al. 2010). Po kopulaci samec samici opouští a hledá si novou partnerku (Mrlík 1998, Zheleznov a Fox 2001).

Samice mívá většinou jedno mládě nebo dvojčata. Březost trvá zhruba 8 měsíců a narození mláďat spadá na konec dubna a počátek května (v Norsku je popisováno mezi 14. květnem a 30. srpnem; Rolandsen et al. 2010). Losice v té době vyhledávají klidná místa na hranici lesa a bezlesí, např. lesní okraje, velké polní remízky, rákosovité a křovinaté okraje rybníků. Tam pečují o mláďata. V blízkosti těchto míst pak bývají často viděni i samci (Andreska 1988). Matky kojí svá mláďata přibližně 3–4 měsíce a zůstávají s nimi až do narození dalších mláďat. Údaje z Norska uvádějí, že při disperzi odchází 40 % samců a 60 % samic (většinou ve věku 2,5 let) do vzdálenosti 10–175 km od matčina domovského okrsku. Losi dospívají ve druhém roce života, avšak zvláště samci se zapojují do reprodukce až později (ve věku 4–5 let). Úmrtnost mláďat v prvním roce života činí cca 45 %, nejvyšší věk se udává v rozmezí 20–25 let (Mrlík 1998).

Potrava

Potravu losa tvoří snadno stravitelné složky s vysokým obsahem živin, které jsou obsaženy v mladých letorostech listnatých dřevin nebo ve dvouděložných bylinách a vodních rostlinách. V létě se živí převážně listím a výhonky stromů, v zimě pak hlavně pupeny. Tuto potravu doplňuje vodními rostlinami zakořeněnými na dně i volně plovoucími, např. rdestem (*Potamogeton spp.*) či rostlinami kanadského vodního moru (*Elodea canadensis*). V České republice patří k nejdůležitějším druhům v letní potravě losa vrba jíva (*Salix caprea*), krušina olšová (*Frangula alnus*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), ale i bříza pýřitá (*Betula pubescens*). Na našem území nebylo doposud pozorováno spásání vodních rostlin v rybnících. V po-

lích byla pozorována pastva na nezralé pšenici (*Tricitum* spp.), kukuřici (*Zea mays*), řepce (*Brassica* spp.) a ovsu (*Avena sativa*); Andreska 1988, Homolka a Heroldová 1997. V zimě losovi slouží jako potrava i jehličí borovice lesní (*Pinus sylvestris*), jedle bělokoré a obrovské (*Abies alba* a *A. grandis*) a větve i kůra měkkých dřevin, jako jsou jíva (*Salix caprea*), bříza (*Betula* spp.), olše (*Alnus* spp.) či osika (*Populus tremula*). Krátký krk, který losa nutí, aby se široce rozkročil při pastvě na zemi, ukazuje, že jde o druh předurčený k spásání listí z keřů stromů spíše než trávy. Při tomto způsobu potravy mu značně pomáhá i jeho chápavý horní pysk. Denně spase 10–30 kg potravy, avšak i přes tuto nemalou spotřebu nebyla na našem území doposud zaznamenána pastva z krmelce (Andreska 1988, Reichholf 1996, Anděra a Horáček 2005).

Role v ekosystému

Los se ve svých potravních nárocích adaptoval na les s podrostem, kde okusuje větve a listy ze stromů a keřů. V oblastech stálého výskytu může způsobovat na lesním porostu významné škody, což neplatí pro ČR, kde je jeho početnost v poměru k ostatním druhům spárkaté zvěře nízká (Homolka a Heroldová 1997). Přirozeným predátorem losa je vlk evropský. Vzhledem k jeho nízké početnosti a omezenému areálu výskytu na území ČR však los zde nemá v místech svého stálého výskytu přirozeného nepřítele.

Biotop druhu

Losovi nejlépe vyhovují vlhké bažinaté lesy nížin a pahorkatin, ale vyhýbá se příkrým svahům. Ve vegetačním období se zdržuje na podmáčených místech s keřovými porosty a bohatou mokřadní vegetací. S příchodem mrazů se přesouvá do sušších lesních komplexů, kde vyhledává paseky s náletem listnatých dřevin a borové mlaziny (Homolka 2000). Los využívá olšové a březové, močálovité a slatinné lesy, široce roztažitelná kopyta mu umožňují pronikat i do bažinatých oblastí, rašelinišť a vřesovišť. Pro potravu se často brodí v mělké vodě lesních mokřin. Dovede výtečně a vytrvale plavat, takže jej lze spatřit i na ostrovech ve velkých jezerech, kde se může vyhnout svým predátorům – zejména vlkům.

Výrazná preference lesních biotopů losy byla zaznamenána v Norsku, kde 90 % telemetrických záznamů o výskytu jedinců pocházelo z různých typů lesa. Během světelné části dne norští losi preferují tmavé porosty s převahou vzrostlých jehličnatých stromů, v noci pak více využívají otevřené biotopy jako rašeliniště, louky a pole. Preference polních kultur pak bývá největší během léta a podzimu ve večerních a nočních hodinách. Losi, kteří mají ve svém domovském okrsku vyšší podíl rašelinišť a potravně neproduktivních biotopů, přitom mají obecně větší domovské okrsky než losi obývající jehličnatý les (Rolandsen et al. 2010).

V zimním období se losi často vyskytují také v oblastech, kde byl les postižený lesním požárem, přemnoženým dřevokazným hmyzem, těžbou nebo polomy, což jim vytváří vhodnou potravní nabídku (Courtois et al. 2002).

V Kanadě losi nejvíce preferují dospělý smíšený les, potom dospělý jehličnatý les a mladý jehličnatý les (Courtois et al. 2002). Preferují převážně biotopy s dostatečnou potravní nabídkou a se sníženým rizikem predace. Zdá se však, že dostatek vhodných úkrytů není limitem pro využívání území (Dussault et al. 2005).

Rovněž v ČR jsou základními podmínkami pro výskyt losa kvalitní potravní základna a nízká míra rušení člověkem. Úživnost daného území bývá pro losa jedním z limitujících faktorů. Losi si potravně konkurují s jelenovitými, převážně s jelenem lesním, proto je výskyt jiných druhů jelenovitých pravděpodobně dalším limitujícím faktorem pro jejich výskyt. Likvidace porostů jívy na podmáčených loukách a zvýšené rušení vlivem hospodářského využívání území a turismu v oblasti výskytu může proto velmi rychle vést k úplné likvidaci losí populace v ČR (Homolka 2000).

2.6.4. Rozbor kritických ekologických a etologických parametrů ve vztahu k migraci

V populaci losů se vyskytují jak migrující, tak nemigrující (rezidentní) jedinci. Ve Skandinávii je nejvyšší zastoupení migrujících jedinců v populacích nacházejících se ve vysoké nadmořské výšce (a tudíž v chladnějším klimatu) oproti populacím na pobřeží, kde mírnější klima umožňuje celoroční dostupnost potravy a kde v některých populacích nejsou žádní migrující jedinci (Rolandsen et al. 2010). Migrující losi se v zimě přesunují do nižších nadmořských výšek a v létě naopak. Délka migrace závisí na nadmořské výšce, ve které se populace nachází – čím vyšší nadmořská výška, tím dále losi migrují do vhodných, níže položených zimovišť. Nejdelší doložené migrační vzdálenosti losů v Norsku jsou kolem 180 km (Rolandsen et al. 2010). Migrační cesty losů sledují významné topografické prvky, jako jsou údolí, řeky a fjordy (Andersen 1991, Ball et al. 2001, Rolandsen et al. 2010). Migrační chování losi dědí po svých rodičích a je dosti rezistentní vůči změnám v dostupnosti potravy či vybudování migračních bariér (Sweanor a Sandegren 1989, Andersen 1991, Ball et al. 2001).

Podzimní migrační tah, který začíná většinou na přelomu listopadu a prosince, je v Norsku spouštěn prvními velkými sněhovými srážkami. Začátek jarního tahu losů v Norsku, který spadá na přelom dubna a května, je ovlivněn výškou sněhové pokrývky v oblasti a pravděpodobně také dostupností a kvalitou potravy (Rolandsen et al. 2010). Průměrná rychlost, jakou se los pohybuje při přesunech během dne, je 40–300 m/hod pro samce a 30–100 m/hod pro samici. Nejaktivnější jsou losi během léta a v období říje. Aktivita samic pak výrazně klesá po narození mláďat (na přelomu května a června). V zimě byli samci a samice v Norsku aktivní se zhruba stejnou intenzitou, při nízké sněhové pokrývce se však samci pohybovali v průměrně vyšší nadmořské výšce než samice (Rolandsen et al. 2010). Vrchol aktivity losa bývá po východu a před západem slunce, v hustěji obydlených oblastech v noci (Anděra a Horáček 2005).

Domovské okrsky losů v Norsku měly velikost od 10 do 5 268 km^2, ale jen velmi málo jich přesáhlo 1 000 km^2.

Domovské okrsky samců (průměrně 384 km^2) byly větší než domovské okrsky samic (průměrně 178 km^2). Domovské okrsky migrujících jedinců byly 5–10krát větší než domovské okrsky nemigrujících jedinců stejného pohlaví (Rolandsen et al. 2010).

Homolka (2000) uvádí, že na základě různých údajů z Česka, Slovenska a Rakouska byly nejčastější příčinou úhynu losů střet s vozidly (38 %) a lov (36 %). Při srážce losů s vozidly hyne 92 % sražených zvířat (Seiler 2004). Střet s vozidly byl kromě lovu také hlavní příčinou úmrtí losů v Norsku (Rolandsen et al. 2010). Míra zimní mortality na silnicích zde byla přitom mj. pozitivně ovlivněna nízkými zimními teplotami a výškou sněhové pokrývky (Rolandsen et al. 2010).

Při studiu vlivu nové dálnice (E4) na migraci losa ve Švédsku zjistili Seiler et al. (2003), že losi jsou vůči takovýmto bariérám velmi citliví. Oplocení dálnice sice snížilo počet srážek s automobily až o 90 %, ale minimalizovalo i migrace losů mezi oběma stranami dálnice. Pozorování naznačila, že losi jen velmi zřídka využívají speciálně vybudované podchody (patrně díky nedostatečným rozměrům: 4 m výška, 5 m šířka, 26 m délka) a buď se vrátí, nebo raději překonají plot a přejdou dálnici vrchem. Během sledování míry využívání losích dálničních podchodů při průchodu krajinou nebyly pozorovány žádné sezonní, směrové či kontinuální roční výkyvy, které by potvrdily větší využívání těchto objektů v období migrace. S postupujícím časem bariérový efekt komunikace možná i vzrůstá, což může být zapříčiněno tím, že losi si na její přítomnost zvykají, přestávají ji překonávat a postupně ji považují za přirozenou a nepřekonatelnou hranici domovského okrsku (Seiler et al. 2003).

V Norsku se sledovaní jedinci více vyhýbali přechodu silnice než železnice, silnice pak překonávali zejména v období migrace. Samci překonávali silnice častěji než samice, při překonávání železnic nebyl nalezen mezi pohlavími rozdíl. Silnice zde tedy fungují jako významnější migrační bariéry než železnice (Rolandsen et al. 2010).

Na naše území přicházejí převážně zvířata migrující z Polska. V době, kdy se v ČR objevili první migranti, ležel okraj souvislého areálu rozšíření 400–500 km daleko (Hlaváč a Anděl 2001). Za hlavní migrační koridory, kudy losi přicházejí na naše území, lze považovat území mezi Frýdlantským výběžkem a Náchodem, na Moravě pak téměř celou česko-polskou hranici od Vidnavy po Jablunkov.

Většina migrací naší stálé populace losa souvisí s říjí a probíhá od druhé poloviny srpna do října. Na základě konkrétních pozorování na Jindřichohradecku vymezil Mrlík (1998) určité koridory, kde docházelo a dle předpokladu by mohlo i nadále docházet k přesunům jedinců buď mezi říjnými arénami, nebo mezi oblastmi pravidelného, případně „hustšího“ výskytu. Ve sledované oblasti k takovým místům bezesporu patří oblast jižně od Veselí nad Lužnicí, východně od Třeboně, případně oblast mezi Novými Hrady a Českými Velenicemi (Mrlík 1998).

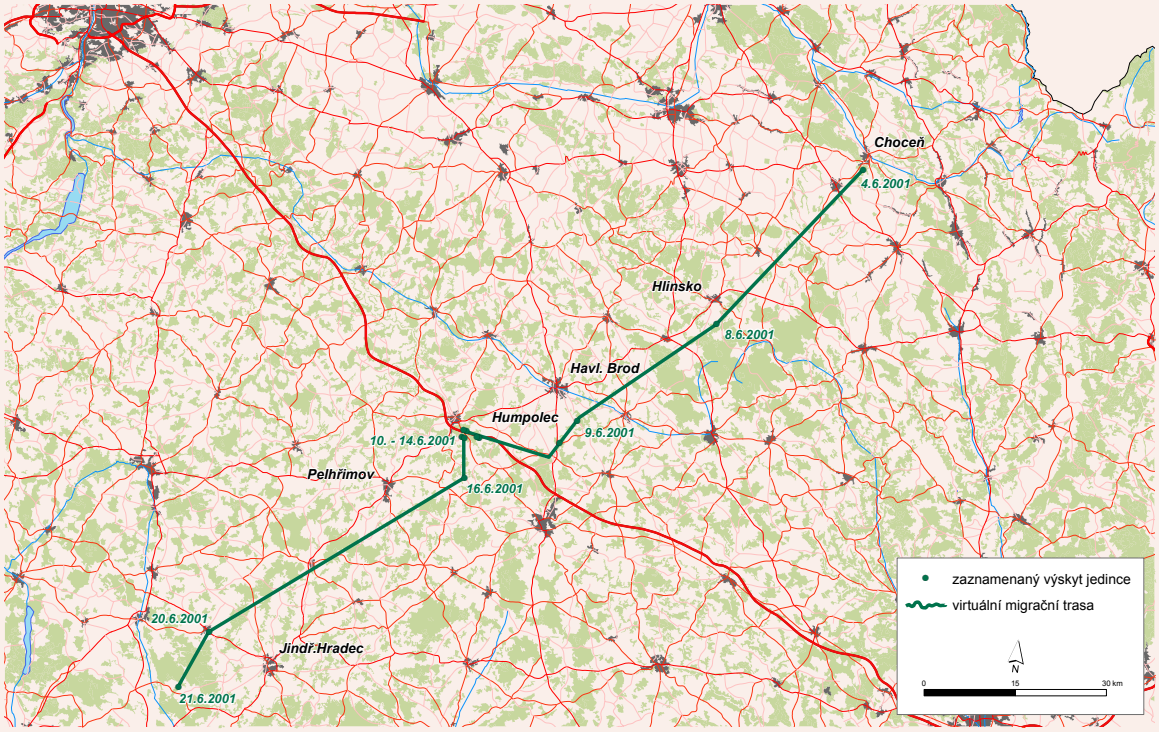
MIGRACE LOSŮ V ČESKÉ REPUBLICE

Na území ČR byla detailněji zaznamenána jedna z tras migrujícího losa v červnu 2001 (obr. 2-19).

Dle nahlášených pozorování různých lidí bylo popsáno, že los byl spatřen u Chocně (4. 6.), dále se pohyboval okolo Hamerské přehrady (8. 6.), u Vysoké (9. 6. dopoledne), u Štoků (9. 6. odpoledne) a byl spatřen z dálnice D1 u Humpolce (10. 6.). Poté se snažil dálnici mezi obcemi Plačkov a Kamenice u „Myší díry" překročit (12.–14. 6.). Zde byl uspán narkotizační střelou a převezen na druhou (jižní) stranu dálnice k obci Bystrá (14. 6.). Zde byl spatřen ještě 15. 6., kdy přišel až k lidským obydlím.

Dále pokračoval okolo obce Dudín (16. 6.) a pak se snažil překonat frekventovanou silnici z Jindřichova Hradce do Prahy (20. 6.) poblíž Kardašovy Řečice. Nakonec zmizel v rákosí u rybníka Velký. Naposled byl pozorován 21. 6. mezi obcemi Novosedly nad Nežárkou, Jemčina a Kolence, kde pokračoval jihozápadním směrem přibližně k rybníku Rožmberk. Za necelé tři týdny tak urazil více než 150 km vzdušnou čarou.

Trasa tohoto mladého samce však patrně není náhodná, protože bylo doloženo ze stejných míst několik záznamů o dalších losech (např. u obce Dudín v listopadu 2006 nebo snaha losa 12. 12. 2006 přejít u „Myší díry" dálnici D1). Také byla opakovaně pozorována snaha losa překonat dálnici D1 na 72. km u Lokte (22. 10. 2002) a takřka v témže místě také 3. 1. 2003 (Hlaváč in verb. 2010).



Obr. 2-19 *Migrační trasa mladého losího samce z Polska do jižních Čech (Hlaváč in verb. 2010)*

LITERATURA

Anděra M. a Červený J., 2003: Červený seznam savců České republiky. Pp.: 121–129. In: Plesník J., Hanzal, V. a Brejšková L. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. Příroda, Praha, 22: 184 pp.

Anděra M. a Červený J., 2009: Velcí savci v České republice. Rozšíření, historie a ochrana. 1. Sudokopytníci (Artiodactyla). Národní muzeum, Praha, 87 pp.

Anděra M., Červený J., Bufka L., Bartošová D. a Koubek P., 2004: Současné rozšíření vlka obecného (Canis lupus) v České republice. Lynx, 35: 5–12.

Anděra M. a Hanzal V., 1996: Atlas rozšíření savců v České republice: předběžná verze. II., Šelmy (Carnivora). Národní muzeum, Praha, 85 pp.

Anděra M. a Horáček I., 2005: Poznáváme naše savce. Sobotáles, Praha, 327 pp.

Anděra M. a Kokeš O., 1978: Migrace losa (Alces alces L.) v Československu. Časopis Slezského muzea v Opavě, (A) 27: 171–188.

Andersen R., 1991: Habitat deterioration and the migratory behaviour of moose (Alces alces L.) in Norway. Journal of Applied Ecology, 28: 102–108.

Andersen R., Linnell J. D. C., Hustad H. a Brainerd S. M. (eds.), 2003: Large Predators and Human Communities in Norway. A Guide to Coexistence for the 21th century. Temahefte 25, Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway, 48 pp.

Andreska J., 1988: Počátky a vývoj populace losa (Alces alces L., 1758) v jižních Čechách. Lynx, 24: 73–77.

Ball J. P., Nordengren C. a Wallin K., 2001: Partial Migration by Large Ungulates: Characteristics of Seasonal Moose Alces alces Ranges in Northern Sweden. Wildlife Biology, 7: 39–47.

Bartošová D., 1998: Osud vlků v Beskydech je nejistý. Veronica, 1: 1–7.

Bartošová D., 2004: Mapování výskytu velkých šelem v CHKO Beskydy v období 2003–2004. Ochrana přírody, 59: 242–246.

Bartošová D., 2005: Jak se daří velkým šelmám v CHKO Beskydy? Veronica, 2: 5–10.

Bauer K. a Nygrén K., 1999: Alces alces (Linnaeus, 1758). Pp. 394–395. In: Mitchell-Jones A. J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J. B. M., Vohralík V. a Zima J. (eds.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London, 496 pp.

Benda P., 1994: Rys ostrovid (Lynx lynx) v Českém Švýcarsku. Ochrana přírody, 49: 151–152.

Benda P., 1996: Lynx (Lynx lynx) in the Labe river Sandstone area. Pp. 34–38. In: Koubek P. a Červený J. (eds): Lynx in the Czech and Slovak Republics. Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae Brno 30(3), 76 pp.

Borkowsi J. a Ukalska J., 2008: Winter Habitat Use by Red and Roe Deer in Pine-Dominated Forest. Forest Ecology and Management, 255: 468–475.

Boyd D. K., 1997: Dispersal, Genetic Relationships and Landscape Use by Colonizing Wolves in the Central Rocky Mountains. Ph.D. thesis, University of Montana, Missoula, 184 pp.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphegyi-Wallmann U. a Müller U. M., 2000: The Action Plan for the Conservation of the Eurasian Lynx (Lynx Lynx) in Europe. Council of Europe Publishing, Strasbourg, 70 pp.

Bruinderink G. G., Van Der Sluis T., Lammertsma P. O. a Pouwels R., 2003: Designing a Coherent Ecological Network for Large Mammals in Northwestern Europe. Conservation Biology, 17(2): 549–557.

Bufka L., Červený J., Koubek P. a Horn P., 2000: Radiotelemetrický výzkum rysa ostrovida (Lynx lynx) na Šumavě – předběžné výsledky. Pp.: 143–153. In: Česká lesnická společnost, MZe ČR, Střední lesnická škola, Lesy České republiky, Okresní úřad Přerov, Městský úřad Hranice, Okresní myslivecký spolek ČMMJ, Vojenské lesy a statky Praha – divize Lipník n B. (eds.): Predátoři v Myslivosti 2000. Sborník referátů, Hranice 1.–2. září 2000, Česká lesnická společnost, Hranice, 176 pp.

Bufka L., Heurich M., Engleder T., Wölfl M., Červený J. a Scherzinger W., 2005: Wolf Occurrence in the Czech-Bavarian-Austrian Border Region – Review of the History and Current Status. Silva Gabretta, 11: 27–42.

Carmichael L. E., Nagy J. A., Larter N. C. a Strobeck C., 2001: Prey Specialization May Influence Patterns of Gene Flow of Wolves of the Canadian Northwest. Molecular Ecology, 10: 2787–2798.

Corbet G. B., 1978: The Mammals of the Palearctic Region: a Taxonomic review. British Museum (Natural History), Cornell University Press, London, 314 pp.

Courtois R., Dussault Ch., Potvin F. a Daigle G., 2002: Habitat Selection by Moose (Alces alces) in Clear-Cut Landscapes. Alces, 38: 177–192.

Cucci P., Reggioni W., Maiorano L. a Boitani L., 2009: Long-Distance Dispersal of a Rescued Wolf from the Northern Apennines to the Western Alpes. Journal of Wildlife Management, 73: 1300–1306.

Červený J., Anděra M. a Koubek P., 2006b: Vyhodnocení výskytu rysa ostrovida (Lynx lynx) v České republice. Ochrana přírody, 51: 233–238.

Červený J., Bartošová D., Anděra M. a Koubek P., 2004: Současné rozšíření medvěda hnědého (Ursus arctos) v České republice. Lynx, 35: 19–26.

Červený J., Bufka L. a Koubek P., 2006a: Velké šelmy v České republice. III. Medvěd hnědý. Vesmír, 85: 20–25.

Červený J., Koubek P. a Anděra M., 1996: Population Development and Recent Distribution of the Lynx (Lynx lynx) in the Czech Republic. Pp. 2–15. In: Koubek, P. a Červený, J. (eds.): Lynx in the Czech and Slovak

Republics. Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae Brno 30(3), 76 pp.

Červený J., Koubek P. a Bufka L., 2006c: Velké šelmy v České republice. IV. Rys ostrovid. Vesmír, 85: 86–94.

Červený J., Koubek P., Bufka L., Bartošová D., Bláha J., Kotecký V., Volf O., Nová P. a Marhoul P., 2005: Záchranný program – program péče pro velké šelmy: rysa ostrovida (Lynx lynx), medvěda hnědého (Ursus arctos) a vlka obecného (Canis lupus) v České republice (předběžná verze).

Dahle B., Støen O. a Swenson J. E., 2006: Factors influencing home-range size in subadult Brown bears. Journal of Mammalogy, 87: 859–865.

Dussault Ch., Ouellet J. P., Courtois R., Huot J., Breton L. a Jolicoeur H., 2005: Linking moose habitat selection to limiting factors. Ecogeography, 28: 619–628.

Fejklová P., Červený J., Bufka L. a Koubek P., 2003: Překryv potravních nik rysa ostrovida (Lynx lynx) a lišky obecné (Vulpes vulpes) na Šumavě. In Bryja J. a Zukal J. (eds.): Zoologické dny Brno 2003. Sborník abstraktů z konference 13.–14.února 2003. ÚBO AV ČR, Brno, 244 pp.

Festa-Bianchet M. a Apollonio M., 2003: Animal behavior and wildlife conservation. Island Press, Washington DC, 380 pp.

Finďo S., 2002: Domovské okrsky, migrácie a denná aktivita jelenej zveri v horských lesoch. Folia venatoria, 32: 7–14.

Finďo S., Skuban M. a Koreň M., 2007: Brown bear corridors in Slovakia. Carpathian Wildlife Society, Zvolen, 68 pp.

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.

Haller H. a Breitenmoser U., 1986: Zur der Raumorganisation in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses (Lynx lynx). Zeitschrift für Säugetierkunde, 51: 289–311.

Herfindal I., Linnell J. D. C., Odden J., Nilsen E. B. a Andersen R., 2005: Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (Lynx lynx). Journal of Zoology, 265: 63–71.

Hetherington D. A., Miller D. R., Macleoid C. D. a Gorman M. L., 2008: A potential habitat network for the Eurasian lynx Lynx lynx in Scotland. – Mammal Review, 38: 285–303.

Hlaváč V. a Anděl P., 2001: Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. AOPK ČR, Praha, 51 pp.

Homolka M., 1998: Moose (Alces alces) in the Czech Republic. Folia Zoologica Monographs, 1: 1–46.

Homolka M., 2000: Los (Alces alces) v ČR a jeho šance na přežití v kulturní krajině. Ochrana přírody, 55(7): 195–199.

Homolka M. a Heroldová M., 1997: Závěrečná zpráva projektu: „Vliv losa evropského (Alces alces) na lesní porosty, stanovení populační hustoty a management populace v České republice“. ÚEK AV ČR, Brno, 26 pp.

Hörnberg S., 2001: Changes in population density of moose (Alces alces) and damage to forests in Sweden. Forest Ecology and Management, 149: 141–151.

Hutr K., 2004: Los evropský v našich honitbách. Svět myslivosti, 5(9): 23–25.

Chruszcz B., Clevenger A. P., Gunson K. E. a Gibeau M. L., 2003: Relationships among grizzly bears, highways and habitat in the Banff-Bow Walley, Alberta, Canada. Canadian Journal of Zoology, 81: 1378–1391.

IUCN 2010a. Alces alces. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

IUCN 2010b. Cervus elaphus. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

IUCN 2010c. Canis lupus. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

IUCN 2010d. Lynx lynx. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

IUCN 2010e. Ursus arctos. In: IUCN 2010. European Mammal Assessment http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/ema/.

Jayakody S., Sibbald A. M., Gordon I. J. a Lambin X., 2008: Red deer Cervus elaphus vigilance behaviour differs with habitat and type of human disturbance. Wildlife Biology, 14: 81–91.

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

Jędrzejewski W., Schmidt K., Karma H. a Kowalczyk R., 2002: Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland). Annales Zoologici Fennici, 39: 29–41.

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

Jirát J., 2003: Výskyt vlků v České republice. Myslivost, 12: 7–10.

Kaczensky P., Knauer F., Krze B., Jonozovic M., Adamic M. a Gossow H., 2003: The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. Biological Conservation, 111: 191–204.

Kamler J. F., Jędrzejewski W. a Jędrzejewska B., 2008: Home Ranges of Red Deer in a European Old-growth Forest. American Midland Naturalist, 159: 75–82.

Kocurová M., Bufka L. a Červený J., 2003: Denní rytmus a průběh celkové aktivity rysa ostrovida (Lynx lynx) na Šumavě. P. 191. In: Bryja, J. a Zukal, J. (eds.): Zoologické dny Brno 2003. Sborník abstraktů z konference 13.–14.února 2003. ÚBO AV ČR, Brno, 244 pp.

Kokeš O., 1961: Šelmy v jižních Čechách a jejich konec. Živa, 9: 69–72.

Kothera L., 1995: Za posledními vlky na Karlovarsku. Myslivost, 8: 9.

Koubek P. a Červený J. (eds.), 1996: Lynx in the Czech and Slovak Republics. Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae Brno 30(3), 76 pp.

Koubek P. a Homolka M., 1995: A contribution to the ecology of the red deer in the Jeseníky Mountains (Czech Republic), Pp. 210–213, In: Golovatch a Penev (eds.): The game and man. Proceedings of XXII Congress of the International Union of Game Biologists, Sofia, Bulgaria, 549 pp.

Koubek P. a Zima J., 1999: Cervus elaphus Linnaeus, 1758. Pp. 388–389. In: Mitchell-Jones A. J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J. B. M., Vohralík V. a Zima J. (eds.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 496 pp.

Kramer-Schadt S., Revilla E. a Wiegand T., 2005: Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? Biological Conservation, 125: 169–182.

Kramer-Schadt S., Revilla E., Wiegand T. a Breitenmoser U., 2004: Fragmented landscape, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. Journal of Applied Ecology, 41: 711–723.

Krizan P. 1997. The effects of human development, landscape features, and prey density on the spatial use of wolves (Canis lupus) on the north shore of Lake Superior. M.Sc. thesis,. Center for Wildlife and Conservation Biology, Acadia University. Wolfville, Nova Scotia, Canada., 108 pp.

Kunc L., 1998: K výskytu vlků v Moravskoslezských Beskydech. Veronica, 1: 8–11.

Kunc L. a Bartošová D., 2005: Patří velké šelmy do Beskyd? Živa, 1: 37–40.

Kusak J., Skrbinšek A. M. a Huber D., 2005: Home ranges, movements, and activity of wolves (Canis lupus) in the Dalmatian part of Dinarids, Croatia. European Journal of Wildlife Research, 51: 254–262.

Kyselý R., 2005: Archeologické doklady divokých savců na území ČR v období neolitu po novověk. Lynx, 36: 55–101.

Linnell J. D. C., Brøseth H., Solberg E. J. a 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. a Boitani L., 2007: Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission. Final draft May 2007, 78 pp.

Linnell J. D. C., Steuer D., Odden J., Kaczensky P. a Swenson J. E., 2002: European Brown bear Compendium. Safari Club International, Herndon, USA, 125 pp.

Märtl J., 2009: Los evropský na Vyšebrodsku. Svět myslivosti, 10(4): 10.

May R., Van Dijk J., Wabakken P., Swenson J. E., Linnell J. D. C., Zimmermann B., Odden J., Pedersen H. C., Andersen R. a Landa A., 2008: Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple use landscapes. Journal of Applied Ecology, 45: 1382–1391.

Mech L. D., 1974: Canis lupus. Mammalian Species, 37, 6 pp.

Mech L. D. a Boitani L., 2003: Wolwes: Behaviour, Ecology and Conservation. The University of Chicago Press, Chicago, 448 pp.

Mech L. D., Fritts S. H., Radde G. L. a Paul W. J., 1988: Wolf distribution and road density in Minnesota. Wildlife Society Bulletin, 16: 85–87.

Mrlík V., 1998: Los – Alces alces v hraniční oblasti jihovýchodních Čech a přilehlé části Rakouska. Myslivost, 3: 14–15.

Nellemann Ch., Støen O-G., Kindberg J., Swenson J. E., Vistnes I., Ericsson G., Kataristo J., Kaltenborn B. P., Martin J. a Ordiz A., 2007: Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. Biological Conservation, 138: 157–165.

Nowak R. M., 1999: Walker's mammals of the world. – 6th ed., Volume I. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 836 pp.

Nowak S., Mysłajek R. W. a 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: 392–402.

Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Śnieżko S., Bunevich A. N. a Jędrzejewska B., 1998: Home Ranges of Wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland, Compared with Other Eurasian Populations. Journal of Mammalogy, 79: 842–852.

Paquet P., Darimont Ch., Genovali Ch. a Moola F., 2005: Last of the Best. Wolf Print, 24: 7–9.

Peške L., 1995: Archeozoological records of elk (Alces alces) in the Czech republic. Acta Societatis Zoologicae Bohemicae, 59: 109–114.

Podgórski T., Schmidt K., Kowalczyk R. a Gulczyñska A., 2008: Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. Acta Theriologica, 53: 97–110.

Reichholf J., 1996: Savci. Knižní klub, Praha, 287 pp.

Reichholf J. a Steinbach G., 2002: Savci. Knižní klub, Praha 160 pp.

Rolandsen C. M., Solberg E. J., Bjørneraas K., Heim M., Van Moorter B., Herfindal I., Garel M., Pedersen P. H., Sæther B.-E., Lykkja O. N. a Os Ø., 2010: Moose in Nord-Trøndelag, Bindal and Rissa 2005–2010. Final report. NINA Report 588. 142 pp.

Rosypal (ed.) 2003: Nový přehled biologie. Scientia, Praha, 797 pp.

Salvatori V. a Linell J., 2005: Report on conservation status and threats for wolf (Canis lupus) in Europe. Report. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, 25th meeting of Standing commitee, Strasbourg, 34 pp.

Sand H., Andrén H., Liberg O. a Ahlquist P., 2000: Telemetry studies of wolves (Canis lupus) in Scandinavia: A new research project. Pp. 66–67. In: Beyond 2000 Realities of Global Wolf Restoration, Program & Abstracts. University of Minnesota, Duluth.

Seiler A., 2004: Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. Wildlife Biology, 10: 301–313.

Seiler A., Cederlund G., Jernelid H., Grängstedt P. a Ringaby E., 2003: The barrier effect of highway E4 on migratory moose (Alces alces) in the High Coast area, Sweden. Proceedings of the IENE conference on „Habitat fragmentation due to Transportation in infrastructure" 13–14 November 2003. Institute of Nature Conservation, Brussels, Belgium, 17 pp.

Schmidt K., 1998: Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. Acta Theriologica, 43: 391–408.

Schmidt K., 1999: Variation in daily activity of the free-living Eurasian lynx (Lynx lynx) in Białovieża Primeval Forest, Poland. Journal of Zoology, 249: 417–425.

Sidorovich V. E., 2006: Ecological studies on brown bear (Ursus arctos) in Belarus: distribution, population trends and dietary structure. Acta Zoologica Lituanica, 16: 185–190.

Singleton P. H., Gaines W. L. a Lehmkuhl J. F., 2002: Landscape permeability for large carnivores in Washington: a geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. – Res. Pap. PNW-RP-549. Portland, OR: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 89 pp.

Squires J. R. a Oakleaf R., 2005: Movements of a male Canada Lynx crossing the Greater Yellowstone Area, Including Highways. Northwest Science, 79: 196–201.

Støen O-G., Zedrosser A., Saebø S. a Swenson J. E., 2006: Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears Ursus arctos. Oecologia, 148: 356–364.

Sweanor P. Y. a Sandegren F., 1989: Winter-range philopatry of seasonally migratory moose. Journal of Applied Ecology, 26: 25–33.

Swenson J. E., Gerstl N., Dahle B. a Zedrosser A., 2000: Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (Ursus arctos). Nature and Enviroment, 114. Council of Europe Publishing, Strasbourg, 69 pp.

Šimek P., 1989: Medvědí štvanec na Moravě. Veronica, 4: 14–16.

Šustr P., 2008: Šumavský jelen z ptačí perspektivy (I.). Svět myslivosti, 9(3): 6–9.

Šustr P., 2010: Losovi na stopě. Šumava, 15 (2): 18–19.

Šustr P., Bufka L. a Jirsa A., 2006: Migrace a prostorové nároky jelenovitých (jelen evropský, srnec obecný) a jejich vliv na vegetaci a přirozenou obnovu lesa v oblastech výskytu původních druhů šelem (rys ostrovid) v centrální části NP Šumava. Závěrečná zpráva VaV-SM/6/29/05, 61 pp.

Theuerkauf J., Jędrzejewski W., Schmidt K., Okarma H., Ruczynski I., Snieżko S. a Gula R., 2003: Daily patterns and duration of wolf activity in the Białowieża forest, Poland. Journal of Mammalogy, 84: 243–253.

Thiel R. P., Merrill S. a Mech L. D., 1998: Tolerance by denning wolves, Canis lupus, to human disturbance. Canadian Field Naturalist, 112: 340–342.

van Camp J. a Gluckie R., 1979: A record long-distance movement by a wolf (Canis lupus). Journal of Mammalogy, 60: 236–237.

von Arx M., Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F. a Breitenmoser U. (eds.), 2004: Status and conservation of the Eurasian lynx (Lynx lynx) in Europe in 2001. KORA Bericht No. 19., KORA, Muri, 25 pp.

Völk F. a Glitzner I., 1999: Barrier effects on red deer due to motorways in Austria. Assessment of 1990 km of fenced motorways. Pp. 107–134. In: Curzydlo, J. (ed.): International Seminar "Ecological passes for wildlife and roadside afforestation as necessary parts of modern road constructions (motorways and railway roads)". Department of Ecological Bases of Environmental Engineering, University of Agriculture. Krakow.

Wilson D. E. a Ruff S., 1999: The Smithsonian book of North American mammals. Smithsonian Institution Press, Washington DC, 750 pp.

Woess M., Glitzner I. a Voelk F. H., 2001: Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure in Austria. Preservation of Migration Corridors for Wildlife in Cultural Landscapes. In: Lincoln University, New Zealand (ed.): Proc., „International Ecological Engineering Conference", Nov. 2001, Lincoln University, Canterbury New Zealand, CD-ROM, 79 pp.

Zajec P., Zimmermann F., Roth H. U. a Breitenmoser U., 2005: The return of the Brown bear to Switzerland – Suitable habitat distribution, corridors and potential conflicts. KORA Bericht Nr. 28, KORA, Muri, 31 pp.

Zedrosser A., Støen O-G., Saebø S. a Swenson J. E., 2007: Should I stay or should I go? Natal dispersal in brown bear. Animal Behaviour, 74: 369–376.

Zheleznov N. K. a Fox L. M., 2001: Reproductive life history and fertility of moose in north Asia. Alces, 37: 189–200.

Zimmermann F., 2004: Conservation of the Eurasian Lynx (Lynx lynx) in a fragmented landscape – habitat models, dispersal and potential distribution. PhD Thesis, University Lousanne, Switzerland, 179 pp.

Zimmermann F. a Breitenmoser U., 2007: Potential distribution and population size of the Eurasian lynx Lynx lynx in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. Wildlife Biology, 13: 406–416.

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten Ch. a Breitenmoser U., 2005: Natal dispersal of Eurasian Lynx (Lynx lynx) in Switzerland. Journal of Zoology, 267: 381–395.

3.

Migrační bariéry v krajině

Petr Anděl, Václav Hlaváč, Ivana Gorčicová, Leoš Petržílka a Helena Belková

3.1. Bariéry jako zásadní krajinné struktury ovlivňující migraci živočichů

3.2. Charakteristika hlavních typů migračních bariér

3.3. Kumulace bariér a celková propustnost krajiny

3.4. Dílčí závěr k migračním bariérám

3.1. BARIÉRY JAKO ZÁSADNÍ KRAJINNÉ STRUKTURY OVLIVŇUJÍCÍ MIGRACI ŽIVOČICHŮ

Definice

Jako migrační bariéry jsou označovány přírodní a antropogenní struktury v krajině, které brání volnému pohybu živočichů. Z praktického hlediska jsou zásadní bariéry vytvořené lidskou činností, a ty jsou předmětem následujícího rozboru.

Kategorizace bariér

Migrační bariéry je možné kategorizovat z řady hledisek, která se vzájemně kombinují. Hlavní hlediska, kterými je třeba se zabývat, jsou (i) odpor bariéry, (ii) doba působení a (iii) typ objektu s bariérovým efektem v krajině.

(i) Odpor bariéry

Odpor bariéry je označován jako rezistence, převrácenou veličinou je propustnost – permeabilita. Odpor bariéry se může vyskytovat v celém intervalu od zcela nepropustných až po bariéry s minimálním odporem. Zásadní jsou především zcela nepropustné bariéry, které mohou vyřadit celý migrační koridor.

Pro obecný popis průchodnosti jednotlivých dílčích úseků migračních koridorů byla použita následující stupnice (tab. 3-1). Pro každý typ bariéry byla doplněna konkrétními parametry.

Tab. 3-1 *Obecná kategorizace území a kritických míst z hlediska průchodnosti*

úsek migračního koridoru	označení	hodnocení kritického místa z hlediska jeho průchodnosti
území s bariérami	K1	území s nepřekonatelnou bariérou (kritické místo)
	K2	území s významnou bariérou (problémové místo)
	K3	území s bariérou středního významu
území průchodné	P	území průchodné (s malým rušivým vlivem)
	PZ	území průchodné zcela, bariérový prvek chybí

(ii) Doba působení

Doba existence bariéry a to, zda má trvalý či přechodný charakter, je důležitým hlediskem, které rozhoduje o její celkové rizikovosti. Zásadní význam mají trvalé bariéry, jako jsou výstavba sídel nebo dopravní infrastruktury, které změní území na dobu 50–100 let, což můžeme z našeho pohledu považovat ze definitivní vliv. Naproti tomu některé ploty a ohradníky jsou pouze dočasnou záležitostí.

(iii) Typ objektu v krajině

Jako hlavní objekty s bariérovým efektem jsou dále hodnoceny: (A) silnice a dálnice, (B) železnice, (C) vodní toky a vodní plochy, (D) ploty a ohradníky, (E) osídlení, (F) bezlesí.

Zásady při praktickém hodnocení bariér

Při praktickém hodnocení bariér je třeba vycházet z těchto zásad:

Individuální posouzení každé bariéry

Praktický význam každé bariéry pro migraci je zcela individuální. Její rizikovost záleží na zájmovém druhu živočicha, konkrétní lokalitě, technickém řešení bariéry, migračním koridoru, souběhu s dalšími ekologickými a krajinnými vlastnostmi aj. Význam bariéry není obecně dán jen prostorovými rozměry. I zeď kolem pozemku nebo jeden rodinný dům s oplocenou zahradou mohou zcela zablokovat jinak funkční migrační koridor. Tyto, z hlediska krajiny v podstatě „bodové“ bariéry, není možné popsat pouze na základě analýzy mapových podkladů. Proto musí být každé křížení bariéry s migračním koridorem posuzováno individuálně v terénu, přímo na daném místě. Celkové mapy migračních bariér mají pouze signální význam pro vytipování potenciálních problémových míst.

Zohlednění kumulativního efektu bariér

Výsledný účinek jednotlivých bariér se může kumulovat. Vysoká hustota i částečně propustných bariér může způsobit celkovou nepropustnost dané krajiny. Tato skutečnost musí být rovněž při návrhu migračních koridorů zohledněna. Proto byly migrační bariéry zahrnuty do matematických modelů krajinného potenciálu (viz kap. 5).

Ve smyslu výše uvedených skutečností je dále členěna i tato kapitola. V kap. 3.2 je proveden rozbor jednotlivých typů bariér, v kap. 3.3 je hodnocena plošná hustota bariér a celková rezistence území, stanovená na základě matematického modelu.

3.2. CHARAKTERISTIKA HLAVNÍCH TYPŮ MIGRAČNÍCH BARIÉR

V následujícím přehledu jsou uvedeny základní typy krajinných bariér, které omezují migraci velkých savců. Jedná se o tyto bariéry:

- silnice a dálnice,
- železnice,
- vodní toky a vodní plochy,
- ploty a ohradníky,
- osídlení,
- bezlesí.

U každého typu bariér je provedena charakteristika dělícího účinku a uvedena orientační kategorizace používaná při terénním prověřování dálkových migračních koridorů. Přikládané kartogramy mají především ilustrační hodnotu pro posouzení hustoty rozložení daného typu bariéry v ČR. Na přiložených fotografiích jsou uvedeny typické příklady dané bariéry.

3.2.1. Pozemní komunikace (silnice a dálnice)

A) Charakteristika bariéry

Bariérový efekt u pozemních komunikací je dán kombinací tří faktorů: (i) výběru trasy nové komunikace, (ii) technického řešení stavby a (iii) charakteristik dopravního provozu.

1) Výběr trasy komunikace

Zásadním krokem, který z velké části rozhoduje o vlivu nové silnice nebo dálnice na životní prostředí, je volba trasy komunikace a její umístění do krajiny. Tento faktor do značné míry předurčuje i konkrétní technické řešení. Příprava nové komunikace je složitý etapovitý proces. Je důležité, aby problematika fragmentace krajiny a prostupnosti komunikace pro živočichy byla jedním z povinných rozhodovacích kritérií. Legislativním nástrojem je proces posuzování vlivů na životní prostředí (EIA, podle zákona č. 100/2001 Sb. v platném znění) a územní plánování. Klíčovou roli odborného podkladu zde hrají tzv. Migrační studie, vymezené a definované v Technických podmínkách Ministerstva dopravy č. 180 (Anděl et al. 2006a).

Zásadní jsou především tyto problémové okruhy:

(i) Otvírání nových dopravních koridorů v krajině – jedná se o zavádění dopravy do dosud nenarušených míst se všemi spojenými negativními důsledky (hluk, imise, vizuální rušení), vedoucími k neustále se prohlubující fragmentaci krajiny.

(ii) Kumulace dílčích bariér – kumulací dílčích bariér může dojít k úplnému uzavření koridoru. Tento pohled se někdy může dostat do rozporu s předchozím bodem (problém otevírání nových koridorů). Historické dopravní koridory obsahují většinou řadu souběžných bariér (stávající silnici první třídy, železnici, husté osídlení). Přidáním nové rychlostní komunikace přímo do tohoto koridoru dojde k takové kumulaci bariér, že se prostor stává neprůchodný. V takovém případě je lépe vést novou rychlostní silnici v novém koridoru. Situace musí být posouzena vždy podle konkrétních podmínek.

(iii) Přímé a nepřímé narušení prvků ekologické sítě – jde o přímou likvidaci biotopů, které jsou součástí ekologické sítě. Prostor pro existenci živočichů se stále zmenšuje a je narušena možnost pohybu v krajině.

Metodika pro výběr nových tras pozemních komunikací je uvedena v Technických podmínkách Ministerstva dopravy č. 181 (Anděl et al. 2006b).

2) Technické řešení komunikace

Základní koncepce technického řešení vyplývá z navržené kategorizace komunikace, geomorfologie terénu a výběru konkrétní trasy.

Důležitá jsou především tato hlediska:

(i) Kategorie komunikace – určuje základní šířkové uspořádání komunikace a technické řešení. Největší bariérový efekt mají dálnice a rychlostní komunikace, ale i u silnic nižších tříd je třeba tuto otázku řešit ve vztahu k mortalitě živočichů na komunikacích (obr. 3-1).

(ii) Objekty zvyšující bariérový efekt – opěrné zdi, protihlukové stěny, oplocení, svodidla a strmé násypy a zářezy.

(iii) Objekty snižující bariérový efekt – propustky, mostní objekty, zvláště migrační objekty (nadchody i podchody) realizované nebo upravované přímo s cílem umožnění pohybu živočichů (obr. 3-2).

Metodika pro navrhování migračních objektů a posuzování jejich průchodnosti je uvedena v již citovaných Technických podmínkách Ministerstva dopravy č. 180. Postupy

Obr. 3-1 *Oplocené dálnice tvoří nepřekonatelnou bariéru v krajině*

Obr. 3-2 *Vysoký most je objektem, který snižuje bariérový efekt komunikace*

pro rekonstrukce mostů na malých vodních tocích jsou uvedeny v metodické příručce Mosty přes vodní toky (Hlaváč a Anděl 2008).

3) Dopravní provoz

Automobilový provoz na pozemních komunikacích způsobuje jednak přímé usmrcování živočichů při střetu s vozidly, jednak svým hlukem a vizuálním rušením přispívá k bariérovému efektu (Iuell et al. 2003). Mortalita živočichů na komunikacích je velmi závažným faktorem z hlediska bezpečnosti dopravního provozu pro člověka a rovněž pro populace některých druhů živočichů. Význam bariérového efektu způsobený automobilovým provozem je patrný i ze skutečnosti, že průměrná denní intenzita provozu je parametr používaný pro hodnocení fragmentace krajiny dopravou (Gawlak 2001, Anděl et al. 2005).

Z řady parametrů, kterými lze popisovat dopravní provoz, je nejdůležitější veličinou roční průměr denních intenzit (RPDI) v jednotkách (vozidel/den). Postup pro její stanovení a zásady interpretace ve vztahu k ochraně životního prostředí jsou uvedeny v Technických podmínkách Ministerstva dopravy č. 219 (Martolos et al. 2009). Hodnota RPDI, která je výstupem pravidelných dopravních sčítání, určuje základní kategorizaci komunikací podle potenciálního vlivu. Pro detailní hodnocení průchodnosti komunikace je důležité rovněž rozložení dopravy během celého dne. Zde se projevuje rozdíl mezi dálnicemi s výrazným celonočním provozem a silnicemi I. třídy, kde v nočních hodinách provoz klesá a pro překonání komunikace zůstávají dostatečné odstupy mezi vozidly.

Celková propustnost

Výsledný bariérový efekt komunikace je dán kombinací všech uvedených faktorů, které musí být posuzovány vždy individuálně pro každý zájmový druh na základě konkrétních podmínek hodnocené lokality. Při posuzování stávající dopravní sítě se hodnocení zužuje na technické parametry a na dopravní provoz. Zpětně lze definovat chyby, ke kterým došlo při výběru trasy, a snažit se je alespoň částečně minimalizovat. U nově budovaných migračních objektů by monitoring jejich účinnosti měl být automatickou součástí realizace.

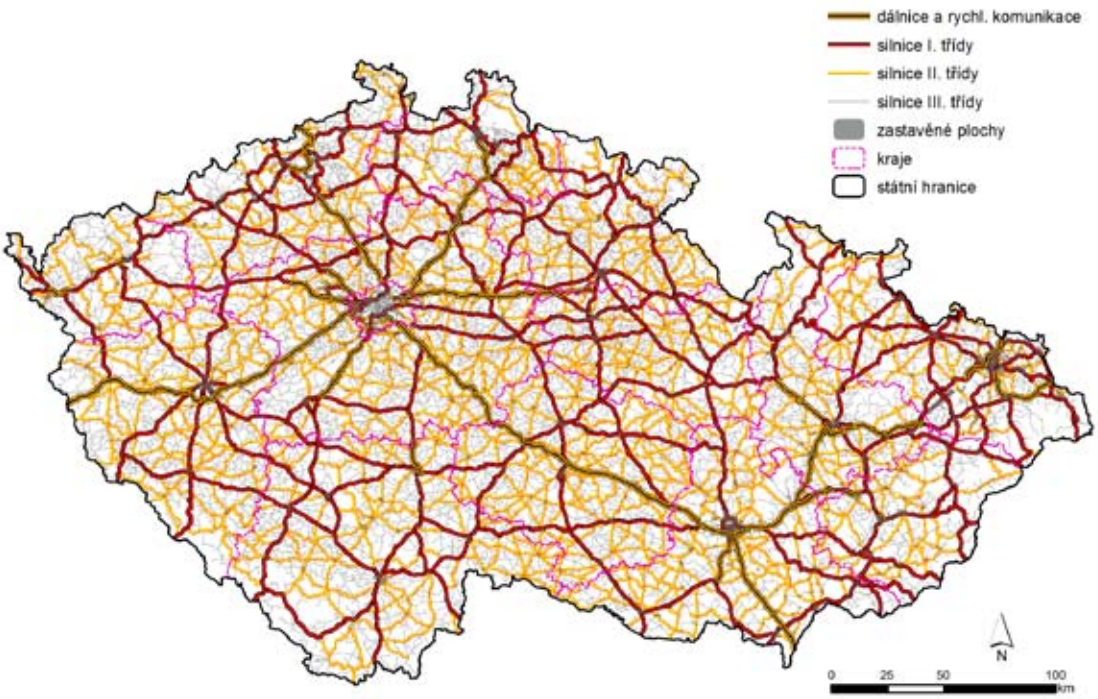
B) Rozmístění silnic a dálnic v České republice

V České republice je vysoká hustota silniční sítě, ale dosud nízký podíl pozemních komunikací zaujímají dálnice a rychlostní silnice. To je z hlediska ochrany krajiny před fragmentací pozitivním jevem, protože výstavbu dalších dálnic je možné již řešit s odpovídajícími ochrannými opatřeními. Přehled o rozmístění silniční a dálniční sítě ČR je na obr. 3-3, základní kategorizace našich silnic a dálnic podle dopravní intenzity je zobrazena na obr. 3-4.

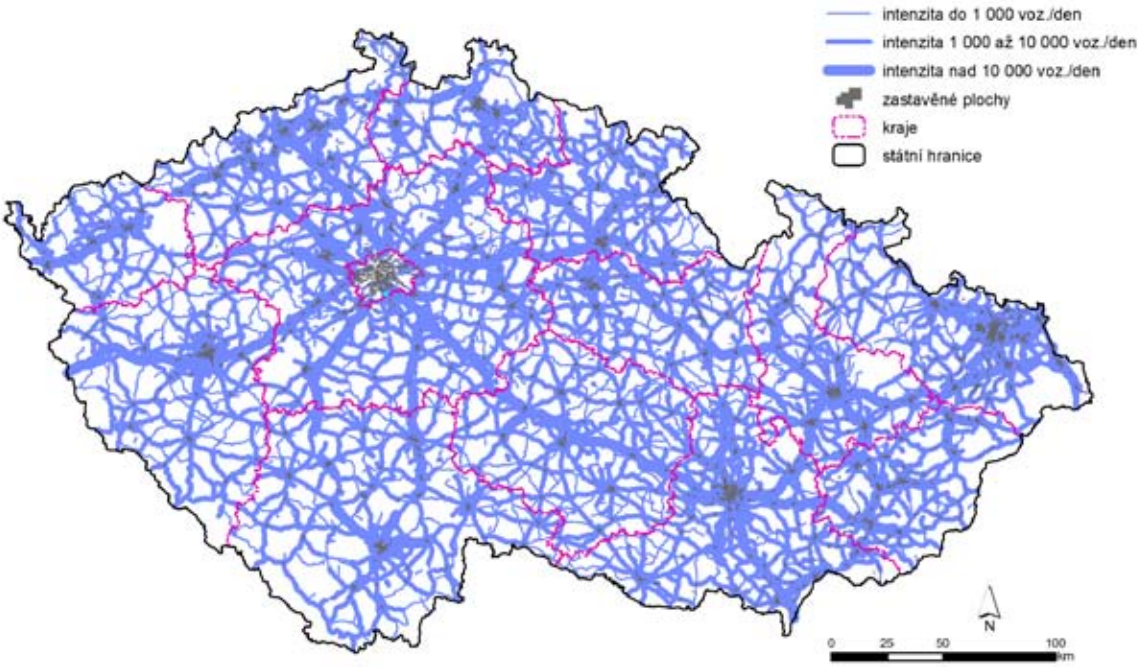
C) Kategorizace průchodnosti pro velké savce

V tab. 3-2 je uvedena rámcová kategorizace pozemních komunikací z hlediska průchodnosti pro velké savce, která byla použita pro hodnocení míst křížení dálkových migračních koridorů a pozemních komunikací. Hodnocena jsou dvě hlediska – technické řešení a intenzita dopravy. Technické řešení bylo posouzeno terénním šetřením na lokalitě křížení a zohledňovalo způsob realizace i kombinaci daných prvků. Intenzita dopravy byla převzata z výsledků celostátního dopravního sčítání. V případech různého zařazení z hlediska jednotlivých kritérií byla zvolena vždy kategorie s vyšším odporem.

Při podrobném hodnocení průchodnosti komunikace pro živočichy, např. při návrhu migračních objektů, se vychází z teorie migračního potenciálu (Hlaváč a Anděl 2001) a z technických podmínek Ministerstva dopravy.



Obr. 3-3 *Silniční a dálniční síť v ČR*



Obr. 3-4 *Intenzita dopravy na hlavní dopravní síti ČR*

Tab. 3-2 *Kategorizace dálnic a silnic z hlediska průchodnosti pro velké savce*

kategorie průchodnosti	kategorie silnice	technické řešení	intenzita dopravy
K1	dálnice a rychlostní komunikace	úplné mechanické zábrany (protihlukové stěny, opěry, kamenné zdi, strmé svahy a zářezy atd.), bez odpovídajících migračních objektů	nad 30 tis. vozidel/den
K2	ostatní víceproudé komunikace	významné technické překážky, vysoké násypy a zářezy, které ale mohou být částečně propustné	10–30 tis. vozidel/den
K3	zbývající silnice I. třídy	komunikace s překonatelnými mechanickými zábranami (středová nebo postranní svodidla)	5–10 tis. vozidel/den
P	komunikace místního významu	bez technických bariér	pod 5 tis. vozidel/den
PZ	bez komunikace		

3.2.2. Železnice

A) Charakteristika bariéry

Principy bariérového efektu železnic jsou analogické jako u silnic a dálnic.

1) Výběr trasy nové železnice

V současné době prakticky nedochází v ČR k výstavbě nových železničních tratí. Investiční výstavba je zaměřena na rekonstrukci hlavních rychlostních železničních koridorů a dílčí přeložky železničních tratí především ve městech. Nejedná se o výběr nové trasy v pravém slova smyslu, tyto stavby se realizují převážně na stávajícím železničním tělese.

Do budoucna zde ale existuje velmi závažná skutečnost, a to realizace vysokorychlostních tratí (VRT) v souladu s trendem v zemích západní Evropy. Tyto tratě jsou vedeny ve zcela nových koridorech, v celé délce jsou chráněné protihlukovými stěnami, zdmi nebo ploty a bez migračních objektů jsou zcela nepropustné. Vzhledem k dosahovaným rychlostem vlaků jsou technické parametry přísně dimenzovány, což vede k velmi omezeným možnostem směrových a výškových úprav jejich trasy v krajině. Proto bude třeba při výstavbě těchto vysokorychlostních železničních tratí věnovat mimořádnou pozornost výběru trasy a celkovému řešení jejich migrační průchodnosti.

2) Technické řešení

Železniční těleso je obecně užší než silniční a jeho překonání nečiní živočichům významné problémy. Proto výstavba speciálních migračních objektů je nutná pouze u rychlostních koridorů. Na ostatních tratích je třeba zaměřit se především na případy rekonstrukce mostních objektů přes vodní toky a snažit se zajistit pod mosty suchou cestu pro živočichy. Přitom je třeba postupovat podle metodiky Mosty přes vodní toky (Hlaváč a Anděl 2008). Výjimkou v průchodnosti železničních tratí jsou místa s opěrnými zdmi, protihlukovými stěnami a dalšími technickými objekty, která činí dané lokality zcela neprůchodné.

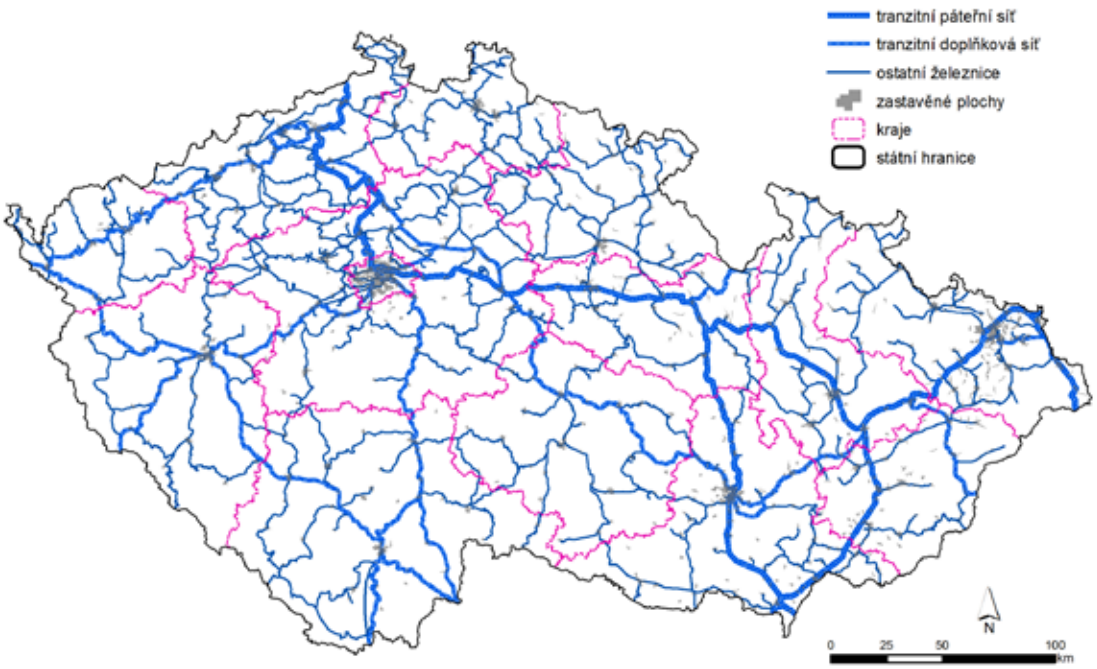
3) Dopravní provoz

Provoz na železnicích má zcela rozdílný charakter proti silničnímu a časové mezery mezi vlaky poskytují dostatečný prostor pro překonání železnice. Ani hlavní železniční koridory nejsou pro živočichy nepřekonatelné. To ale neznamená, že na železnici nedochází k usmrcování živočichů. Při klasifikaci tratí nebyla použita intenzita dopravy, ale celková kategorizace železničních tratí podle jejich významu.

Celková propustnost

Výsledný bariérový efekt železnice je dán kombinací všech uvedených faktorů, které musí být posuzovány vždy individuálně pro každý zájmový druh na základě konkrétních podmínek hodnocené lokality. Železnice ale představují pro migraci živočichů řádově menší problém než silnice a dálnice. Jejich negativní vliv se může projevit

Obr. 3-5 *Příklad vícekolejné železnice s menšími úpravami terénu*



Obr. 3-6 *Mapa železniční sítě v ČR*

především tam, kde dochází k jejich kumulaci s dalšími bariérami (silnicemi a osídlením).

B) Rozmístění železnic v České republice

Pro celkovou ilustraci je železniční síť v ČR uvedena na obr. 3-6, včetně základní kategorizace podle vlivu na pohyb živočichů v krajině. Údaje o zatížení jednotlivých železničních tratí poskytla Správa železniční dopravní cesty.

C) Kategorizace železnic podle průchodnosti pro velké savce

V následující tabulce je uvedena rámcová kategorizace železnic z hlediska průchodnosti pro velké savce, která byla použita pro hodnocení míst křížení dálkových migračních koridorů a železnic. Hodnocena jsou dvě hlediska – technické řešení a kategorie železnice. Technické řešení bylo posouzeno terénním šetřením v lokalitě křížení a zohledňovalo způsob realizace i kombinaci daných prvků. Kategorie železnice byla poskytnuta Správou železniční dopravní cesty. V případech různého zařazení z hlediska jednotlivých kritérií byla zvolena vždy kategorie s vyšším odporem.

Tab. 3-3 *Kategorizace železnic z hlediska průchodnosti pro velké savce*

kategorie průchodnosti	kategorie železnice	technické řešení
K1	vysokorychlostní trať (v ČR zatím nezrealizována)	železnice se strmými svahy a zářezy, s dalšími technickými zábranami, z mechanických důvodů neprostupná
K2	tranzitní koridory, páteřní síť	železnice s významnými mechanickými překážkami, které ale mohou být částečně prostupné
K3	tranzitní koridory, doplňková síť	železnice s menšími úpravami terénu
P	ostatní železnice	železnice v rovině, bez překážek
PZ	bez železnice	

3.2.3. Vodní toky a vodní plochy

A) Charakteristika bariéry

Vodní toky jsou v krajině významným podpůrným prvkem, který napomáhá migraci živočichů. Společně s doprovodnými dřevinami a nivami s travními porosty nebo lužními lesy představovaly jednu ze základních struktur ekologické sítě v krajině. Rozsah této sítě se ale regulací toků, kácením lužních lesů, zvětšováním podílu orné půdy a zástavby v nivách řek za posledních 200 let radikálně zmenšil.

Někdy se ale vodní toky a vodní plochy mohou stát i bariérami pro migraci živočichů. Jedná se o tyto případy:

1) Velké šířky toku nebo vodní plochy – těchto případů je v ČR minimum a týkají se pouze přehradních nádrží. Vzhledem k tomu, že všichni velcí savci dokáží dobře plavat, nejsou tyto nádrže pro ně nepřekonatelné.

2) Nevhodné technické řešení – jedná se o takový stav, kdy stavební řešení břehů (především betonové či kamenné zdi) neumožňuje volný vstup nebo výstup z vody. Tato situace je velmi běžná u plavebních kanálů, např. v Nizozemí jsou vodní kanály významnými migračními bariérami. V ČR je rozsah těchto míst omezený, regulace toků tohoto typu se vyskytuje většinou ve městech, takže z hlediska migrace není podstatným jevem. Přesto je třeba stav břehu v místě křížení koridoru s vodním tokem hodnotit formou terénního šetření.

B) Rozmístění vodních toků v ČR

Česká republika má hustou síť malých vodních toků, které migrační bariéru převážně nepředstavují, naopak plní většinou spojovací funkci. Do ilustrační mapy na obr. 3-8 byly zahrnuty podklady z Hydroekologického informačního systému České republiky.

C) Kategorizace vodních toků a ploch z hlediska propustnosti pro velké savce

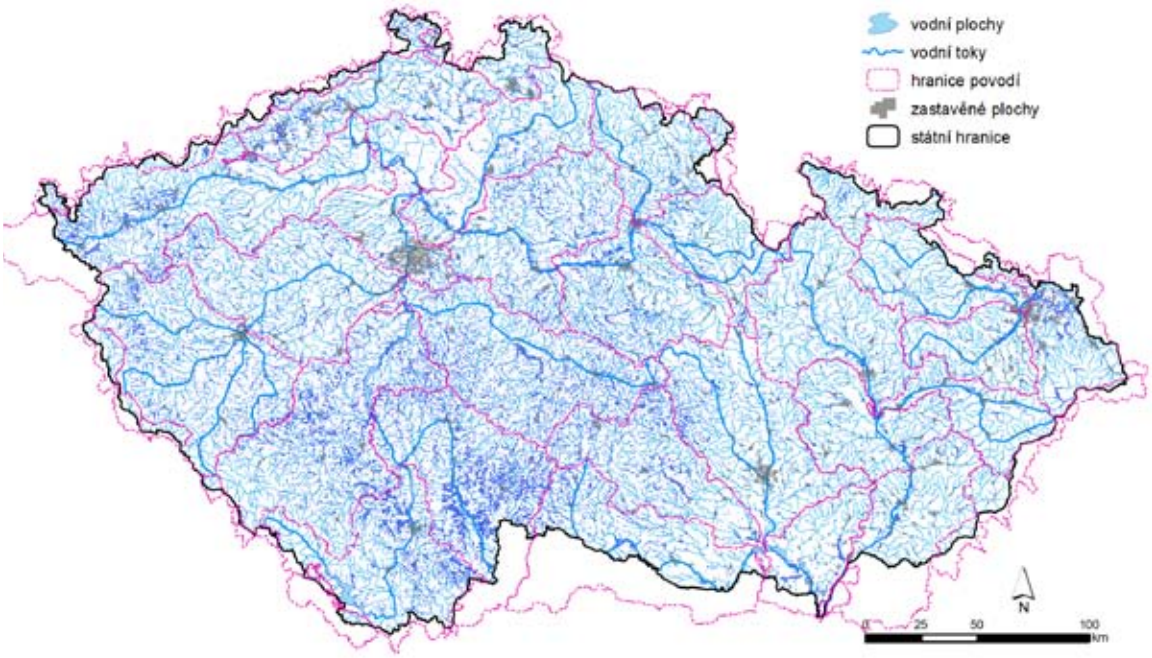
V následující tabulce je uvedena rámcová kategorizace vodních toků a ploch z hlediska průchodnosti pro velké savce, která byla použita pro hodnocení míst křížení dál-

Obr. 3-7 *Technické řešení úpravy toku, které mění pozitivní krajinný prvek v migrační bariéru*

kových migračních koridorů a vodních toků. Hodnocena jsou dvě hlediska – velikost vodní plochy a technické řešení. Technické řešení bylo posouzeno terénním šetřením na lokalitě křížení a zohledňovalo způsob realizace i kombinaci daných prvků. V případech různého zařazení z hlediska jednotlivých kritérií byla zvolena vždy kategorie s vyšším odporem.

Tab. 3-4 *Kategorizace vodních toků a ploch z hlediska průchodnosti pro velké savce*

kategorie průchodnosti	velikost vodní plochy	technické řešení
K1	šířka nad 500 m	vodní toky s technicky upravenými (zpevněnými) břehy, které zcela znemožňují vstup
K2	šířka 200–500 m	vodní toky s významnými technickými překážkami, které ale mohou být částečně prostupné
K3	šířka 100–200 m	vodní toky a nádrže s menšími úpravami břehů
P	méně než 100 m	vodní toky a nádrže s přírodními břehy
PZ	žádné vodní plochy	



Obr. 3-8 *Vodní toky a vodní plochy v ČR*

3.2.4. Oplocené areály

A) Charakteristika kategorie

Ploty a ohradníky jsou velmi obtížně definovatelnou kategorií z důvodu jejich četnosti a množství různých variant technického provedení. Do této skupiny náleží obory, oplocení sadů, vinic, pastvin a dalších areálů. Jedná se o plošnou bariéru, jejíž rozsah může v některých pastevních oblastech dosahovat značných velikostí. Současně je to bariéra velmi proměnlivá, typy a rozmístění ohradníků se mohou každoročně měnit. I přes všechny metodické problémy je třeba zohledňovat tento typ bariér v opatřeních na zachování konektivity krajiny, především na úrovni územních plánů obcí.

Významným problémem volné průchodnosti krajiny jsou různé typy plotů, ohrad a elektrických ohradníků. Zatímco ploty pevně spojené se zemí jsou považovány za stavbu a podléhají tedy povolovacímu řízení, jsou zejména elektrické ohradníky považovány za běžný způsob využívání pozemků, a lze je tedy v krajině instalovat prakticky bez omezení. V případě pastevních areálů, zahrnujících desítky nebo i stovky hektarů, a tedy i kilometry či desítky kilometrů elektrických ohradníků, vznikají v krajině rozsáhlé bariéry, které výrazně komplikují volný pohyb zejména větších druhů živočichů. Bariérový účinek ohrad se liší jednak podle typu plotu, jednak podle druhu zvířat. Stručně lze jednotlivé typy charakterizovat následovně.

Drátěné oplocení představuje obvykle bariéru pro kopytníky. Záleží zejména na výšce plotu, ale také na jeho pevnosti (divoká prasata dokáží často méně kvalitní drátěný plot protrhnout). Nižší plot dokáží zvířata někdy přeskočit, pro jelena a losa představuje obvykle překážku až plot vyšší než 2 m. Pro velké šelmy představují drátěné ploty spíše jen psychologickou bariéru. Pokud není plot spojený s rušivými vlivy a zvíře má silnou motivaci bariéru překonat, obvykle nemá s přelezením (přeskočením) problém. U medvěda je známé časté překonávání plotů zahrad, kam se snaží dostat za potravou. Překonání plotu obory v lesích není problémem pro rysa.

Mezi drátěné ploty je dnes možné zařadit i většinu **lesních oplocenek,** které jsou používané k ochraně lesních kultur proti zvěři. Dříve byly běžně používané dřevěné plaňkové ploty, v posledních desetiletích je používáno drátěné oplocení s velkými oky. Z praxe je ověřené, že zejména srnčí zvěř dokáže nalézt místo, kde oplocení překoná, ale často pak mívá problém nalézt cestu ven. Výjimkou nejsou ani úrazy zvířat, která narazí do tohoto drátěného oplocení. Z hlediska průchodnosti krajiny nebývají lesní oplocenky problémem, protože velikost obnovních prvků v lese je limitována zákonem, a oplocenky tedy nikdy nezahrnují rozsáhlejší území.

Dřevěné ohrady pro dobytek tvořené dvěma vodorovnými ráhny jsou velmi dobře průchodné pro všechny volně žijící živočichy. V současné době se však tento typ ohrad používá téměř výhradně v kombinaci s elektrickým ohradníkem, který výrazně zvyšuje účinnost ohrady a minimalizuje riziko úniku chovaných zvířat.

Elektrické ohradníky jsou dnes nejběžnějším typem ohrazení pastevních areálů. Jejich význam jako migrační bariéry je dán mimo jiné i skutečností, že pastva dobytka je nejběžnějším typem využívání pozemků v podhorských polohách. Tyto jsou však zároveň velmi často místem výskytu druhů nejvíce ohrožených fragmentací prostředí. V těchto podmínkách může ohrazení všech pastvin mezi lesními komplexy působit zásadní problémy pro místní faunu. Z hlediska bariérového účinku je velmi podstatné, zda jsou ohradníky instalovány v krajině trvale, nebo přechodně. Za přechodné umístění lze považovat systém, kdy jsou ohradníky po ukončení pastvy odstraněny nebo kdy alespoň nejsou pod proudem. Význam má také použitý typ ohradníku, zvířata jsou nejsnáze schopná překonat ohradníkový provaz, obtížněji textilní pásku, největší překážkou je pevný drát. Podstatné je také uspořádání vodičů. To je obvykle dáno tím, jaká zvířata jsou předmětem chovu v areálu. Ohradník pro ovce je zpravidla dvoj až tříúrovňový a je nejčastěji tvořený pevným drátem, naopak ohrada pro koně či skot může být tvořená pouze jediným vodičem, často jen provazem či páskou. Taková ohrada je snadno průchodná pro většinu volně žijících zvířat, problémem může být snad jedině pro losa, který je svými tělesnými proporcemi srovnatelný se zvířaty, pro která je ohrada konstruovaná a která má zadržet. Bariérový účinek elektrických ohradníků se liší také podle druhů zvířat. Šelmy včetně velkých druhů (např. vlk, rys) jsou obvykle schopné situaci správně vyhodnotit a nalézt místo, kde lze ohradník podlézt nebo přeskočit. Jiným

druhům může pomoci hustá srst, která značně eliminuje účinek ohradníku (z tohoto důvodu jsou také neostříhané ovce schopné ohradníky snadno překonávat, ovčí pastviny musejí být proto ohrazeny pevným drátem ve třech úrovních). Z potenciálně ohrožených druhů může dlouhá hustá srst pomoci překonat ohradník například medvědovi. Bližší zkušenosti s reakcí zvířat na elektrický ohradník však ukazují, že překonání elektrického ohradníku není obvykle otázkou fyzických předpokladů, ale zejména otázkou psychickou. Účinek elektrického ohradníku je obvykle založen na tom, že zvíře získá v kontaktu s ohradníkem opakovanou bolestivou zkušenost, která u něj postupně vyvolá psychickou bariéru bránící pokusu ohradník překonat. Obecně lze říci, že u kopytníků vzniká snadno podmíněný reflex psychické bariéry, šelmy jsou častěji schopné situaci lépe vyhodnotit a nalézt cestu, jak ohradník překonat. Zároveň je ověřené, že reakce na ohradník je silně individuální. I v rámci druhu jsou jedinci, kteří přes bolestivou zkušenost bez problému ohradník opakovaně překonávají, a naopak jedinci, kteří se po stejné zkušenosti již trvale odmítají k ohradníku přiblížit. Elektrický ohradník tedy zpravidla není stoprocentní bariérou, část zvířat ho obvykle bude vždy schopná překonat. Ohradník představuje také vždy bariéru snadno odstranitelnou – na rozdíl od jiných bariér nepředstavuje zprůchodnění žádné investiční náklady. S ohledem na rozsah pastvin v podhorských polohách je však nutné věnovat při zajišťování průchodnosti krajiny tomuto fenoménu odpovídající pozornost.

B) Rozmístění plotů a ohradníků v ČR

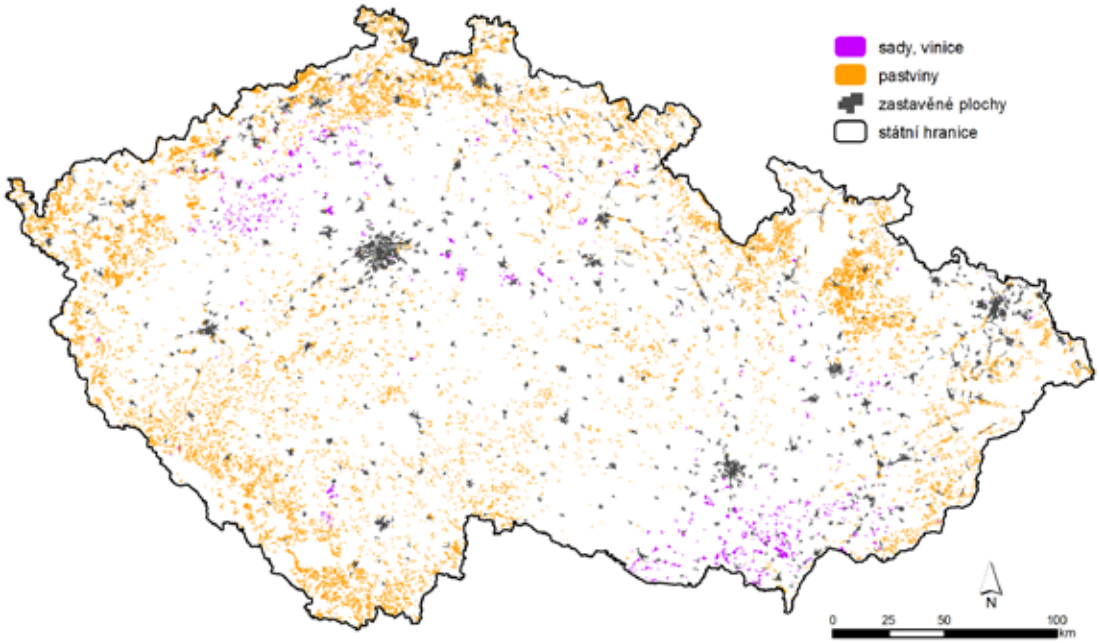
Vzhledem k výše uvedeným skutečnostem představuje následující ilustrační mapa pouze potenciální území, ve kterém lze očekávat vyšší výskyty zaplocených areálů. Zdrojem dat byly plochy vinic, sadů a pastevních areálů z databáze CORINE Land Cover 2006.

C) Kategorizace průchodnosti z hlediska velkých savců

Kategorizace průchodnosti je obecně velmi obtížná a musí být vždy prověřována přímo v terénu. Používají se dvě hlediska: (i) šířka průchodu mezi dvěma oplocenými areály, (ii) technické řešení oplocení.

Tab. 3-5 *Kategorizace plotů a ohradníků z hlediska průchodnosti pro velké savce*

kategorie průchodnosti	vzdálenost mezi ploty	technické řešení plotů
K1	do 10 m	stabilní, vysoké (nad 2 m) oplocení drátěné, betonové, plechové, pro migraci v podstatě nepřekonatelné
K2	10–30 m	stabilní, těžce překonatelné oplocení s elektrickým proudem
K3	30–100 m	stabilní, oplocení bez elektrického ohradníku problematicky překonatelné
P	více než 100 m	překonatelné oplocení (např. dřevěná ohrada) a dočasné oplocení
PZ	žádný plot	žádné ohradníky



Obr. 3-9 *Potenciální oblasti s vyšším výskytem oplocených areálů*

Obr. 3-10 *Příklad velkoplošného oploceného sadu*

3.2.5. Osídlení

A) Charakteristika bariéry

Osídlení je základní klíčovou bariérou, která určuje možnosti pohybu živočichů v krajině. Do této kategorie patří nejen sídla, ale i průmyslové, zemědělské, těžební, skladové a komerční areály a další objekty antropogenní infrastruktury.

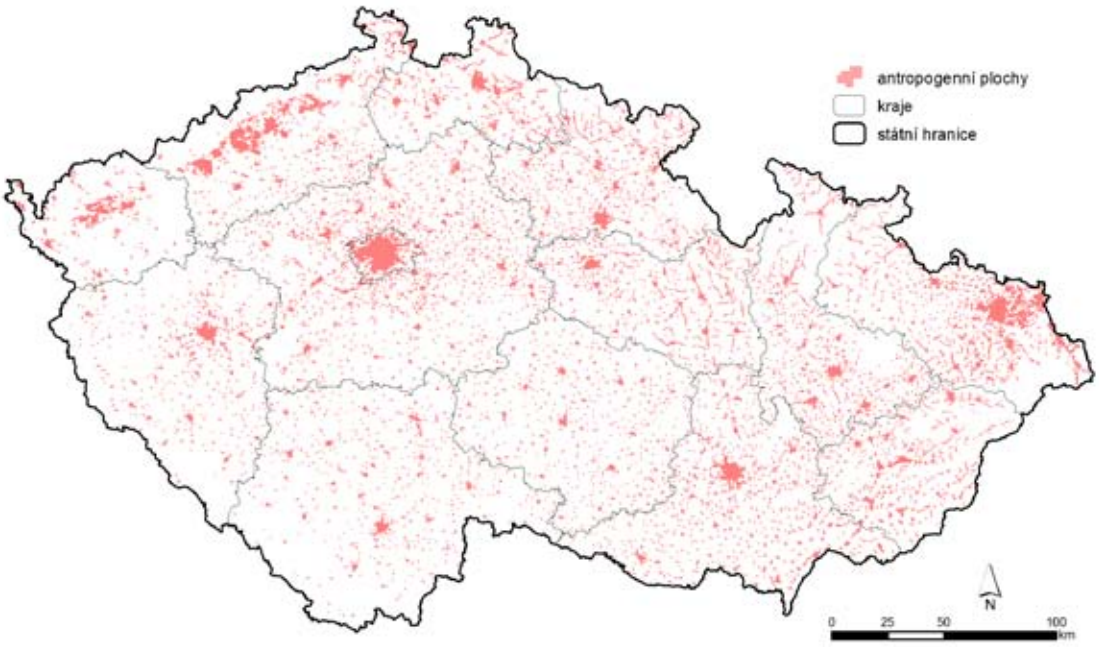
Intravilány obcí je třeba z hlediska velkých savců obecně považovat za úplné bariéry, a to i přes známé případy pohybu živočichů v obcích. Konkrétní propustnost daného místa je nutné hodnotit vždy individuálně na základě charakteru zástavby, její rozlohy, hustoty a rozmístění jednotlivých objektů. Pro migraci živočichů jsou nepříznivé především tyto případy:

- Kontinuální zástavba v údolích podél řek, která v krajině vytváří dlouhou liniovou bariéru.
- Jednotlivé domy rozptýlené po stráních – charakteristické např. pro česko-slovenské pomezí. Společně s doplňkovými prvky, jako jsou ploty a zemědělské objekty, se vytváří rozsáhlá plošná bariéra

V současné době se oba tyto typy rizikové zástavby projevují ve velké míře a představují kritický prvek pro zachování konektivity krajiny. Jedná se o výstavbu průmyslových a komerčních souborů tzv. na zelené louce a o výstavbu sídel mimo intravilány obcí. To se týká nejen satelitních souborů u velkých měst (tzv. urban sprawl), ale prakticky u všech obcí v ČR. Tímto způsobem je nejen zastavována nová plocha v krajině, ale dochází k propojování obcí mezi sebou a vytváření rozsáhlých liniových i plošných bariér. Vzhledem k tomu, že tato zástavba má v podstatě trvalý nevratný charakter, jakmile již vznikne, nelze přijmout žádné reálné opatření ke zprůchodnění území. Z tohoto důvodu jde o nejzávažnější negativní vliv nejen z hlediska konektivity krajiny, ale ochrany přírody vůbec.

B) Rozložení osídlení v ČR

Na následujícím ilustračním obrázku je znázorněno rozložení osídlení v ČR. Vzhledem k tomu, že bariérový efekt nekončí přesně na hranici intravilánu, ale přesahuje do okolí, jsou sídla znázorněna s bufferem, jehož rozsah je odstupňován podle velikosti sídla.



Obr. 3-11 *Rozmístění sídel v ČR*

Obr. 3-12 *Nová zástavba v extravilánu obcí je závažným fragmentačním faktorem*

Byly použity tyto zdroje dat:

- sídelní areály a sídla – odvozeny z topografických podkladů a databáze CORINE Land Cover 2006;
- připravované průmyslové zóny – podklady sestaveny podle Politiky územního rozvoje, ZÚR jednotlivých krajů a dat Centra regionálního rozvoje, kde jsou shromážděny plánované průmyslové plochy jednotlivých obcí.

C) Kategorizace průchodnosti pro velké savce

Protože intravilány obcí a plochy všech dalších areálů infrastruktury jsou považovány obecně za neprůchodné (jsou kategorií K1), je kategorizace zaměřena na prostor mezi sídly, tj. na rozsah volného území, který zbývá pro migraci. Rozlišuje se průchod mezi sídelními útvary a osamělou rozptýlenou zástavbou. Jako hlavní faktor je hodnocena volná šířka průchodu, v některých případech je však třeba zohlednit i délku průchodu.

Tab. 3-6 *Kategorizace osídlení z hlediska průchodnosti pro velké savce*

kategorie průchodnosti	volná vzdálenost mezi vesnicemi, městy	volná vzdálenost mezi rozptýlenou zástavbou
K1	souvislá zástavba, méně než 50 m	rozptýlená zástavba, méně než 10 m
K2	50–100 m	10–30 m
K3	100–500 m	30–100 m
P	více než 500 m	více než 100 m
PZ	bez osídlení	bez osídlení

3.2.6. Nevhodné biotopy – bezlesí

A) Charakteristika bariéry

Překážkou pohybu živočichů v krajině jsou i rozsáhlé plochy biotopů, které živočichové z hlediska svých ekologických nároků považují za nevhodné, a proto se jim vyhýbají. Hodnocení těchto ploch jakožto potenciálních migračních bariér je však třeba provádět pro každý druh samostatně. Přesná kategorizace je i v tom případě velmi obtížná, protože biotopové požadavky se u většiny druhů mění v průběhu jejich životního cyklu (jiné požadavky mají druhy na místa trvalého pobytu, na místa pro reprodukci a jiné pro migraci). Významnou roli přitom hrají i jiné, např. klimatické faktory. I přes uvedené metodické problémy je třeba tomuto typu bariéry věnovat náležitou pozornost.

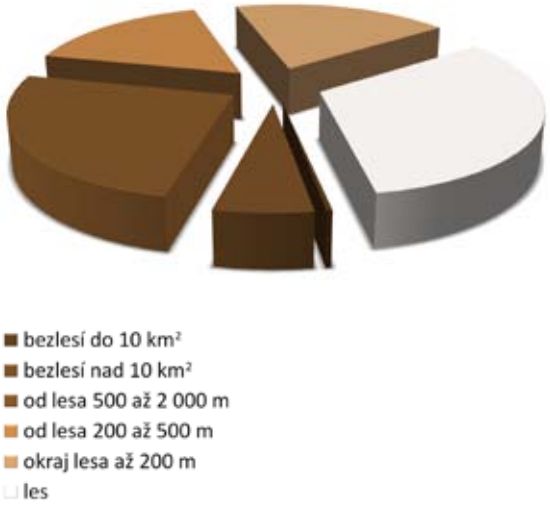
Zabýváme-li se druhy velkých savců, jejichž primárním biotopem jsou lesy, je nejvýznamnější skupinou biotopů s bariérovým účinkem bezlesí. Nepřítomnost lesa nutí živočichy při pohybu v krajině překonávat volné prostory, kterým se většinou instinktivně vyhýbají. Velmi významnou roli při překonávání bariéry bezlesí zde přitom hraje struktura krajiny – střídání lesů a bezlesí v hrubší či jemnější krajinné mozaice a přítomnost rozptýlené zeleně.

B) Rozmístění bariéry v ČR

Na grafu (obr. 3-13) a mapě (obr. 3-15) je uvedeno rozložení bezlesí v ČR, přičemž je zohledněna i vzdálenost od nejbližšího lesa. Plochy byly odvozeny z topografických podkladů a databáze CORINE Land Cover 2006.

C) Kategorizace bezlesí z hlediska překonatelnosti pro velké savce

Kategorizace je koncipována z pohledu migračního koridoru, který prochází bezlesou krajinou, a je založena na vzdálenosti mezi lesními porosty, kterou by musel živočich překonat. Schematicky je rozlišena bezlesá krajina bez stromů a krajina s rozptýlenou zelení.

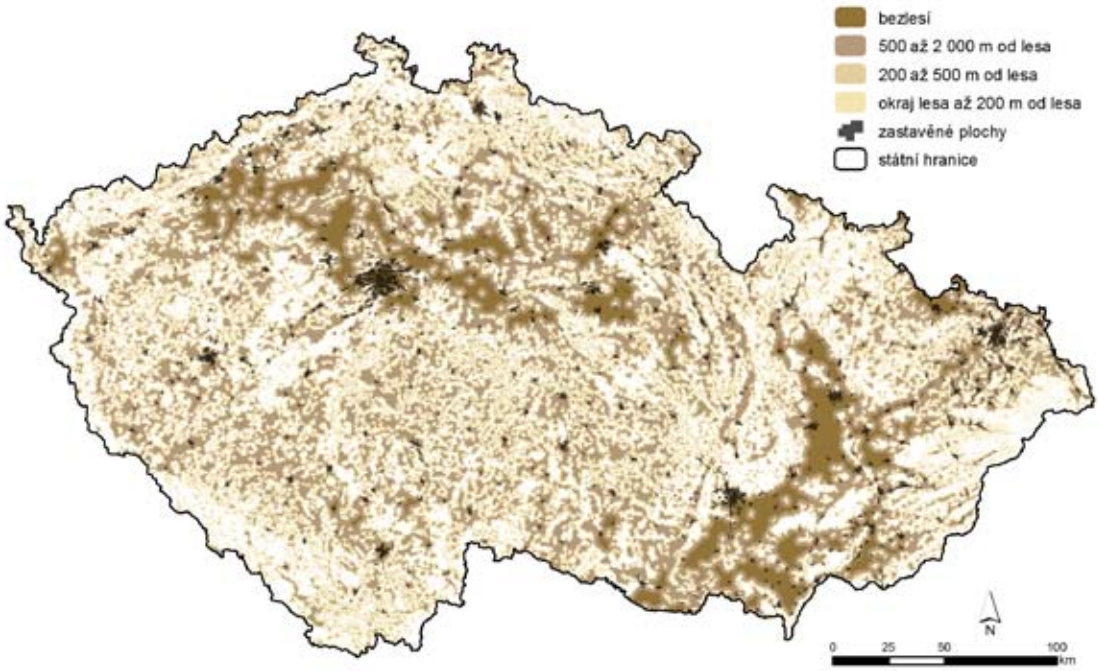


Obr. 3-13 *Podíl kategorií bezlesí v České republice*

Tab. 3-7 *Kategorizace bezlesí z hlediska průchodnosti pro velké savce*

kategorie průchodnosti	v krajině bez stromů	v krajině s rozptýlenou zelení
K1	více než 5 km	více než 10 km
K2	2–5 km	5–10 km
K3	0,5–2 km	2–5 km
P	méně než 0,5 km	méně než 2 km
PZ	les	les

Obr. 3-14 *Zemědělská krajina s minimem rozptýlené zeleně je významnou migrační bariérou*



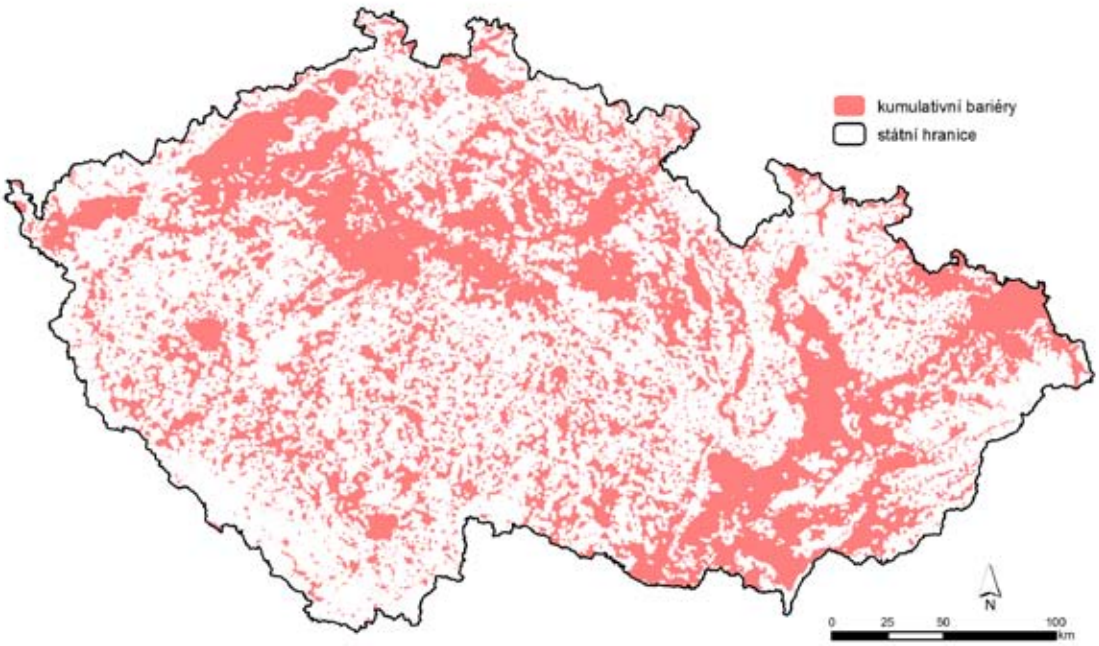
Obr. 3-15 *Rozložení bezlesí v ČR*

3.3. KUMULACE BARIÉR A CELKOVÁ PROPUSTNOST KRAJINY

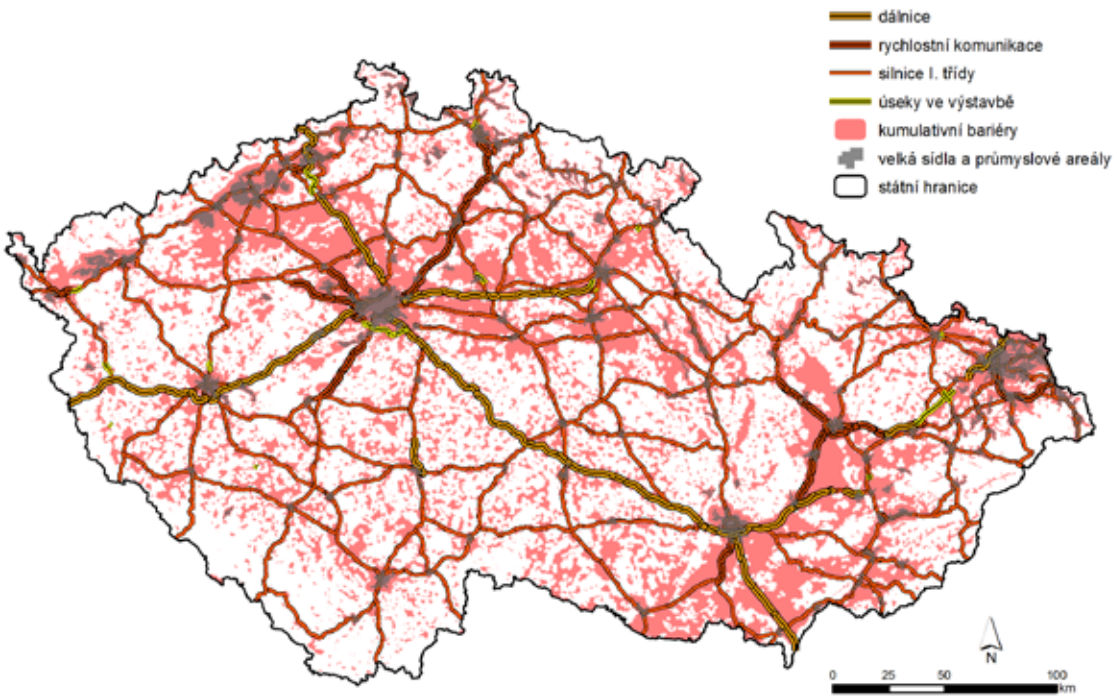
Jak bylo zdůrazněno již v kap. 3.1 na migrační bariéry je třeba pohlížet jak z hlediska jejich individuálního přímého efektu na daném místě, tak z hlediska jejich kumulace v určitém prostoru a prostupnosti krajiny jako celku. Krajina, která obsahuje hustou síť různých migračních bariér, se stává obtížně průchodnou, a to i v případě, kdy jednotlivé bariéry nemají samy o sobě limitující charakter.

Kumulaci bariér je třeba hodnotit ve dvou úrovních:

- Lokální úroveň – při terénním průzkumu a ověřování průchodnosti migračního koridoru určitou lokalitou je třeba zhodnotit možný kumulativní efekt všech přítomných bariér. Nejčastěji se jedná o kombinaci dvou kategorií silnic (např. dálnice a doprovodná komunikace), silnice a železnice, blízkosti osídlení a vedení komunikací, vodního toku s upravenými břehy a souběžné komunikace aj. Významným prvkem, který zvyšuje kumulativní účinek bariéry, je rozsáhlé bezlesí. Stupeň kumulace bariér a výsledná průchodnost lokality musí být posouzena expertním způsobem přímo na místě při terénním šetření.
- Celostátní úroveň – ve vazbě na sídelní strukturu, hustotu osídlení a silniční sítě a rozložení bezlesí je možné na úrovni ČR identifikovat oblasti, které jako celek mají vyšší potenciální bariérový účinek. K identifikaci byly použity výstupy modelu krajinného potenciálu, který je popsán v kapitole 5. Mapa s oblastmi zvýšeného kumulativního bariérového efektu je uvedena na obr. 3-16. Je z ní patrné, že převaha těchto míst je především v oblasti nížin, kde se k hustému osídlení a husté komunikační sítí přidávají rozsáhlé plochy zemědělské půdy, které jako bezlesí zvyšují bariérový efekt.



Obr. 3-16 *Oblasti vysokého potenciálu kumulace migračních bariér*



Obr. 3-17 *Celková mapa hlavních bariér*

3.4. DÍLČÍ ZÁVĚR K MIGRAČNÍM BARIÉRÁM

Jednou z výsledných mapových příloh této zprávy je celková mapa migračních bariér. Jsou v ní uvedeny nejdůležitější typy individuálních bariér (pozemní komunikace, železnice, sídla, místa zvýšeného potenciálního výskytu oplocených areálů) a dále území s vysokým potenciálem kumulace bariér. Přehledná mapa je na obr. 3-17.

Migrační bariéry představují velmi pestrý a dynamický systém a jsou spojené s různou hospodářskou činností společnosti. Je třeba si uvědomit, že kromě dvou zásadních typů (tj. sídelní a dopravní infrastruktury) jsou významné i bariéry vázané na zemědělskou činnost.

Migrační bariéry všech typů se stále vyvíjejí a zvyšují svůj tlak na krajinu. Proto, pokud má být další fragmentace krajiny v ČR zastavena, nebo alespoň výrazně zpomalena, musí zdroje fragmentace podléhat určité regulaci. Základním nástrojem je územní plánování.

LITERATURA

Anděl P., Gorčicová I., Hlaváč V., Miko L. a Andělová H., 2005: Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. – AOPK ČR, Praha.

Anděl P., Hlaváč V. a Lenner V., 2006a: Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy. – Technické podmínky Ministerstva dopravy ČR, č. 180.

Anděl P., Gorčicová I. a Petržílka L., 2006b: Hodnocení průchodnosti území pro liniové stavby. – Technické podmínky Ministerstva dopravy ČR, č. 181.

Gawlak Ch., 2001: Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999. – Natur und Landschaft, 76, Heft 11, s. 481–484.

Hlaváč V. a Anděl P., 2001: Metodická příručka k zajištění průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. – Agentura ochrana přírody a krajiny ČR, Praha.

Hlaváč V. a Anděl P., 2008: Mosty přes vodní toky. Ekologické aspekty a požadavky. – Kraj Vysočina, Jihlava a Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Iuell B. et al., 2003: Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. – KNNV Publisher, Bruxelles.

Martolos J. et al., 2009: Dopravně inženýrská data pro kvantifikaci vlivů automobilové dopravy na životní prostředí. – Technické podmínky Ministerstva dopravy ČR, č. 219.

4.

Habitatové modely vybraných druhů velkých savců

Dušan Romportl, Michal Andreas, Luděk Bufka, Eva Chumanová a Martin Strnad

4.1. Úvod

4.2. Metody, data a nástroje

4.3. Výsledky habitatového modelu a jejich aplikace

4.4. Diskuse a závěr

4.1. ÚVOD

Současná kulturní krajina střední Evropy představuje v důsledku historického vývoje pestrou mozaiku biotopů s různým stupněm antropogenní přeměny. Aktuální trendy využívání krajiny vedou k dalšímu zvyšování její fragmentace a k poklesu konektivity habitatů vhodných pro trvalý výskyt velkých druhů savců. Velké šelmy (rys, vlk, medvěd) a velcí sudokopytníci (los) vysokých teritoriálních nároků obývají jen několik izolovaných ostrovů vhodného prostředí. Na území České republiky se však nachází celá řada různě rozsáhlých ploch, jejichž podmínky prostředí umožňují trvalý nebo alespoň přechodný výskyt jedinců či populací zájmových druhů. Jejich identifikace a vymezení je možné na základě expertních posudků nebo podle výsledků matematického modelování vztahu zájmových druhů k relevantním proměnným prostředí. Cílem následující kapitoly je představit metodiku a výsledky modelování habitatových preferencí pro výskyt zvolených druhů a uvést možnosti praktické aplikace při vymezení sítě migračních koridorů velkých savců.

Modelování potenciálního vhodného habitatu pro zájmové druhy organismů patří v současnosti mezi hojně využívané přístupy ochranářské biologie (např. Hernandez et al. 2008, Hirzel et al. 2006, Václavík et al. 2009). Aplikují se při ochraně ohrožených druhů organismů a v územní ochraně hodnotných biotopů (např. Bassille et al. 2008, Braunisch a Suchant 2007, Rottenberry et al. 2006), podobnými metodami se modeluje potenciální ohrožení ekosystémů invazními druhy (např. Ellis et al. 2010, Strubbe a Matthysen 2008). Využívají se rovněž k hodnocení pre-

ference prostředí vybranými organismy (např. Braunisch et al. 2008, Mertzanis 2008, Zimmermann et al. 2002) či k vymezení konfliktních území ve smyslu střetu antropogenních aktivit a ochrany přírody (např. Beier et al. 2008). Chceme-li vymezit spojité sítě migračních koridorů, jeví se modelování potenciálně vhodného habitatu jako velmi dobrý nástroj pro stanovení potenciálu krajiny trvale či přechodně hostit populace zájmových druhů. V rámci řešení představeného výzkumného úkolu bylo využito uvedeného přístupu k vymezení jádrových území potenciálního výskytu zájmových druhů a kategorizaci krajiny dle významu pro migraci.

4.2. METODY, DATA A NÁSTROJE

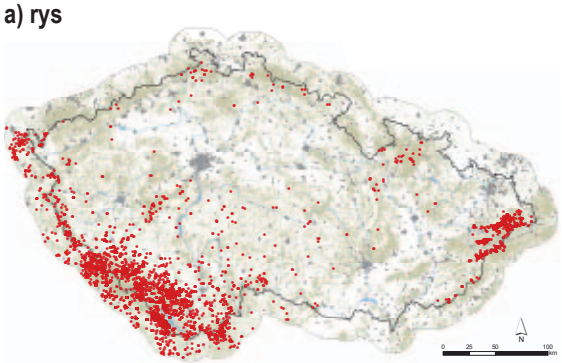
Modelování krajinného potenciálu pro výskyt vybraných živočišných druhů je založeno na komplexním hodnocení vztahu konkrétního druhu k podmínkám prostředí. Metodický postup se skládá z několika navazujících kroků. Na počátku jsou analyzována data o rozšíření zájmových druhů organismů, druhým krokem je příprava podkladů popisujících relevantní faktory prostředí, klíčovou fází je pak vytvoření vlastního habitatového modelu pro konkrétní druh. Na výsledky modelů navazují prostorové analýzy za účelem určení jádrových území potenciálního výskytu zájmových druhů. Tato jádrová území jsou dále propojována na základě výsledků habitatových modelů nejčastěji některou z metod „trasování cestou nejnižších nákladů" (least cost path modeling).

4.2.1. Analýza dat o výskytu zájmových druhů

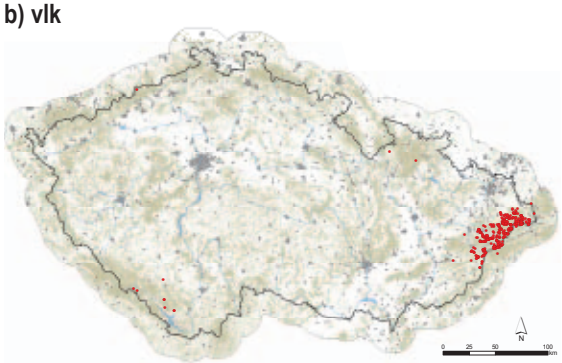
Charakter vstupních dat o rozšíření zájmových druhů představuje klíčový parametr, rozhodující o způsobu zpracování habitatové analýzy. Četnost, přesnost a validita záznamů výskytu velkých savců významným způsobem ovlivňuje kvalitu výsledného modelu. Úvodní přípravě nálezových dat je nutné věnovat dostatečnou pozornost, neboť podle jejich charakteru se rozhoduje, jaký typ modelu bude aplikován.

V případě řešeného projektu bylo využito centrální nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny (NDOP AOPK), která zahrnuje veškeré záznamy z území České republiky. V případě velkých šelem (rys ostrovid, vlk obecný, medvěd hnědý) jsou k dispozici jak bodové, tak polygonové vrstvy záznamů výskytů včetně zaznamenaného stupně jejich věrohodnosti (obr. 4-1). Databáze AOPK však nedisponuje vyčerpávajícím souborem údajů o výskytu losa evropského a jelena lesního, jiné informační zdroje (např. dotazníková šetření realizovaná v myslivecких sdruženích) pak poskytují pouze neúplná a nepřesně lokalizovaná data. Z těchto důvodů bylo pro zpracování habitatových modelů využito pouze údajů o výskytu velkých druhů šelem. V případě rysa ostrovida byla rozšířena databáze o nálezy poskytnuté bavorskou stranou a úřady Horního Rakouska, proto se variabilita prostředí výskytu významně zvýšila. Geografické rozšíření všech zájmových druhů je blíže komentováno v kapitole „Biologie a ekologie zájmových druhů", proto je v této kapitole diskutováno pouze v souvislosti s ovlivněním charakteru modelu.

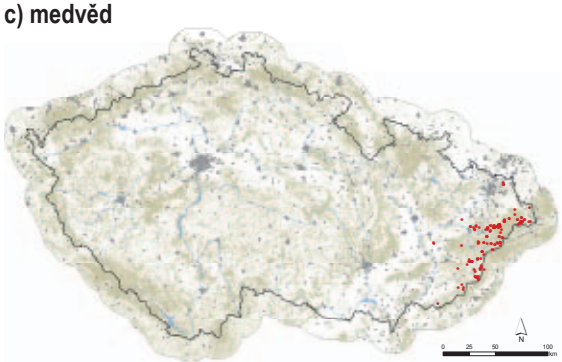
a) rys



b) vlk



c) medvěd



Obr. 4-1 *Výskyt zájmových druhů po roce 1985 (zdroj: NDOP AOPK ©, 2009, Hnutí Duha, CELTIC) – a) rys (3978 záznamů), b) vlk (433 záznamů), c) medvěd (154 záznamů)*

Vstupní data o výskytu zájmových druhů byla vyjádřena v bodové vrstvě ve formátu ESRI shapefile a následně překryta pravidelnou sítí 500 × 500 m, pokrývající celé území České republiky s bližším okolím vymezeným bufferem o velikosti 20 km od státní hranice, z důvodu zachycení všech vhodných přeshraničních oblastí. V jednotlivých polích pravidelné sítě bylo spočteno zastoupení nálezů a následně byla tato vrstva převedena do binárního rastru (1 – výskyt, 0 – nevýskyt). Takto byla připravena všechna data o výskytu šelem.

4.2.2. Příprava dat o charakteru prostředí

Další fázi vytvoření habitatového modelu představuje zpracování relevantních dat o charakteru prostředí. Jejich výběr a způsob vyjádření ovlivňují celkový výsledek analýzy podobně jako charakter dat o výskytu zájmových druhů. Příprava dat environmentálních proměnných je vždy do značné míry omezena dostupností potřebných informací. Zatímco některé základní faktory přírodního i antropogenního vlivu je možné snadno vyjádřit, řadu dalších environmentálních proměnných není možné datově postihnout ani vhodně vizualizovat v prostředí GIS (např. hustota kořisti, antropogenní rušení). Jako vstupní proměnné byly stanoveny následující parametry prostředí:

Faktory abiotického prostředí

- Nadmořská výška – vyjádřená jako průměrná nadmořská výška za jednotlivá pole pravidelné sítě 500 × 500 m nad digitálním modelem reliéfu SRTM 100 × 100 m pomocí funkce Zonal Statistic extenze Spatial Analyst pro ArcGIS.
- Členitost reliéfu – vyjádřená jako standardní odchylka nadmořské výšky v rámci polí pravidelné sítě rovněž pomocí funkce Zonal Statistic (zdrojová data DEM SRTM 100 × 100 m).

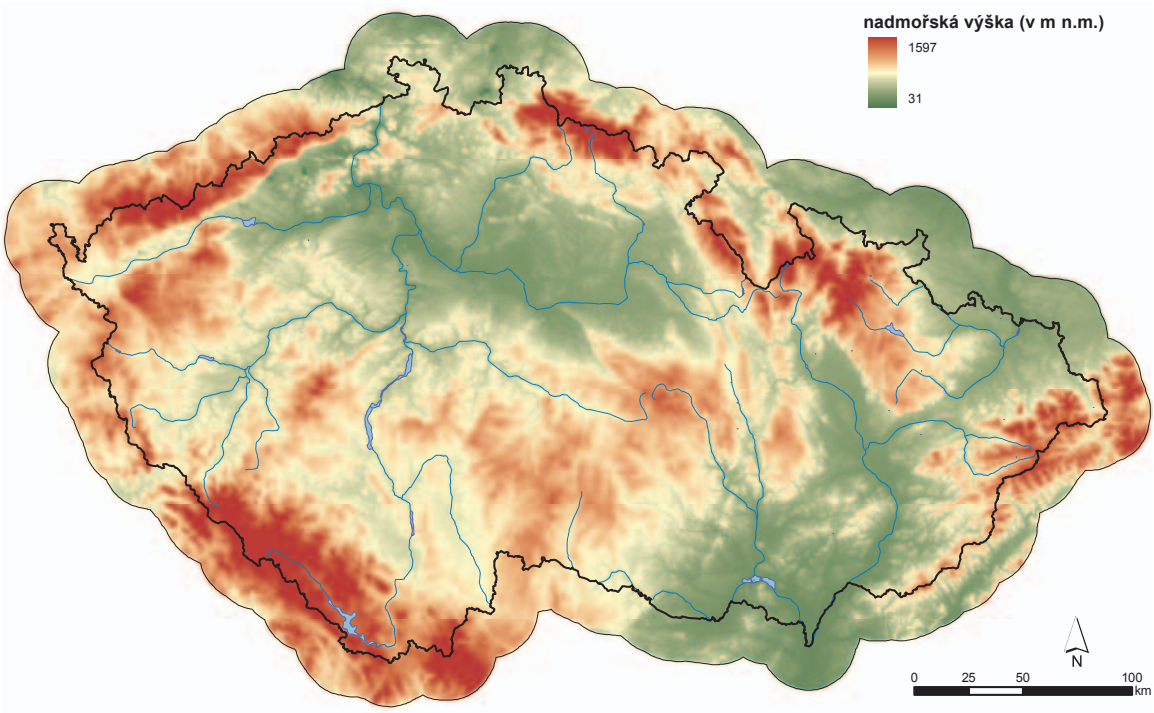
Habitatové faktory

- Typ habitatu – vyjádřené procentuálním zastoupením jednotlivých tříd krajinného pokryvu dle dat CORINE Land Cover 2006 (EEA 2009) v rámci polí sítě 500 × 500 m.
- Vzdálenost od lesních porostů – vyjádřená euklidovskou vzdáleností polí pravidelné sítě od nejbližšího lesního celku odvozeného z dat CORINE Land Cover 2006.

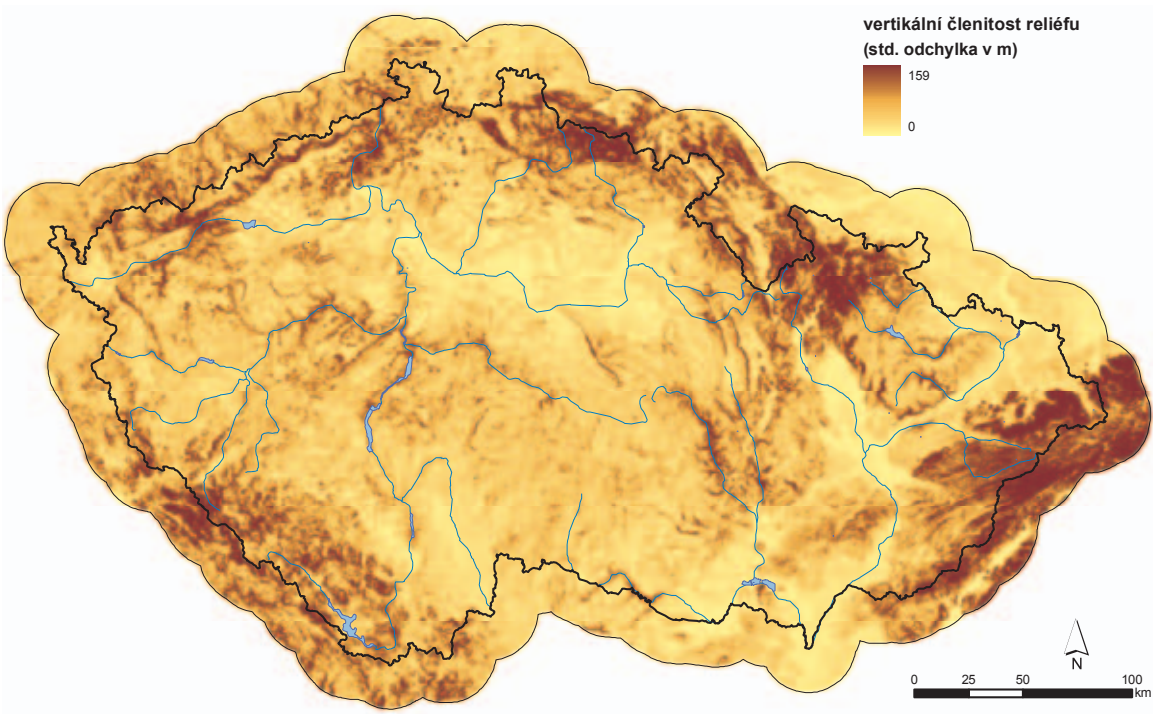
Faktory antropogenního rušení

- Vzdálenost od sídel – vyjádřené euklidovskou vzdáleností jednotlivých polí 500 × 500 m od nejbližšího sídla (dle dat CORINE Land Cover 2006).
- Hustota komunikací – vyjádřena jako kernelovská hustota silnic a dálnic vážená intenzitou jejich zátěže.

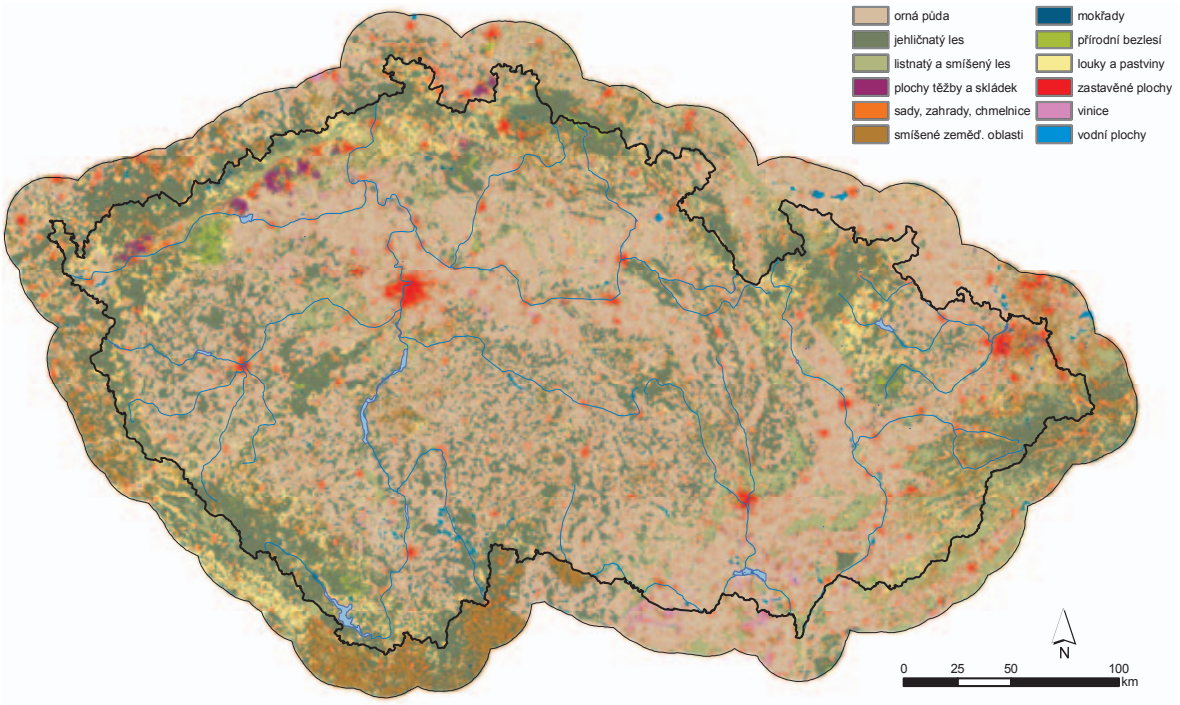
Uvedené datové sety charakterizují základní podmínky prostředí, a to jak faktory podporující výskyt, tak i proměnné zapříčiňující nízkou populační hustotu či absenci zájmových druhů. Veškerá data byla převedena do jednotného formátu ESRI grid o velikosti pixelu 500 × 500 m, a následně převedena do formátu IDRISI RST, se kterým pracují oba použité nástroje. Uvedené proměnné jsou znázorněny na obr. 4-2 až 4-7.



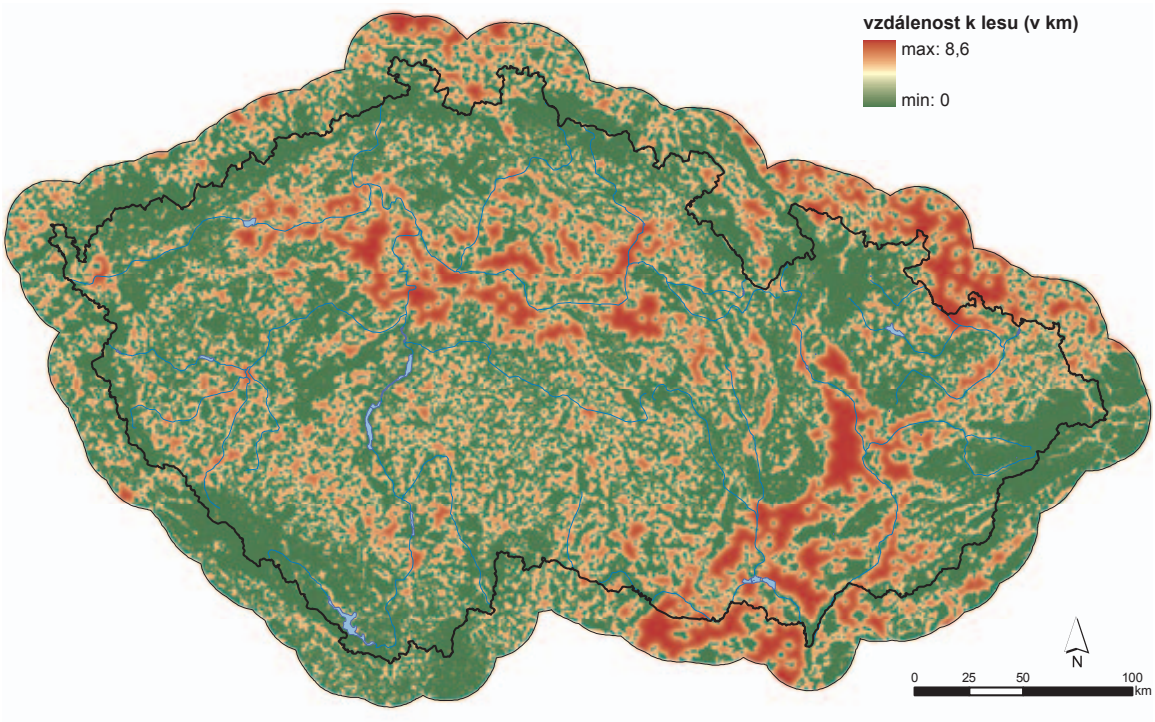
Obr. 4-2 *Nadmořská výška (zdroj: DEM SRTM 100 x 100 m, 2009)*



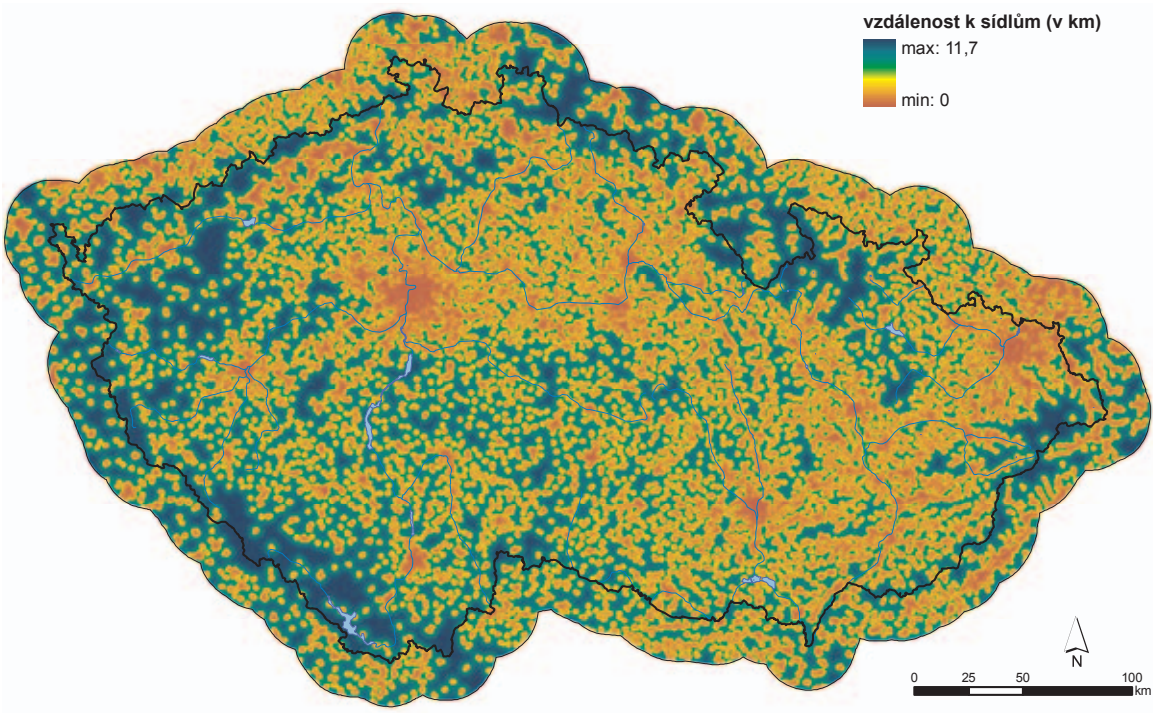
Obr. 4-3 *Členitost reliéfu (zdroj: DEM SRTM 100 x 100 m, 2009)*



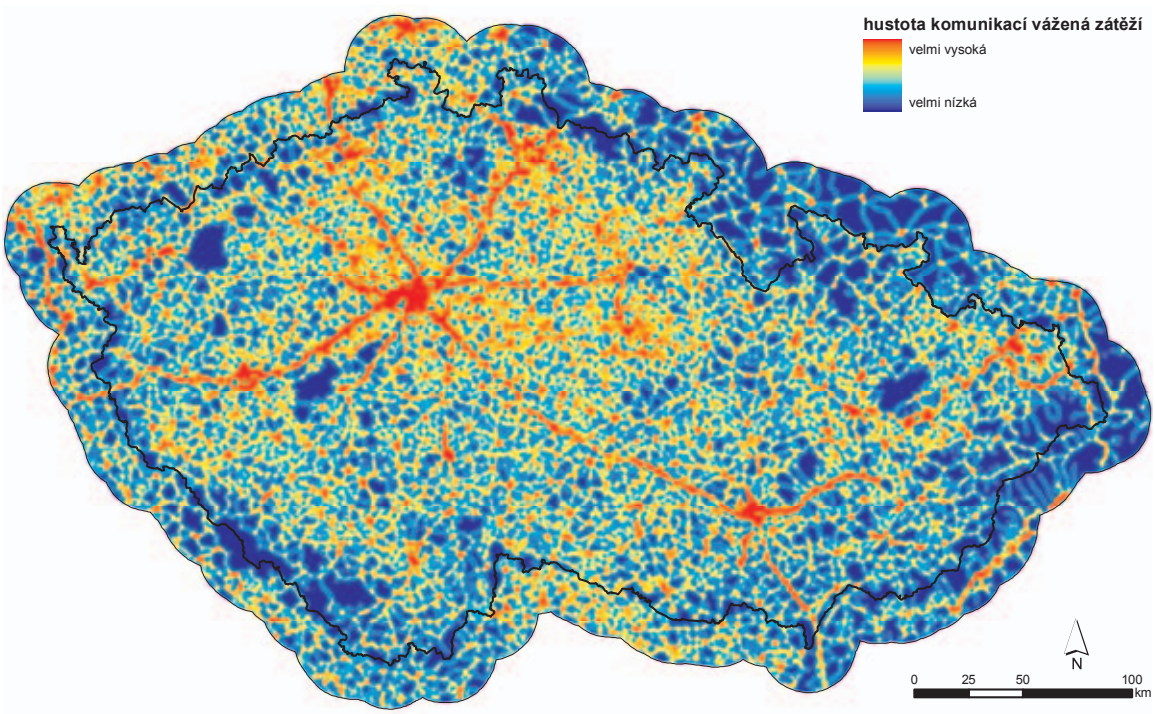
Obr. 4-4 *Krajinný pokryv – generalizované kategorie (zdroj: CORINE Land Cover 2006, EEA 2009)*



Obr. 4-5 *Vzdálenost k nejbližšímu lesnímu porostu (zdroj: CORINE Land Cover 2006, EEA 2009)*



Obr. 4-6 *Vzdálenost k nejbližšímu sídlu (zdroj: CORINE Land Cover 2006, EEA 2009)*



Obr. 4-7 *Hustota komunikací vážená intenzitou jejich zátěže (zdroj: OpenStreetMap ©, geofabrik.de)*

4.2.3. Zpracování vlastního habitatového modelu

Podle charakteru nálezových dat a způsobu jejich pořízení je nutné zvolit skupinu modelů, které se liší způsobem jejich zpracování. Databáze AOPK zahrnuje pouze klasická nálezová data, proto byly zvoleny modely, které pracují s tzv. only-presence daty. Z modelů pracujících pouze s prezenčními daty byly vybrány následující:

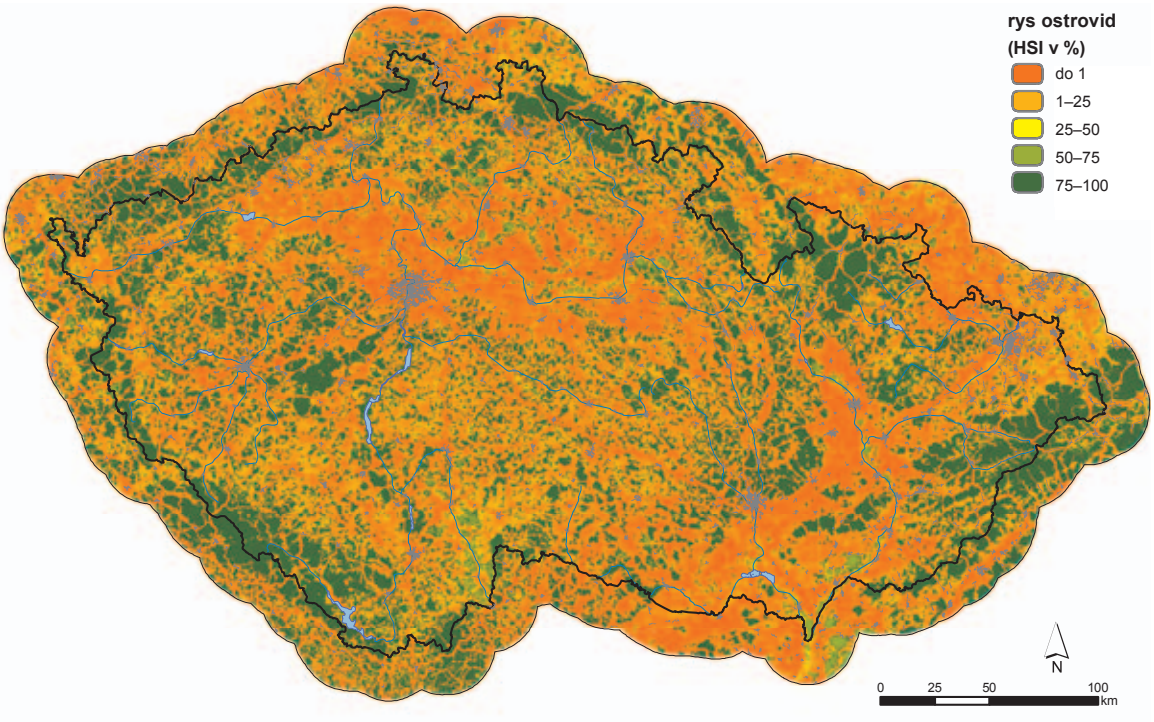
- Model ENFA (Environmental Niche Factor Analysis), se kterým pracuje samostatně stojící program BIOMAPPER (Hirzel et al. 2002).
- Model založený na výpočtu tzv. Mahalanobisovy vzdálenosti, tj. geometrické vzdálenosti od ideální hodnoty dané proměnné (Eastmann 2006). S tímto algoritmem pracuje nástroj Habitat Modelling extenze Land Change Modeler for Arc GIS vyvinutý v Clark Labs v USA (Eastman 2006).

Pro účely vytvoření habitatových modelů pro zájmové druhy šelem bylo využito obou nástrojů, výsledky byly vzájemně porovnány, pro další zpracování pak byly použity pouze výstupy z modelu dle Mahalanobisovy vzdálenosti. Navazující analýzy prostorových nároků nad modely byly provedeny pomocí nástroje Corridor Designer (Majka et al. 2007).

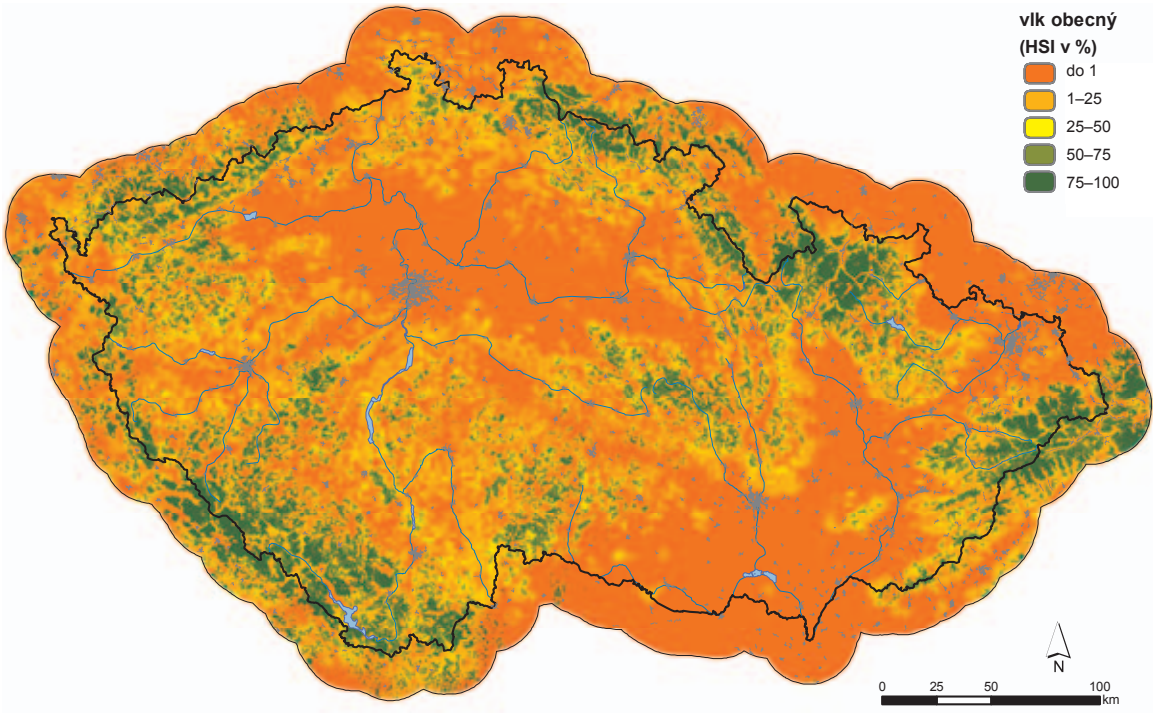
4.3. VÝSLEDKY HABITATOVÉHO MODELU A JEJICH APLIKACE

Výstupem modelů je rastr charakterizující vhodnost prostředí splňujících nároky zkoumaného druhu ve škále od 0 do 100 % (viz obr. 4-8 až 4-10) a dále tabelární výsledky vysvětlující příspěvek jednotlivých environmentálních proměnných na prostorovou distribuci škály biotopů.

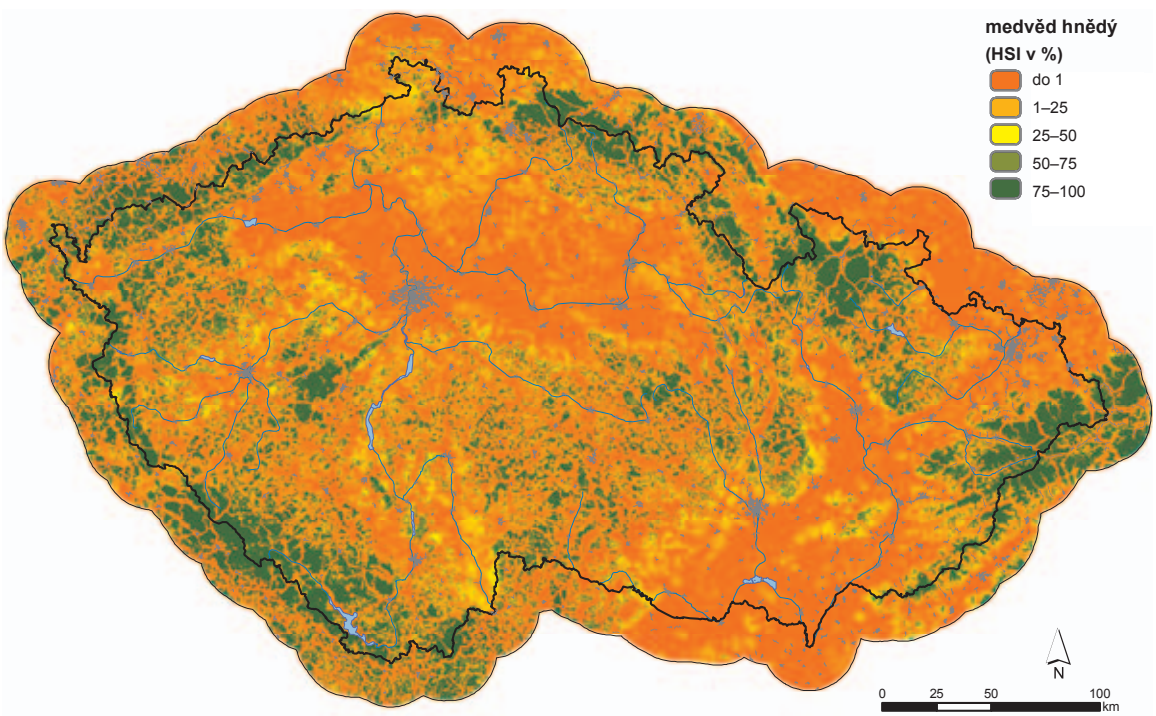
Z výstupů modelu jsou patrné jasné vztahy výše uvedených faktorů prostředí na geografické rozložení habitatů vhodných pro výskyt velkých šelem. Nejrozsáhlejší územní celky s podmínkami vhodnými pro trvalý výskyt zájmových druhů se logicky nacházejí v našich lesnatých pohořích. Vedle Šumavy, Moravskoslezských Beskyd a Javorníků, kde se tyto šelmy vyskytují, byl zjištěn



Obr. 4-8 *Výstup habitatového modelu rysa ostrovida*



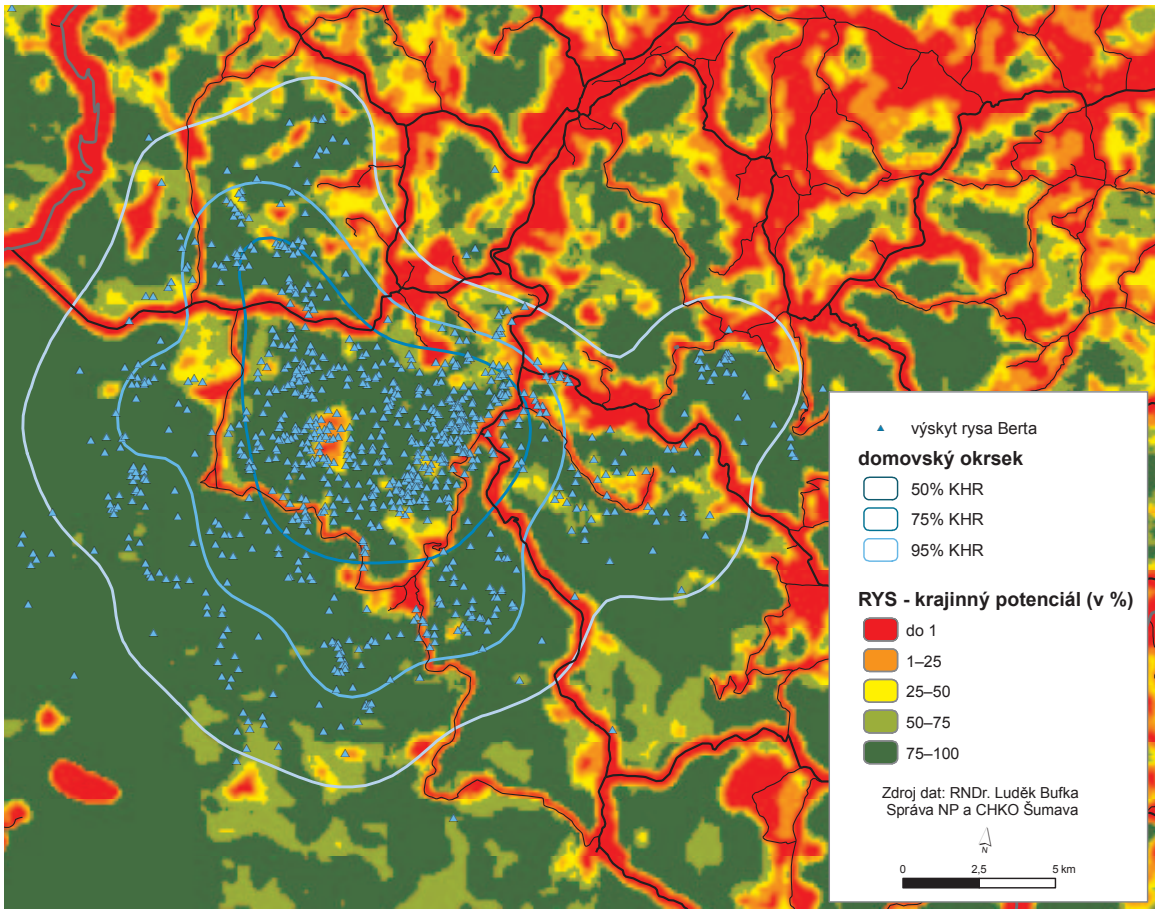
Obr. 4-9 *Výstup habitatového modelu vlka obecného*



Obr. 4-10 *Výstup habitatového modelu medvěda hnědého*

vysoký potenciál jejich možného rozšíření v širší oblasti Hrubého Jeseníku, Kralického Sněžníku a Rychlebských hor, dále v Krkonoších a navazujících lesních celcích Jizerských hor po obou stranách státní hranice. Významné zastoupení vhodných biotopů bylo zaznamenáno rovněž v Novohradských horách a navazujícím rakouském Waldviertelu, dále po obou stranách hranice v Českém lese a Krušných horách. Ve vnitrozemských oblastech se vyskytují méně rozsáhlé oblasti schopné hostit pouze menší počet jedinců, jedná se zejména o zachovalá území vojenských výcvikových prostorů, tedy Brdy, Boletice, Hradiště, Doupovské hory, Libavou a VVP Březinu. Mezi další oblasti s relativně vysokým zastoupením vhodných habitatů a nízkou mírou jejich fragmentace patří některé z vrchovinných CHKO, např. Slavkovský les či Žďárské vrchy, případně dosud legislativně nechráněné oblasti jako Novobystřicko. Ostrůvkovitě se vhodné habitaty pro výskyt všech druhů šelem vyskytují v řadě lesnatých celků, ve středních a vyšších nadmořských výškách více vzdálených od měst a komunikací.

Každý model je vhodné verifikovat nezávislým souborem nálezových dat, která však v případě databáze AOPK nejsou u výskytu medvěda a vlka k dispozici. V případě rysa se nabízí možnost verifikace a odvození dalších prostorových parametrů na základě porovnání s telemetrickými daty, pořízenými pracovníky Správy NP a CHKO Šumava. Proto bylo k dalším analýzám směřujícím k vymezení konkrétních území s potenciálním výskytem zájmových druhů využito pouze výsledků z habitatového modelu rysa. Vý-

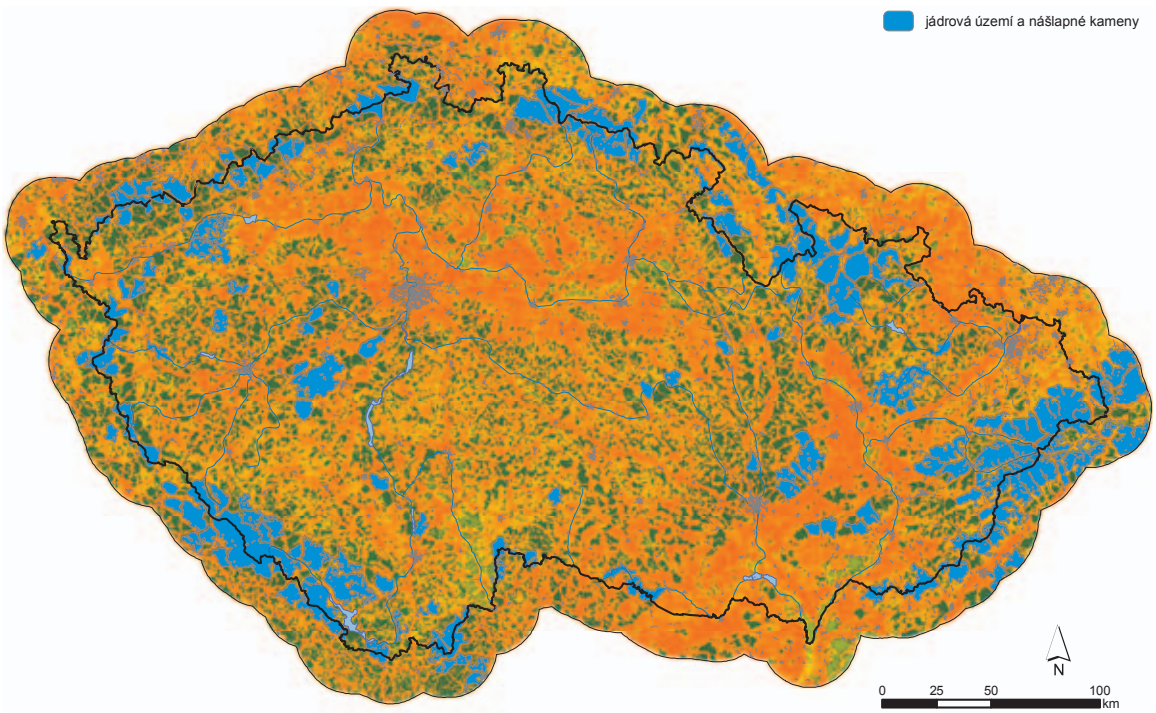


Obr. 4-11 *Ukázka zastoupení kategorií vhodnosti habitatu v rámci domovského okrsku dospělého samce rysa (zdroj: databáze Správy NP a CHKO Šumava; vlastní výpočty)*

stup modelu byl porovnáván s detailními poznatky o pohybu telemetricky sledovaných jedinců. Z analýzy vyplynulo, že i v rámci domovských okrsků rezidentních samců rysa jsou zastoupeny nevhodné typy prostředí poměrně vysokou měrou, zároveň však vhodné prostředí vytváří relativně spojitou matrix. Na příkladu adultního samce rysa Berta, který obsadil v rámci širšího území Šumavy velmi výhodné teritorium, bylo zjištěno, že v rámci jeho domovského okrsku, vyjádřeného metodou 95 % Kernel Home Range, byl nejvhodnější habitat (Habitat Suitability Index – HSI vyšší než 75 %) zastoupen pouze na 69 % celkové rozlohy. Naproti tomu téměř 18 % rozlohy pokrývá habitat nevhodný, resp. velmi nevhodný (HSI 0–25 %) (viz obr. 4-11).

Pro domovské okrsky vybraných residentních adultních i dispergujících juvenilních samců, telemetricky sledovaných v NP a CHKO Šumava a jejím okolí, byly spočteny základní ukazatele zastoupení jednotlivých tříd vhodnosti biotopů a základní ukazatele jejich konektivity a fragmentace. Zjištěné údaje pak byly využity pro nastavení prostorových parametrů při vymezení konkrétních lokalit splňujících nároky rysa na trvalý nebo alespoň přechodný výskyt.

Takto definované lokality – pracovně nazývané jádrová území a nášlapné kameny – slouží jako podklad k vytvoření spojité sítě potenciálních koridorů. Jejich vymezení v rámci projektu proběhlo na základě expertních posudků, souběžně však byly potenciální koridory modelovány metodou cesty nejnižších nákladů.



Obr. 4-12 *Vymezení jádrových území, území s možným přechodným výskytem a nášlapné kameny (zdroj: databáze Správy NP a CHKO Šumava; vlastní výpočty)*

4.4. DISKUSE A ZÁVĚR

Cílem představené části projektu bylo analyzovat krajinný potenciál pro výskyt zájmových druhů na území celé České republiky včetně navazujícího prostoru za hranicemi. K tomu bylo využito opakovatelných kvantitativních metod založených na práci s objektivními prostorovými daty. Praktickým výstupem jsou definovaná jádrová území a nášlapné kameny, které slouží jako podklad k vymezení vlastních migračních koridorů.

Výsledky habitatových modelů jsou ovlivněny charakterem vstupních dat, zejména množstvím a přesností dat o výskytu zájmových druhů, ale také absencí některých relevantních dat o charakteru prostředí. Z důvodu nízkého počtu nálezových záznamů u vlka a medvěda a absence nezávislého vzorku dat pro verifikaci modelu bylo pro návazné prostorové analýzy využito pouze výstupu habitatového modelu rysa. Rys ostrovid se jeví jako ideální modelový druh, neboť o jeho výskytu, prostorových nárocích a disperzi je k dispozici množství dat a informací. Díky telemetricky sledovaným jedincům je možné porovnat vedení modelovaných koridorů s reálným výskytem migrujících jedinců. Zároveň však bylo prokázáno, že se jedinci rysa v rámci svého domovského okrsku pohybují i v území s velmi nevhodným habitatem.

Modelování krajinného potenciálu a následné vymezení koridorů je založeno na předpokladu, že zkoumaný druh výrazně nemění své chování v průběhu dálkového přesunu a že bude prostředí využívat stejným způsobem jako v území svého předchozího výskytu. Tento předpoklad však byl již několika studiemi kritizován (např. Horskins et al. 2006), ovšem k navržení jiného metodického konceptu založeného na matematicko-statistické analýze zatím stále nedošlo. Zřejmě nejpřesnější cestu definování prostorových nároků a určení skutečných migračních bariér představují genetické analýzy na krajinné úrovni (tzv. landscape genetics). Další možností jsou pak modely založené na formalizovaném expertním hodnocení na bázi multikriteriální analýzy. Tento typ modelu je představen v následující kapitole. V současné době však habitatové modely zůstávají ve světě nejpoužívanějším nástrojem k vymezování ekologických sítí určených pro ochranu biodiverzity.

Realizace výsledků projektu se odvíjí ve dvou prolínajících se rovinách. Na teoretické a metodologické úrovni vznikají primární výstupy aplikovaného výzkumu, mezi něž patří i představený model habitatových preferencí. Tyto výstupy je však nutné transformovat v praktické a technické rovině do současné plánovací praxe, neboť pouze tak může dojít k omezení negativních vlivů krajinných změn na populace velkých savců. K tomu mají přispět hlavní výstupy projektu, a to úprava migračně významných území a návrh dálkových migračních koridorů, prezentované v kapitolách 6. a 7.

LITERATURA

Bassille M., Calenge C., Marboutin E., Andersen R. a Gaillard J.M., 2008: Assessing habitat selection using multivariate statistics: Some refinements of the ecological-niche factor analysis. Ecological Modelling 211: 233–240.

Beier P., Majka D. R. a Spencer W. D., 2008: Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. Conservation Biology, Volume 22, No. 4, 836–851.

Braunisch V. a Suchant R., 2007: A model for evaluating the ‚habitat potential' of a landscape for capercaillie Tetrao urogallus: a tool for conservation planning. – Wildlife Biology 13 (Suppl. 1): 21–33.

Braunisch V., Bollmann K., Graf R. F. a Hirzel A. H., 2008: Living on the edge – Modelling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche. Ecological Modelling 214, 153–167.

Eastman J. R., 2006: Idrisi 15.0 The Andes Edition, Help System. Worcester MA, Clark University – Clark Labs.

Ellis A. M., Vaclavik T. a Meentemeyer R. K., 2010: When is connectivity important? A case study of the spatial pattern of sudden oak death. Oikos 119(3): 485–493.

Hernandez P. A., Franke, I., Herzog, S. K., Pacheco, V., Paniagua, L., Quintana, H. L., Soto, A., Swenson, J. J., Tovar, C., Valqui, T. H., Vargas, J., a Young, B. E., 2008: Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. Biodiversity Conservation, 17: 1353–1366.

Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D. a Perrin N., 2002: Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? Ecology, 83, 2027–2036.

Hirzel A. H., Calenge C., Marboutin E., Andersen R. a Gaillard J.M., 2006: Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. Ecological Modelling 199: 142–152.

Hirzel A. H., Posse B., Oggier P-A., Crettenand Y., Glenz C. a Arlettaz R., 2004: Ecological requirements of a reintroduced species, with implications for release policy: the Bearded vulture recolonizing the Alps. Journal of Applied Ecology 41: 1103–1116.

Horskins K., Mather P. B. a Wilson J. C., 2006: Corridors and connectivity: when use and function do not equate. Landscape Ecology 21: 641–655.

Majka D., Jenness J. a Beier P., 2007: CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. Dostupné na http://corridordesign.org.

Mertzanis G., Kallimanisb A.S., Kanellopoulosc N., Sgardelis S., Tragos A. a Aravidis I., 2008: Brown bear (Ursus arctos L.) habitat use patterns in two regions of northern Pindos, Greece – management implications. Journal of Natural History 42, 301–315.

Rottenbery J. T., Preston K.L., a Knick S.T., 2006: GIS-based niche modeling for mapping species' habitat. Ecology, 87(6): 1458–1464.

Strubbe D. a Matthysen E., 2008: Predicting the potential distribution of invasive ring-necked parakeets Psittacula krameri in northern Belgium using an ecological niche modelling approach. Biological Invasions, 11: 497–513.

Václavík T. a Meentemeyer R. K., 2009: Invasive species distribution modeling (iSDM): Are absence data and dispersal constraints needed to predict actual distributions? Ecological Modelling 220: 3248–3258.

Zimmermann F. a Breitenmoser U., 2002: A distribution model for the Eurasian lynx (Lynx lynx) in the Jura Mountains, Switzerland. In: Scott J. M., Heglund P. J., Samson F., Haufler J., Morrison M., Raphael M. a Wal B. (eds.): Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Island Press, Covelo, USA.

5.

Model krajinného potenciálu pro výskyt a migraci zájmových druhů velkých savců

Petr Anděl, Leoš Petržílka, Ivana Gorčicová, Jaroslav Červený a Pavel Šustr

5.1. Úvod
5.2. Metodika zpracování modelu
5.3. Výsledky modelu
5.4. Diskuse
5.5. Dílčí závěr k modelům krajinného potenciálu

5.1. ÚVOD

Matematické modelování krajinného potenciálu je vhodným pomocným nástrojem při řešení problematiky konektivity krajiny a návrhu ochranných opatření. Umožňuje pomocí zvolených modelů kategorizovat zájmové území z hlediska podmínek pro výskyt nebo migraci zájmových druhů živočichů. V předchozí kapitole byl uveden model založený na statistické analýze podmínek prostředí v místech výskytu. V této kapitole bude prezentován model, jehož základem je expertní hodnocení podmínek pro výskyt a migraci druhů pomocí formalizované multikriteriální analýzy.

Matematické modely představují vždy pouze určité přiblížení reálným podmínkám nebo jednu z možností pro predikci situace při definování určitých vstupních předpokladů. Vychází z řady zjednodušujících hypotéz, proto je k nim třeba přistupovat kriticky a vždy zvažovat jejich silné a slabé stránky. Při korektní interpretaci jsou velmi cenným podkladem pro praktickou ochranu přírody.

5.2. METODIKA ZPRACOVÁNÍ MODELU

Základní strategie modelu vycházela ze závěrů literární rešerše o biologii a ekologii zájmových druhů (kap. 2). Z té vyplývá, že při hodnocení je třeba rozlišovat:

- Chování jednotlivých zájmových druhů – základní rozdíl

je zvláště mezi šelmami (rys, vlk, medvěd) a kopytníky (los, jelen). Z praktických důvodů byli pro modelování vybráni rys a los jako zástupci obou skupin. Jedná se o druhy, s nimiž se nejčastěji setkáváme při dálkových migracích a vůči kterým by měla být zaměřena i ochranná opatření na konektivitu krajiny.

- Chování jedinců v místech stálého výskytu a při migracích – závěry našich i zahraničních studií podpořené telemetrickými daty o pohybu modelových jedinců jednoznačně ukazují, že chování jedinců v místech domovských okrsků a obecně stálého výskytu se výrazně liší od chování při pohybu ve volné krajině a při dálkových migracích. S tím úzce souvisí i preference biotopů a citlivost k antropogenním bariérám. Obě tyto kategorie (stálý výskyt a migrace) nelze slučovat.

Na základě předchozího rozdělení vyplývá, že je třeba prostřednictvím modelu popsat chování druhů celkově ve čtyřech situacích, pracovně označených jako: rys – výskyt, rys – migrace, los – výskyt, los – migrace. Výstupem modelování jsou tedy 4 samostatné modely, zpracované jedním metodickým postupem na základě různých výchozích dat.

Principem modelu je metoda multikriteriálního hodnocení, která je modifikací metodiky totálního ukazatele kvality prostředí (Říha 1995). Výskyt každého druhu organismu v konkrétní lokalitě má pravděpodobnostní charakter, který může být vyjádřen jako potenciál daného místa pro výskyt druhu (označovaný jako krajinný potenciál). Metodika hodnocení má základní části:

- výběr relevantních ukazatelů pro charakteristiku vhodného biotopu,
- stanovení stupně přijatelnosti pro jednotlivé kategorie parametrů habitatu a bariér,
- stanovení algoritmu výpočtu a modelování výsledného potenciálu území.

V následující části budou stručně popsány jednotlivé kroky, podrobnosti metodiky viz Anděl (2003).

5.2.1. Výběr relevantních ukazatelů pro charakteristiku biotopu

Ukazatele byly vybrány na základě výsledků literární rešerše, byly rozděleny do dvou skupin a každá skupina byla charakterizována čtyřmi parametry:

- Habitatové parametry – charakterizují přírodní poměry daných lokalit. Jedná se o typ biotopů, nadmořskou výšku, členitost terénu a rozlohu souvislých teritorií.
- Antropogenní rušení – vzhledem k cílům úkolu, který se zabývá konektivitou krajiny a faktory, které ji ovlivňují, byly potenciální migrační bariéry hodnoceny samostatně v jednom bloku.

Jak bude uvedeno dále, umožňuje toto členění samostatné posuzování přírodních a antropogenních faktorů.

Jednotlivé parametry byly reprezentovány různým počtem kategorií, které byly základní jednotkou pro vymezení v krajině a pro expertní hodnocení.

Přehled parametrů, jejich kategorií a datové zdroje jsou uvedeny v tab. 5-1.

5.2.2. Stanovení stupně přijatelnosti pro jednotlivé kategorie parametrů habitatu a bariér

Stupeň přijatelnosti jednotlivých kategorií jak habitatových, tak bariérových parametrů byl hodnocen nezávislým hodnocením týmu 10 expertů, zabývajících se profesně problematikou velkých savců, jejich migrace a vlivu fragmentace krajiny. Každý expert zhodnotil přijatelnost dané kategorie samostatně pro čtyři hodnocené situace (rys – výskyt, rys – migrace, los – výskyt, los – migrace) přiřazením libovolné hodnoty v uzavřeném intervalu [0; 1], kde krajní hodnoty reprezentují: 1,0 – teoreticky ideální stav, kategorie je zcela přijatelná; 0,0 – kategorie je zcela nepřijatelná.

Hodnoty použité do modelu byly stanoveny jako aritmetický průměr hodnot souboru po vyloučení jedné maximální a jedné minimální hodnoty.

Tab. 5-1 *Parametry a jejich kategorie*

č.	parametr	kategorie a datové zdroje
habitatové parametry		
1	biotopy	Bylo vymezeno 7 kategorií: (i) les jehličnatý, (ii) les smíšený, (iii) les listnatý, (iv) louky a pastviny, (v) rašeliniště, mokřady a vodní plochy, (vi) pole, (vii) sídla a antropogenní plochy. Zdroj dat: CORINE Land Cover 2006 (EEA 2009).
2	nadmořská výška	Byly vymezeny 4 kategorie: (i) nížina do 300 m n. m., (ii) pahorkatina 300–500 m n. m., (iii) vrchovina 500–800 m n. m., (iv) hornatina nad 800 m n. m. Zdroj dat: ARC ČR 500 (ČÚZK 2005).
3	členitost terénu	Bylo vymezeno pět kategorií členitosti terénu na základě hustoty vrstevnic v pravidelné hexagonální síti (20 km^2). Zdroj dat: ARC ČR 500 (ČÚZK 2005).
4	rozloha souvislých teritorií	Podle souvislé rozlohy lesa a přilehlých přírodě blízkých biotopů bylo vymezeno 5 kategorií: (i) nad 100 km^2, (ii) 30–100 km^2, (iii) 10–30 km^2, (iv) 1–10 km^2, (v) méně než 1 km^2. Zdroj dat: CORINE Land Cover 2006 (EEA 2009).
parametry antropogenního rušení		
5	doprava	Dopravní komunikace byly rozděleny do čtyř kategorií: (i) dálnice, rychlostní silnice a vysokorychlostní železnice, (ii) silnice I. třídy a tranzitní páteřní síť železnic, (iii) silnice II. třídy a tranzitní doplňková síť železnic, (iv) silnice III. třídy a ostatní železnice. U každé komunikace bylo hodnoceno vlastní těleso a vnitřní i vnější buffer o šířkách vážených dle kategorie provozu. Zdroj dat: Databáze silnic (ŘSD 2005), Databáze železnic (Ministerstvo dopravy).
6	sídla	Sídla byla rozdělena do čtyř kategorií podle rozlohy: (i) nad 20 km^2 , (ii) 5–20 km^2, (iii) do 5 km^2, (iv) rozptýlená zástavba. Kolem sídel (kromě rozptýlené zástavby) byl vymezen vnitřní a vnější buffer ve vazbě na velikost sídla. Zdroj dat: CORINE Land Cover 2006 (EEA 2009), Databáze sídel ARC ČR 500 (ČÚZK 2005).
7	bezlesí	Území definovaná jako buffer podle vzdálenosti od hranice lesa ve čtyřech kategoriích: (i) do 200 m, (ii) 200–500 m, (iii) 500–2000 m, (iv) nad 2000 m. Zdroj dat: CORINE Land Cover 2006 (EEA 2009).
8	ploty	Území charakteristická skutečným nebo potenciálním oplocením rozdělená na (i) sady a vinice, (ii) pastviny. Zdroj dat: CORINE Land Cover 2006 (EEA 2009).

5.2.3. Stanovení algoritmu výpočtu a modelování výsledného potenciálu

Zpracování vlastního modelu bylo prováděno standardními operacemi v prostředí GIS. Cílem výpočtu bylo stanovit celkovou přijatelnost daného území pro stálý výskyt nebo migraci druhů. Výpočet byl prováděn zvlášť pro každý polygon, který vznikl prokladem samostatných vrstev jednotlivých parametrů, a to ve dvou krocích. Nejdříve samostatně pro habitatové preference a pro antropogenní bariéry, následně pak byla zpracována výsledná syntéza. Pro výpočet habitatových preferencí byl jako algoritmus použit geometrický průměr hodnocených parametrů, pro hodnocení bariér minimální hodnota přijatelnosti z hodnocených parametrů. Při výsledné syntéze obou hledisek byly preferovány vždy minimální hodnoty přijatelnosti, tedy horší stav z obou ukazatelů. Tento postup byl zvolen proto, aby byly důsledně podchyceny všechny limitující faktory, které výskyt nebo migraci znemožňují.

5.3. VÝSLEDKY MODELU

Výsledky modelů jsou uvedeny na následujících obrázcích: rys – výskyt (obr. 5-1), rys – migrace (obr. 5-2), los – výskyt (obr. 5-3), los – migrace (obr. 5-4). Graficky jsou mapy zpracovány jednotně v barevné škále 5 stupňů po 20 % přijatelnosti od barvy červené, která reprezentuje území nepřijatelné, přes oranžovou, žlutou, světle zelenou až k barvě tmavě zelené, která vymezuje území „optimální“, tj. velmi vhodná pro výskyt nebo migraci druhu.

Přehled rozlohy území, které spadá do jednotlivých kategorií, je uvedeno v tab. 5-2.

Výsledné mapy kategorizují území ČR z hlediska přijatelnosti podmínek pro výskyt a migraci rysa ostrovida a losa evropského a jsou použitelným podkladem pro přípravu migračně významných území a dálkových migračních koridorů.

Výsledky rovněž dokládají určité obecné tendence, které je třeba při ochraně konektivity krajiny zohledňovat. Dále se budeme věnovat některým z nich.

Rozdíly mezi rysem ostrovidem a losem evropským

Modely jasně odrážejí rozdílné chování rysa ostrovida a losa evropského. Rys má vyšší specifické nároky na biotopy, především pro trvalý výskyt, ale i pro fázi migrace. Zřetelná je vazba na rozsáhlé lesní hornaté komplexy. Oblasti nížin s převahou polí jsou pro výskyt nevhodné. Na mapách jsou patrné značné rozlohy červené i oranžové barvy, které nevhodné oblasti reprezentují.

Nároky losa nejsou podle modelu tak vyhraněné, můžeme předpokládat jeho přechodný výskyt i v místech s méně vhodnými podmínkami. To odpovídá i historickým zkušenostem, kdy se populace losa přechodně vyskytovala v relativně malém území na Nymbursku a na Táborsku. Ještě zřetelněji se nižší nároky projevují ve fázi migrace. Je známo, že se los pohybuje i po polích, v otevřeném terénu i v blízkosti obcí. Na výstupech modelu to je patrné na první pohled vyšším podílem zelené barvy, která reprezentuje přijatelné území.

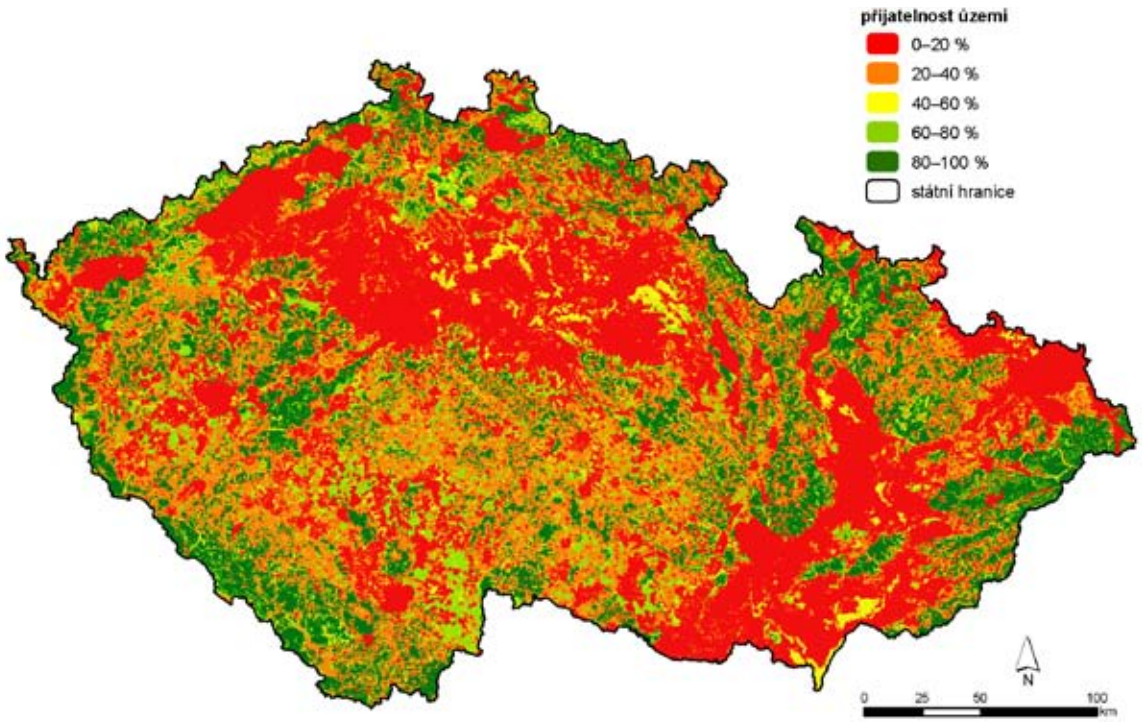
Konkrétní údaje o zastoupení jednotlivých tříd jsou v tab. 5-2 a na obr. 5-5, kde je uvedeno srovnání jednotlivých tříd. Graf určuje pro každou třídu krajinného potenciálu, jaký podíl rozlohy ČR má potenciál nižší nebo rovný dané třídě. (Dopočtem do 100 % lze stanovit podíl území s vyšším potenciálem.)

Celkově modely odrážejí dvě tendence. Zjednodušeně je lze formulovat tak, že specifické nároky na biotop a další podmínky jsou:

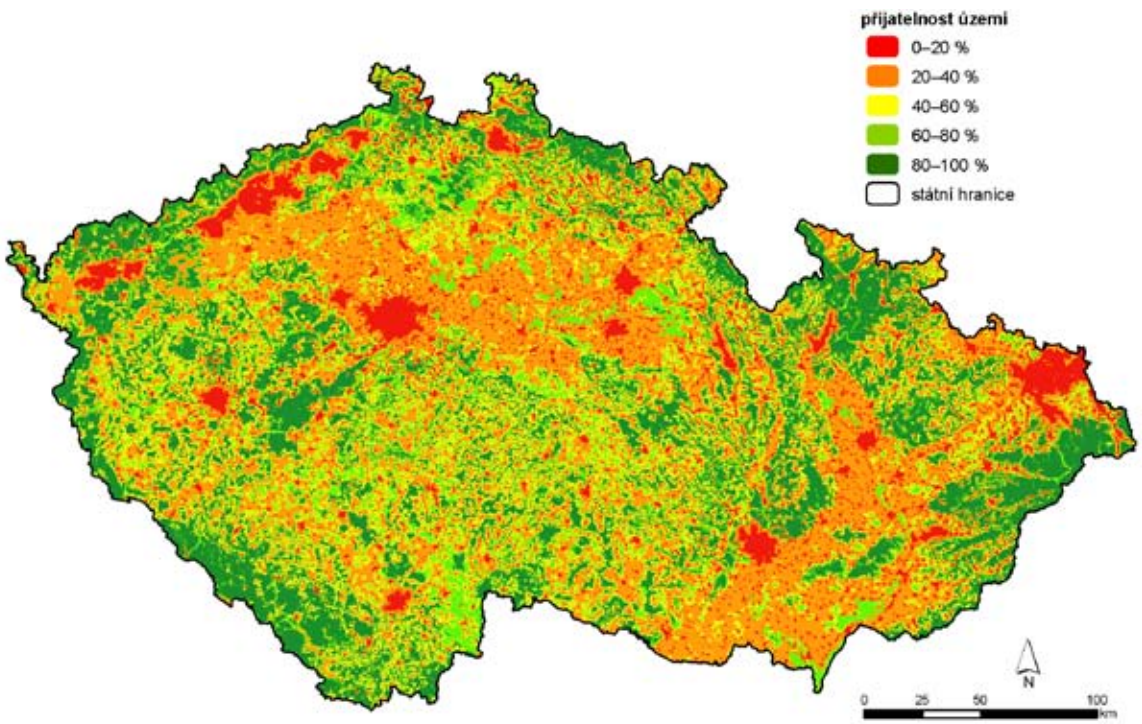
- vyšší u rysa než u losa,
- vyšší pro oblasti trvalého výskytu než pro migraci.

Tab. 5-2 *Rozloha území jednotlivých tříd přijatelnosti (% rozlohy ČR)*

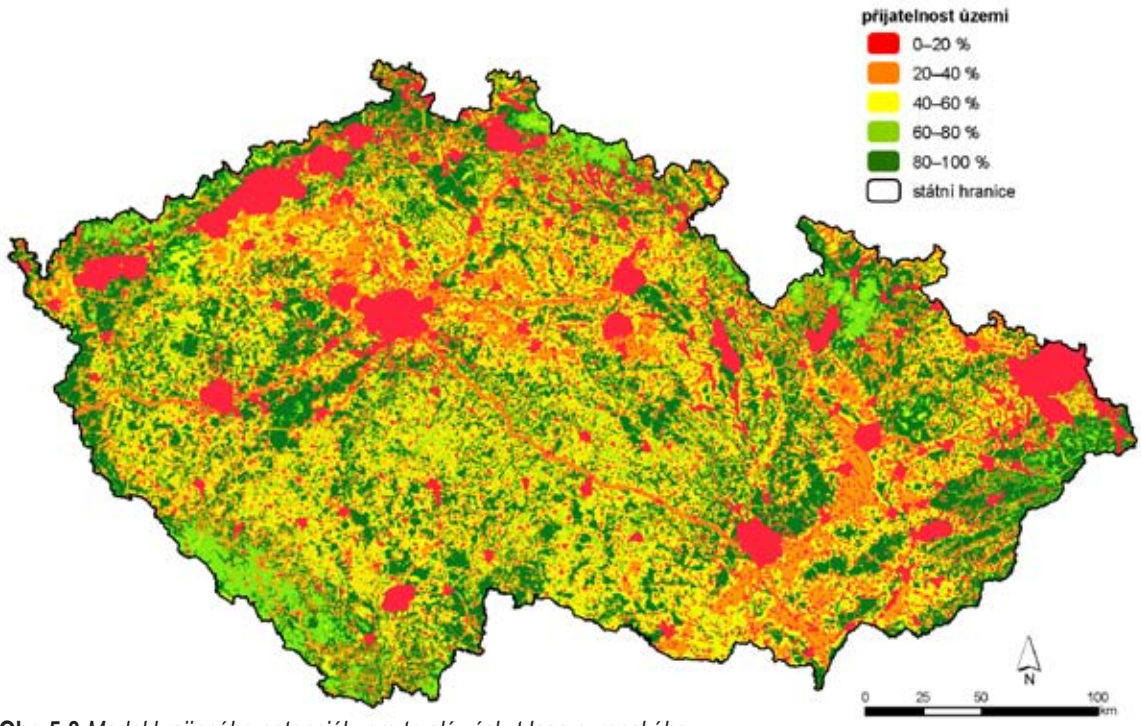
přijatelnost území		rys		los	
třídy	(%)	výskyt	migrace	výskyt	migrace
„nepřijatelné“	0–20	38,1	10,4	17,4	10,4
nízká	21–40	27,5	29,4	20,0	3,7
střední	41–60	6,5	24,4	28,8	13,1
vysoká	61–80	8,3	10,5	7,4	38,4
„optimální“	81–100	19,4	25,2	26,2	34,2



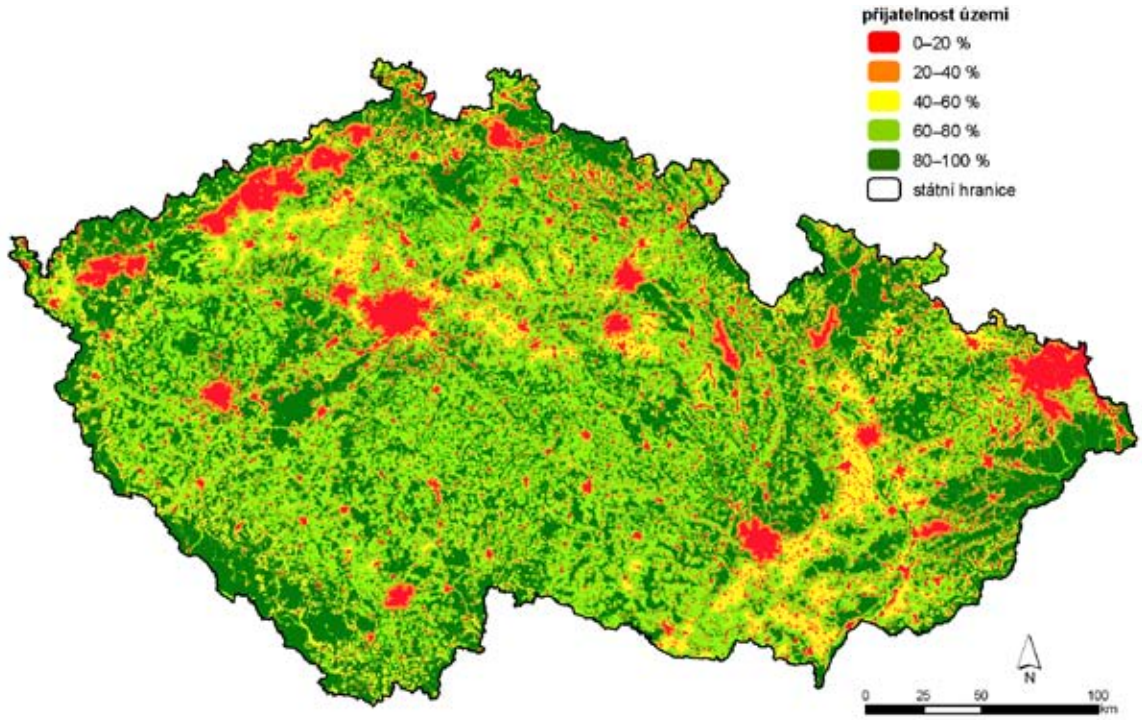
Obr. 5-1 *Model krajinného potenciálu pro trvalý výskyt rysa ostrovida*



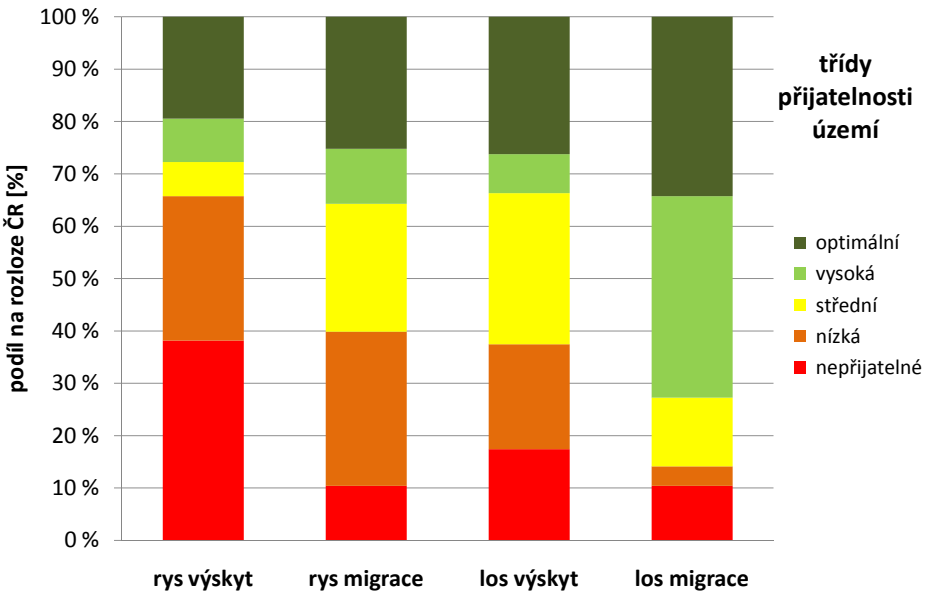
Obr. 5-2 *Model krajinného potenciálu pro migraci rysa ostrovida*



Obr. 5-3 *Model krajinného potenciálu pro trvalý výskyt losa evropského*



Obr. 5-4 *Model krajinného potenciálu pro migraci losa evropského*



Obr. 5-5 *Graf rozloh území jednotlivých tříd přijatelnosti (% rozlohy ČR)*

Význam bariér pro hodnocení migrace

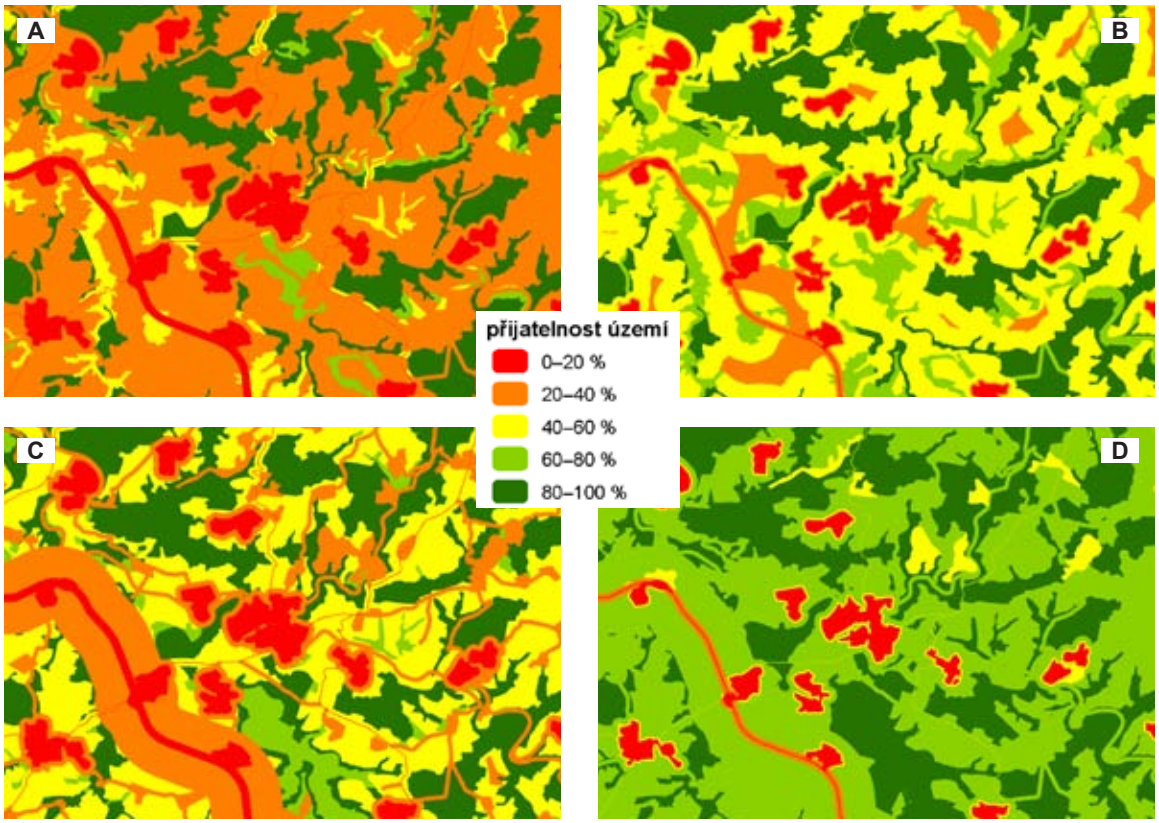
Mapy modelů prezentované v tomto měřítku ukazují pouze na hlavní tendence a kategorizaci území ČR. Vymezují sice oblasti, ve kterých se kumulují bariéry a nevhodné biotopy, nemohou však postihnout řadu konkrétních maloplošných bariér, které mohou mít pro propustnost území zásadní význam. Např. dálnice s protihlukovými stěnami má jako bariéra šířku jen cca 40 m, ale zcela znemožní překonání tohoto prostoru.

Při zobrazení modelu ve větším měřítku je možné daný typ bariéry alespoň částečně identifikovat, nelze ale určit její konkrétní propustnost. Na obr. 5-6 je uvedeno zobrazení modelu v lokálním měřítku, ze kterého je teprve patrná linie dálnice jako bariéry i buffer kolem ní. Konkrétní propustnost dálnice, zda zde existují migrační objekty, nebo naopak technické překážky (zdi, ploty), nemůže však být modelem řešena.

Z výše uvedeného vyplývá základní závěr, že modely krajinného potenciálu mohou být použity jako vhodný podklad pro hodnocení krajiny z hlediska možností trvalého výskytu nebo migrace, ale v žádném případě ne jako automatický nástroj pro vymezování koridorů. Podrobný terénní průzkum a individuální posouzení bariér jsou nezastupitelné.

Význam souvislých teritorií pro trvalý výskyt rysa ostrovida

Klíčovým parametrem při hodnocení potenciálu území pro trvalý výskyt rysa je přítomnost souvislého rozsáhlého území s vhodnými biotopy. Proto byl tento požadavek zahrnut jako čtvrtý z habitatových parametrů (kap. 5.2). Území identifikovaná v rámci této analýzy se skládala z hlavních a doplňkových biotopů. Hlavními biotopy byly lesy, rašeliniště a mokřady, doplňkové biotopy tvořily louky, pastviny a přírodě blízké lokality bezprostředně sousedící s hlavním biotopem (tj. převážně lesem), a to maximálně do vzdálenosti 500 m od jeho okraje. Podmínkou bylo, aby teritorium vytvářelo kontinuální nepřerušenou síť o optimální velikosti nejméně 100 km^2. Za přerušení nejsou považovány liniové bariéry (ty jsou v modelu řešeny v oddílu antropogenních bariér).



Obr. 5-6 *Zobrazení modelů krajinného potenciálu v podrobném měřítku – a) výskyt rysa ostrovida, b) migrace rysa ostrovida, c) výskyt losa evropského, d) migrace losa evropského*

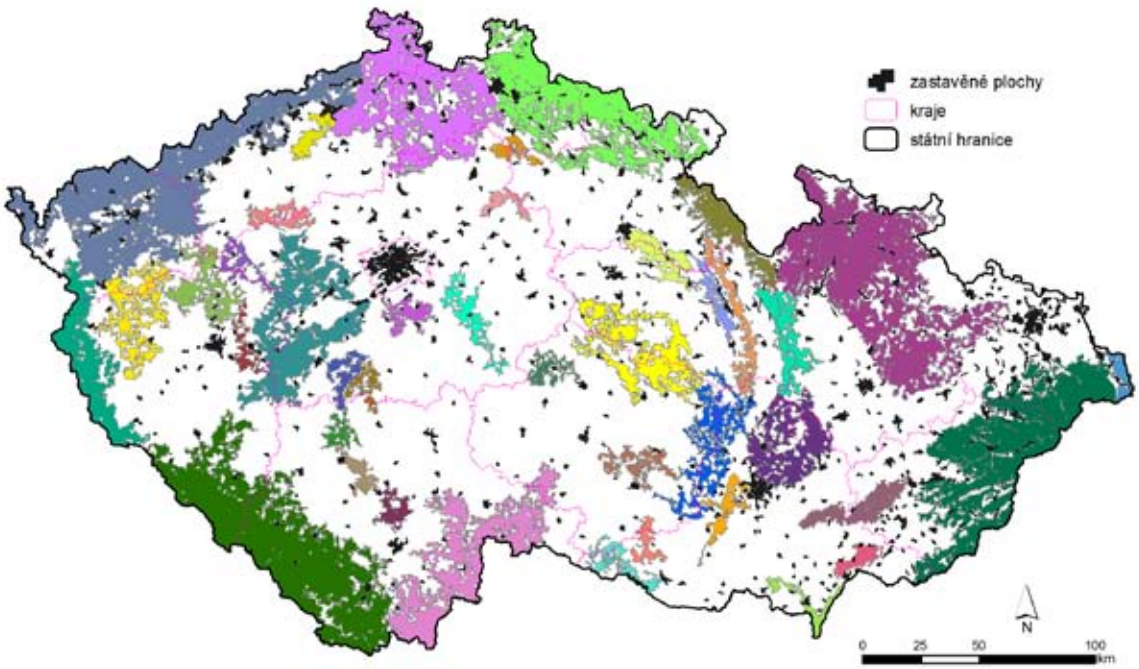
Takto vymezená území zaujímají 37 520 km^2, což je cca 48 % rozlohy ČR. Skládají se ze 76 % z lesních a dalších hlavních biotopů, navazující doplňkové biotopy (louky a pastviny) tvoří 24 % rozlohy. Tento poměr je v souladu s prokázanou skutečností, že rys využívá ve svých domovských okrscích nejen lesní, ale i další biotopy. Rozložení těchto rozsáhlých oblastí je na obr. 5-7.

Z uvedeného je zřejmé, že z hlediska vlastních přírodních podmínek existuje v ČR řada souvislých lesních biotopů, které svojí rozlohou odpovídají podmínkám potřebným pro trvalý výskyt rysa ostrovida. Představují tak oblasti přírodního potenciálu pro budoucí výskyt. Jejich význam vyplývá i z toho, že cca 95 % všech záznamů o výskytu rysa v nálezové databázi AOPK se nachází v těchto oblastech. Proto je účelné propojovat tyto biotopy migračně významnými územími a dálkovými migračními koridory.

5.4. DISKUSE

5.4.1. Silné a slabé stránky modelu

Při interpretaci každého modelu je třeba vycházet z jeho výchozích dat, základních předpokladů a hodnotit jeho slabé a silné stránky. Za hlavní metodickou nejistotu modelů postavených na expertním hodnocení je považován subjektivní přístup jednotlivých expertů k danému tématu. Zvláště při zvoleném postupu nezávislého individuálního hodnocení (každý hodnotitel pracuje sám, bez společné kolektivní diskuse) nelze zabránit dílčím nedorozuměním a určitému individuálnímu „nastavení“ stupnice hodnocení. Na druhou stranu tento postup umožňuje získat skutečné osobní názory, neovlivněné např. silnými osobnostmi v týmu. Tyto individuální názory jsou velmi cenné.



Obr. 5-7 *Souvislé oblasti vhodných biotopů pro výskyt rysa ostrovida s rozlohou nad 100 km²*

Subjektivní přístup respondentů je ale na druhé straně pozitivem. Každý respondent hodnotí daný úkol komplexně na základě všech svých získaných zkušeností, z literatury i vlastní praxe, a při klasifikování jednotlivých tříd sleduje především logické trendy (např. v porovnání biotopů, hodnocení různých vzdáleností od rušivých vlivů apod.). Tím, že je model postaven na obecných zákonitostech a logických trendech, roste pravděpodobnost jeho praktické použitelnosti. Rozdílné názory a zkušenosti jednotlivých expertů jsou z tohoto hlediska pozitivem.

Pro předkládané modely byly zvoleny jednoduché výpočtové algoritmy. Všechny parametry byly hodnoceny stejnou vahou, model pracuje s jednotlivými parametry samostatně, nejsou hodnoceny jejich vzájemné vazby. Parametry jsou pro praktické použití klasifikace experty rozděleny do diskrétních tříd a nejsou vyjadřovány funkční závislostí. Všechny uvedené skutečnosti by bylo možné řešit složitějšími postupy. Avšak vzhledem ke zvolenému cíli – vytvořit základní model jako pomocný podklad pro návrh opatření na ochranu konektivity krajiny – to autoři nepovažovali za účelné.

To, že zvolený přístup byl adekvátní, ukazují výsledky verifikace modelu srovnáním s nálezovými daty pro rysa ostrovida – viz následující kapitola.

5.4.2. Porovnání výsledků modelu s nálezovými daty

Porovnání výsledků modelu postaveného na expertním hodnocení s nálezovými daty AOPK je jednou ze základních možností jeho verifikace. Nálezová data nebyla vstupem tohoto modelu, jsou tedy nezávislým souborem, který je možné použít komparativně. Obecná hypotéza pro verifikaci zní, že lokality zaznamenaného výskytu by se měly preferenčně nacházet v těch územích, která model označil jako území vysokého krajinného potenciálu pro výskyt nebo migraci rysa ostrovida a losa evropského. Jinými slovy, že existuje přímá závislost mezi hustotou výskytu druhu a krajinným potenciálem přijatelnosti území.

Počet nálezových dat pro losa evropského byl tak malý, že neumožňoval provést odpovídající srovnání. Ověření

výsledků modelu bylo proto založeno na porovnání dat o výskytu rysa ostrovida.

Při interpretaci je ale třeba vycházet z charakteru dat, která jsou k dispozici. Jedná se především o tyto skutečnosti:

- Data nepředstavují z hlediska rozšíření v rámci ČR náhodný výběr. Jsou zcela zásadně ovlivněna dvěma ohnisky výskytu druhu, odkud se populace šíří. Jedná se o oblast Šumavy (reintrodukce rysa v 2. polovině 20. století) a Beskydy (dotace populace ze Slovenska), viz kap. 8.
- Počet nálezů je ovlivněn intenzitou sledování. Např. na Šumavě, kde probíhají dlouhodobé výzkumné programy včetně telemetrie, je intenzita průzkumu mnohem vyšší než v jiných pohořích, odkud jsou k dispozici často pouze náhodná pozorování. Celkovým důsledkem je, že naprostá většina dat je z těchto dvou oblastí stálého výskytu (Šumava, Beskydy).
- Data nejsou rozlišena na data o trvalém výskytu a na data o migraci.
- Data z různých časových období nejsou zastoupena rovnoměrně.

I přes uvedené výhrady představují shromážděné údaje v nálezové databázi AOPK velmi cenný podkladový materiál a je účelné je použít k verifikaci modelu.

Po zobrazení nálezových dat zpracovaných modelů byly pro zhodnocení shody použity dvě charakteristiky:

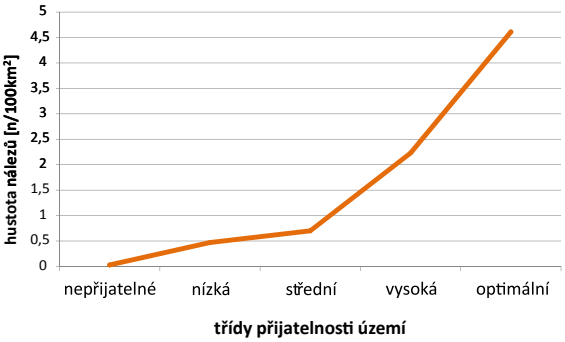
- Počet nálezů (% z celkového počtu), které spadají do dané třídy přijatelnosti. Jedná se o nejjednodušší charakteristiku, u které je předpoklad, že výrazná většina nálezů bude v kategorii vysoké a optimální přijatelnosti.
- Hustota nálezů v dané třídě, tj. počet nálezů vztažený k rozloze dané třídy (nálezy/100 km^2). Jedná se o přesnější charakteristiku, která zohledňuje rozlohu jednotlivých tříd v ČR a modeluje tak pravděpodobnost výskytu rysa v dané kategorii.

Výsledky jsou uvedeny v následující tabulce 5-3 a na obr. 5-8 a 5-9, kde je uvedena závislost mezi hustotou nálezů a stupněm přijatelnosti území podle vytvořených modelů.

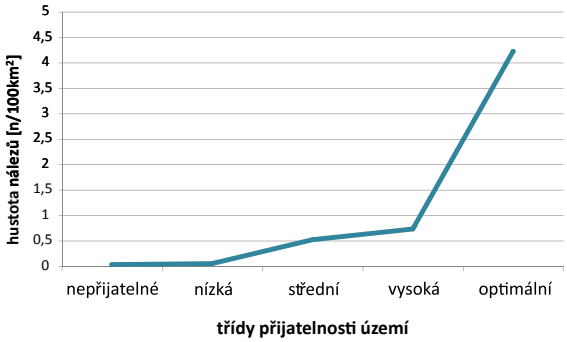
Z hodnot uvedených v tabulce je patrná velmi dobrá shoda modelu s nálezovými daty. U modelu rys – výskyt se 85 % všech nálezových dat nachází ve dvou nejvyšších třídách přijatelnosti a 70 % v nejvyšší třídě (optimální přijatelnost). U modelu rys – migrace jsou tyto hodnoty ještě

Tab. 5-3 *Počty nálezů a jejich hustota na územích různé přijatelnosti podle modelů*

přijatelnost území		rys – výskyt		rys – migrace	
	(%)	počet nálezů	hustota nálezů	počet nálezů	hustota nálezů
		%	n/100 km^2	%	n/100 km^2
„nepřijatelné“	0–20	1,00	0,03	0,10	0,01
nízká	21–40	10,12	0,47	0,80	0,03
střední	41–60	3,61	0,70	9,62	0,50
vysoká	61–80	14,63	2,23	5,91	0,71
„optimální“	81–100	70,64	4,61	83,57	4,20



Obr. 5-8 *Závislost hustoty nálezových lokalit na stupni přijatelnosti území – rys ostrovid; výskyt*



Obr. 5-9 *Závislost hustoty nálezových lokalit na stupni přijatelnosti území – rys ostrovid; migrace*

vyšší (cca 90 % a 84 % respektive), což koresponduje s výsledky diskutovanými v kap. 5.3.

Na první pohled překvapivá skutečnost, že v modelu „rys – výskyt“ se 10 % všech nálezů nachází v území s nízkou přijatelností, má dvě příčiny: Nálezová databáze nerozlišuje místa trvalého výskytu a migraci, takže místa vhodná pouze pro migraci se zde porovnávají s podmínkami pro trvalý výskyt. Druhá příčina spočívá v porovnávání pouze procentuálního podílu výskytu v dané kategorii, při kterém se nezohledňuje rozloha této kategorie v rámci ČR. Proto vhodnějším parametrem pro srovnání je hustota nálezů (tj. počet nálezů vztažený na jednotkovou rozlohu dané kategorie). Ta je modelem pravděpodobnosti, s jakou lze výskyt druhu v dané územní jednotce očekávat.

Vyhodnocení hustoty nálezů potvrzuje, že modely dobře podchycují základní trendy z hlediska přijatelnosti území. Hustota nálezů plynule roste od třídy nepřijatelného území (0,03 a 0,01 nálezů na 100 km^2) k optimálnímu území (4,61 a 4,2 nálezů na 100 km^2). Rozdíly jsou patrné nejen mezi krajními třídami, kde jsou větší než dva řády, ale i v porovnání jednotlivých sousedních tříd. Potvrzují to i hodnoty na obr. 5-8 a 5-9.

Lze tedy celkově konstatovat, že kategorizace území podle přijatelnosti pro výskyt a migraci rysa ostrovida je ve velmi dobrém souladu s rozložením jeho nálezových dat. Model je tedy použitelný i pro predikci potenciálně vhodných podmínek výskytu a migrace druhu.

5.5. DÍLČÍ ZÁVĚR K MODELŮM KRAJINNÉHO POTENCIÁLU

Metodou multikriteriální analýzy založené na formalizovaném expertním hodnocení byly vytvořeny 4 dílčí modely, popisující krajinný potenciál území pro (i) trvalý výskyt rysa, (ii) migraci rysa, (iii) trvalý výskyt losa, (iv) migraci losa. Modely byly úspěšně verifikovány s dostupnými nálezovými daty AOPK. Uvedené modely jsou vhodným podkladovým materiálem pro zpracování návrhu migračně významných území a dálkových migračních koridorů. Nemohou ale v žádném případě nahradit individuální hodnocení a terénní průzkum průchodnosti jednotlivých bariér.

LITERATURA

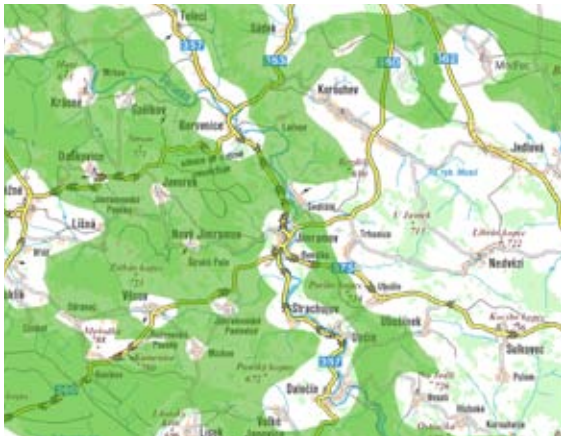
Anděl P., 2003: Multikriteriální analýza krajinného potenciálu pro výskyt rostlinných a živočišných druhů. – Vědecká pojednání – Wissenschaftliche Abhandlungen – Práce naukowe. Technická univerzita v Liberci, Internationales Hochschulinstitut Zittau, Akademia ekonomiczna Jelenia Góra, IX, 152–157.

Říha J., 1995: Hodnocení vlivu investic na životní prostředí. Vícekriteriální analýza a EIA. Academia, Praha.

6.

Migračně významná území

Petr Anděl, Václav Hlaváč, Ivana Gorčicová a Leoš Petržílka



6.1. Definice a postavení v systému ochrany konektivity krajiny
6.2. Metodika upřesnění migračně významných území
6.3. Popis a charakteristika
6.4. Rozložení v rámci ČR
6.5. Vztah k vybraným kategoriím ochrany přírody
6.6. Dílčí závěr

6.1. DEFINICE A POSTAVENÍ V SYSTÉMU OCHRANY KONEKTIVITY KRAJINY

Migračně významná území (MVÚ) jsou součástí koncepce ochrany konektivity krajiny pro zájmové druhy velkých savců. Dle koncepce ochrany konektivity krajiny (Anděl a Gorčicová 2007) se definují z administrativně technického hlediska tři hierarchicky uspořádané typy území:

1) Migračně významná území – jako nejvyšší jednotka se vztahují k ochraně krajiny jako celku.

2) Dálkové migrační koridory – jako základní jednotka zajišťují minimální konektivitu krajiny.

3) Migrační trasy – jako podrobná jednotka jsou určeny pro úroveň technických investičních opatření.

Migračně významná území mají tyto vlastnosti:

- Jedná se o území nezbytná pro zajištění dlouhodobé existence populací zájmových druhů velkých savců v ČR (rysa ostrovida, medvěda hnědého, vlka obecného, losa evropského a jelena lesního). Zahrnují tedy jak oblasti stálého výskytu těchto druhů, tak území nutná pro zajištění migračního propojení. Obě tyto kategorie se přirozeně prolínají.
- Obsahují a propojují všechny oblasti stálého výskytu zájmových druhů v ČR.
- Základní funkcí MVÚ je ochrana konektivity krajiny jako celku. Z tohoto hlediska jsou kategorií klíčovou.
- Mají převážně plošný charakter, zaujímají značnou část území ČR. Liniový charakter mají MVÚ pouze v místech, kde procházejí silně fragmentovanou krajinou, která obsahuje pouze zbytky vhodných biotopů.

- Mají charakter vzájemně propojené sítě, nezahrnují malá izolovaná území (pokud je nelze funkčně propojit s hlavní sítí).

Právě koncepce MVÚ jako jedné propojené plochy v rámci celé ČR podtrhuje základní ekologickou skutečnost, že velcí savci potřebují pro svou existenci stejně tak prostor stálého výskytu, jako místa, která umožňují všechny typy pohybů ve volné krajině. Mezi těmito oblastmi nelze vést žádné přesné hranice, tyto oblasti se vzájemně prolínají a lze pouze odhadovat, které části jsou využívány více pro trvalý výskyt a které pro výskyt přechodný a migraci. Proto je třeba celá MVÚ považovat za biotop zájmových druhů.

První verzi mapy MVÚ zveřejnila Agentura ochrany přírody a krajiny ČR v roce 2008 jako územně analytický podklad podle zákona č. 183/2006 Sb. o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon) a vyhlášky č. 500/2006 Sb. o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a způsobu evidence územně plánovací činnosti (dále jen územně analytický podklad). Tato mapa vycházela z kategorizace území ČR z hlediska migrační významnosti (Hlaváč a Anděl 2001), byla upřesněna na základě nálezových dat zájmových druhů a převedena z původních 5 kategorií významnosti do 2 kategorií (MVÚ a mimo MVÚ). MVÚ, vydaná v roce 2008, pokrývala cca 67 % území ČR. Upřesnění této mapy na základě nových poznatků a podrobnějších analýz bylo jedním z cílů tohoto prezentovaného projektu.

6.2. METODIKA UPŘESNĚNÍ MIGRAČNĚ VÝZNAMNÝCH ÚZEMÍ

Při upřesnění MVÚ se vycházelo z následujících podkladů:

- mapa MVÚ vydaná AOPK v roce 2008,
- nálezová data zájmových druhů,
- mapa migračních bariér,
- výsledky matematických modelů (habitatového modelu a modelu krajinného potenciálu).

V prostředí GIS byly z původní vrstvy MVÚ vyjmuty oblasti s nízkým krajinným potenciálem pro výskyt a migraci druhů. Uvnitř MVÚ tak vznikají enklávy nevhodných biotopů, především větších sídel a ploch otevřené bezlesé krajiny. Menší sídla nebyla z vrstvy MVÚ záměrně vyčleněna, protože migrace živočichů probíhá často v jejich bezprostřední blízkosti. Je třeba ale zdůraznit, že veškeré navržené regulativy pro MVÚ se obecně nevztahují na intravilány obcí (tedy ani na ty, které jsou uvnitř MVÚ).

Na druhé straně byla vrstva doplněna o místa s vyšší frekvencí nálezů zájmových druhů a na základě matematických modelů o rozsáhlejší lokality s vysokými hodnotami krajinného potenciálu (kap. 5) a vysokým zastoupením kvalitních preferovaných habitatů (kap. 4). Přitom byla zachována celková kontinuita vrstvy. Izolovaná území ostrovního charakteru nebyla do vrstvy zařazována.

Konečným výsledkem je mapa, která v porovnání s první verzí z roku 2008 přesněji odráží význam jednotlivých oblastí pro udržitelnou existenci zájmových druhů velkých savců.

Základní měřítko mapy MVÚ je 1 : 500 000 a s touto přesností je třeba při jejím praktickém využití počítat. Přesto, že se při zpřesňování mapy pracovalo i s podrobnějšími měřítky, nelze tuto mapu automaticky zobrazovat v měřítku 1 : 50 000. Při přípravě dalších mapových podkladů odvozených od MVÚ, které vyžadují větší rozlišení (např. v procesech územního plánování), je proto vždy třeba provést upřesnění vrstvy odpovídající požadovanému měřítku.

6.3. POPIS A CHARAKTERISTIKA MIGRAČNĚ VÝZNAMNÝCH ÚZEMÍ

6.3.1. Mapové výstupy

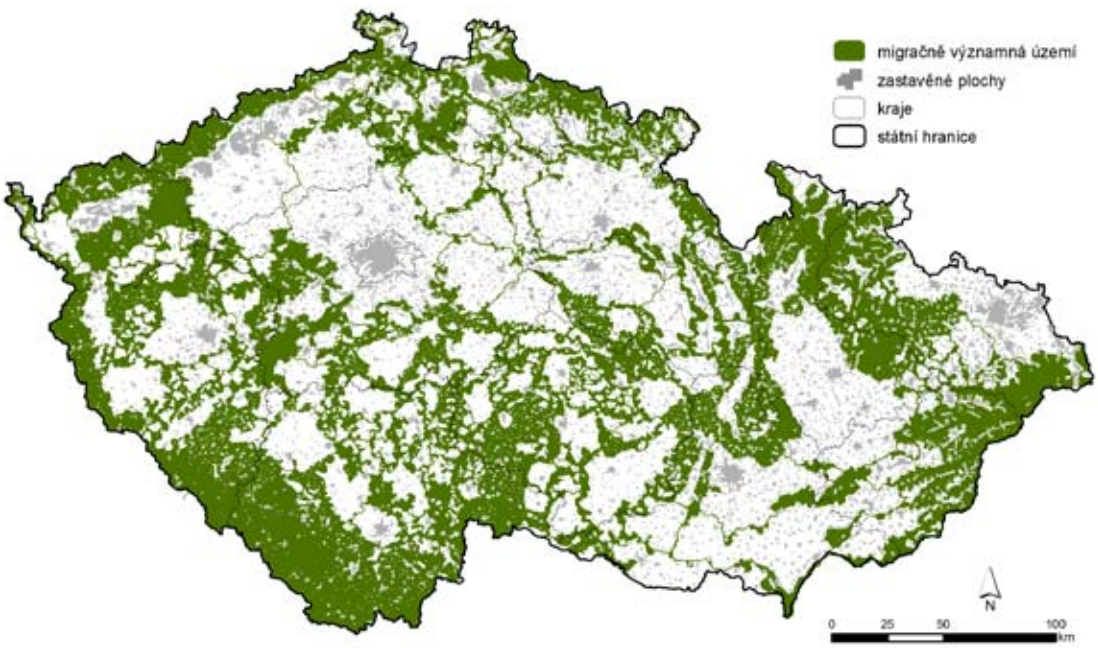
Přehledná mapa MVÚ je na obr. 6-1. Mapa bude vydána Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR jako územně analytický podklad a rovněž v tištěné podobě v měřítku 1 : 650 000.

Celková rozloha MVÚ je 33 508 km^2, což je cca 42 % rozlohy ČR.

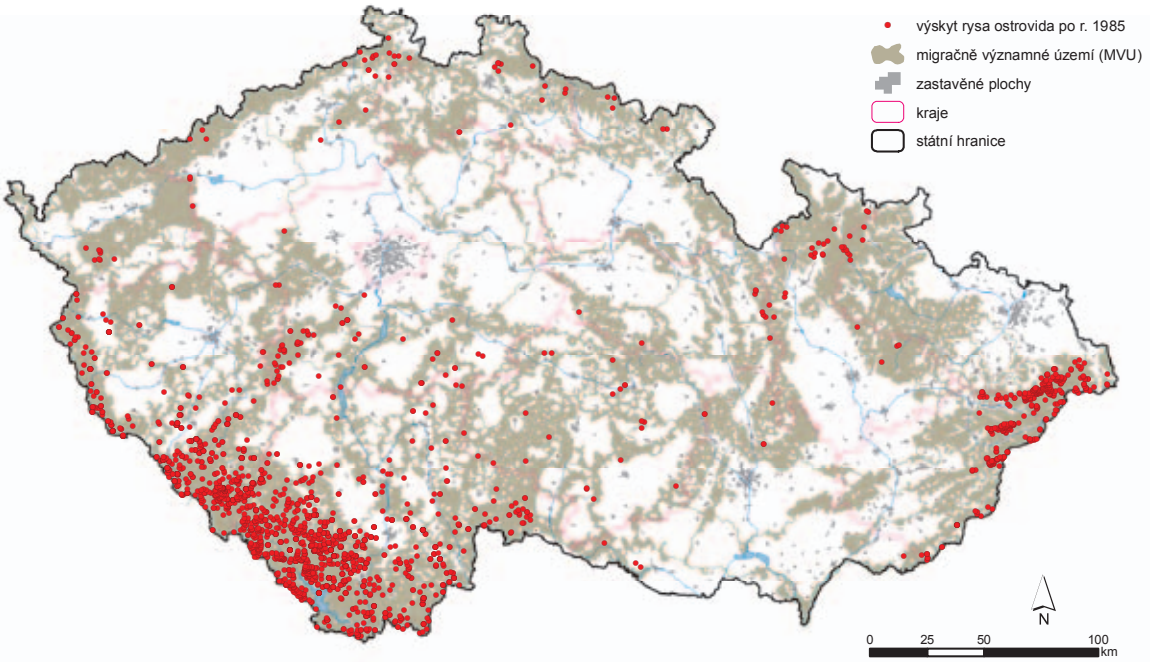
6.3.2. Porovnání migračně významných území s nálezovými daty

Důležitým kritériem je porovnání upřesněných migračně významných území s daty výskytu druhů z nálezové databáze AOPK. Výsledky srovnání jsou uvedeny na obr. 6-2 až 6-5. Je z nich patrné, že MVÚ zahrnují naprostou většinu lokalit výskytu zájmových druhů. Potvrzují to i číselné údaje. Uvnitř MVÚ se nachází 89 % lokalit výskytu rysa ostrovida, 95 % lokalit vlka obecného, 90 % lokalit medvěda hnědého.

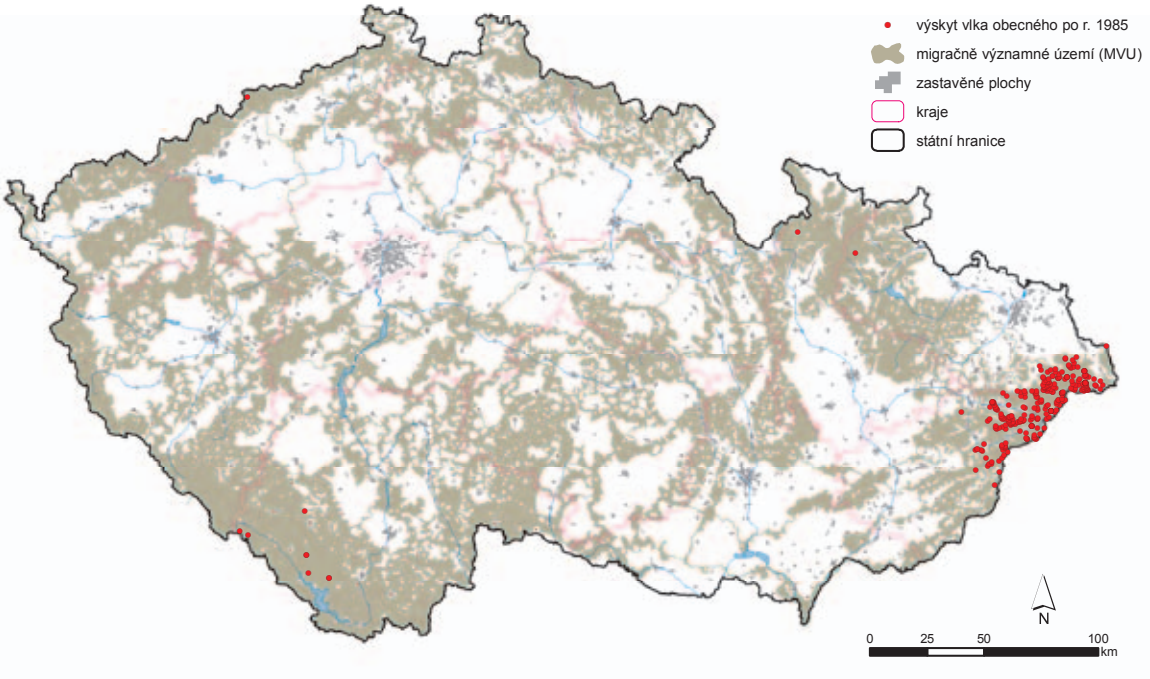
V další části je porovnání rozmístění MVÚ ve vztahu k administrativnímu členění ČR, přírodním podmínkám, nálezovým datům výskytu druhů a vybraným kategoriím ochrany přírody.



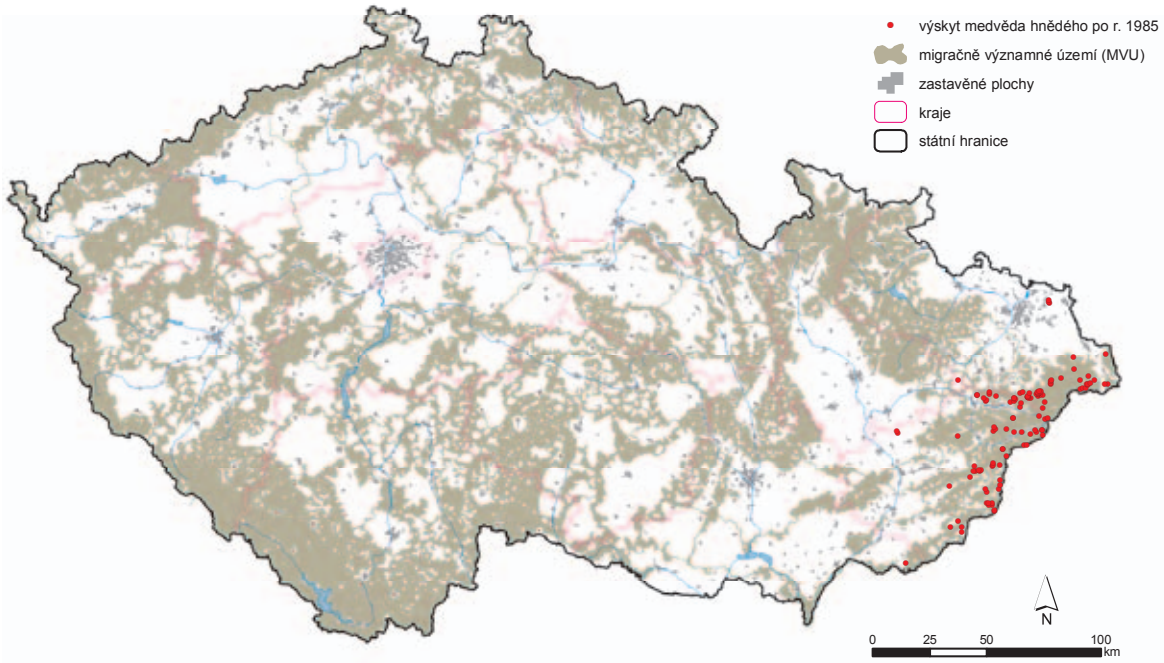
Obr. 6-1 *Přehledná mapa migračně významných území*



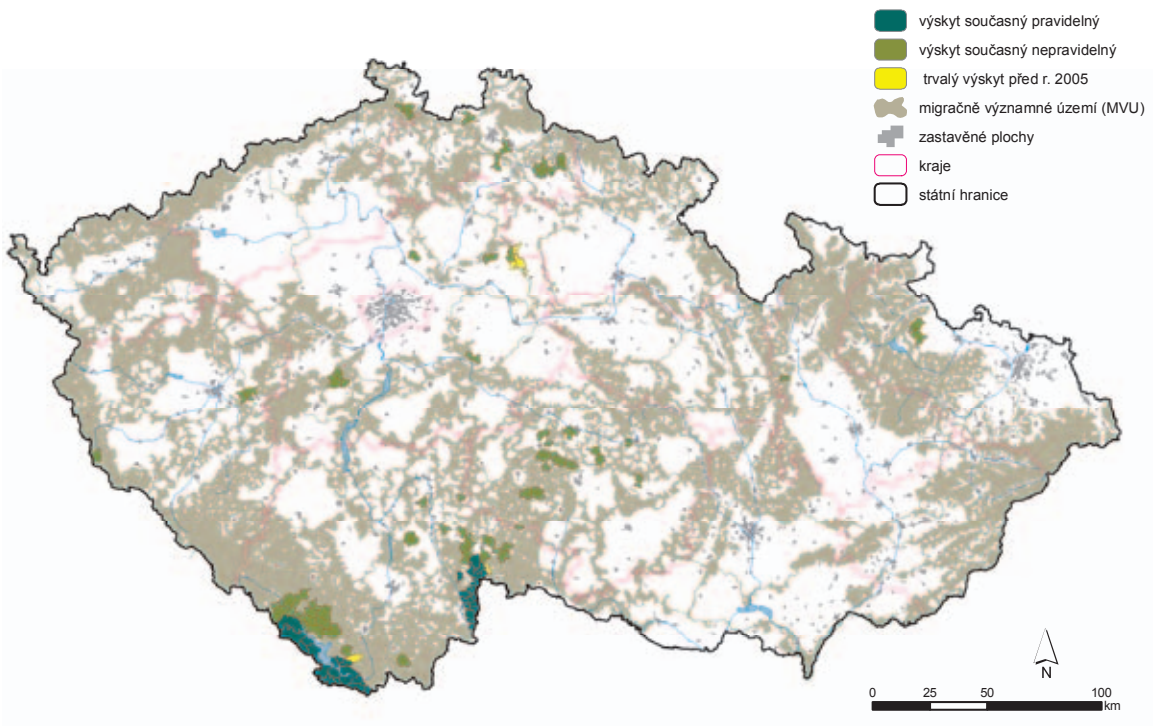
Obr. 6-2 *Porovnání dat z nálezové databáze AOPK s MVÚ pro rysa ostrovida*



Obr. 6-3 *Porovnání dat z nálezové databáze AOPK s MVÚ pro vlka obecného*



Obr. 6-4 *Porovnání dat z nálezové databáze AOPK s MVÚ pro medvěda hnědého*



Obr. 6-5 *Porovnání dat z nálezové databáze AOPK s MVÚ pro losa evropského*

6.4. ROZLOŽENÍ MIGRAČNĚ VÝZNAMNÝCH ÚZEMÍ V RÁMCI ČR

Již pohled na přehlednou mapu na obr. 6-1 ukazuje, že rozložení MVÚ není v rámci ČR rovnoměrné. Je to logický důsledek různých přírodních poměrů a ekologických požadavků zájmových druhů, které preferují především rozlehlé lesnaté oblasti pohraničních hor.

6.4.1. Rozdělení MVÚ podle jednotlivých krajů

Rozloha MVÚ v jednotlivých krajích a jejich podíl na celkové rozloze MVÚ v ČR jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab. 6-1 *Rozloha MVÚ podle jednotlivých krajů*

kraj	rozloha MVÚ (km^2)	podíl MVÚ na rozloze kraje (%)
Jihočeský	6 230	61,8
Jihomoravský	2 131	30,1
Karlovarský	1 922	57,9
Královéhradecký	1 469	30,8
Liberecký	1 585	50,1
Moravskoslezský	2 478	44,5
Olomoucký	2 104	40,9
Pardubický	1 610	35,6
Plzeňský	4 067	53,7
Praha	0	0
Středočeský	3 128	28,4
Ústecký	1 701	31,8
Vysočina	3 136	45,3
Zlínský	1 938	48,9

Největší rozloha MVÚ je v kraji Jihočeském a Plzeňském (dohromady přes 10 000 km^2). Značnou část MVÚ zde tvoří Šumava, jakožto nejrozsáhlejší komplex vhodných biotopů pro velké savce v Čechách. To se odráží i v podílu, který MVÚ zaujímají v rozloze jednotlivých krajů. Největší podíl je v kraji Jihočeském (62 % kraje), dále v kraji Karlovarském (58 %) a Plzeňském (54 %). Kraje s vysokou hustotou osídlení a průmyslu mají podíl MVÚ výrazně nižší – Středočeský (28 %), Královéhradecký (31 %), Ústecký (32 %). V hl. m. Praze není žádné MVÚ vymezeno.

Je ale třeba zdůraznit, že ochrana MVÚ je stejně důležitá ve všech krajích. V oblastech s vysokým podílem MVÚ se jedná o ochrany integrity vhodných biotopů, v oblastech s nízkým zastoupením tvoří MVÚ často poslední prostory umožňující migrační propojení v krajině.

6.4.2. Rozdělení MVÚ podle nadmořské výšky

Rozloha MVÚ v nížinách, pahorkatinách, vrchovinách a hornatinách je uvedena v následující tabulce.

Tab. 6-2 *Rozloha MVÚ podle nadmořské výšky*

výškový stupeň	rozloha MVÚ (km^2)	podíl MVÚ na celkové rozloze ČR (%)
nížina (do 300 m n. m.)	1 938	5,9
pahorkatina (300–500 m n. m.)	12 125	36,4
vrchovina (500–800 m n. m.)	16 103	47,9
hornatina (nad 800 m n. m.)	3 263	9,8

Nejvíce MVÚ se nachází ve vrchovinách a pahorkatinách (celkově 84 %), což souvisí s vysokým podílem těchto stupňů v rozloze ČR a zároveň s jejich vysokou lesnatostí. Malá rozloha MVÚ v hornatinách (9,7 %) je dána jejich malou rozlohou v ČR. Přitom jsou však hornatiny pokryty migračně významnými územími z 98 %.

Nízký podíl MVÚ je v nížinách (5,8 % celkové rozlohy MVÚ), avšak ochrana těchto ploch bude z hlediska ochrany celkové konektivity krajiny v ČR často klíčová. V nížinách se již v současné době nachází nejvyšší koncentrace migračních bariér (vysoká hustota sídel, navazující dopravní infrastruktura, rozsáhlá bezlesí s minimem rozptýlené zeleně) a zároveň je zde vysoký tlak na zábor ploch ve volné krajině. Zásadním problémem je skutečnost, že tyto oblasti nejsou obecně spojovány s migrací velkých savců, význam těchto území pro konektivitu kraji-

ny v rámci celé ČR je podceňován a ochranná opatření se zde obtížně prosazují.

6.4.3. Rozdělení MVÚ podle typu biotopů

Základní představu o zastoupení typů biotopů (podle CORINE Land Cover 2006) v rámci MVÚ je možné si vytvořit na základě následující tabulky.

Tab. 6-3 *Rozloha MVÚ podle typu biotopů*

kategorie	rozloha MVÚ (km^2)	podíl MVÚ na celkové rozloze ČR (%)
antropogenní	14	0,0
zemědělské (orná půda)	5 743	17,1
louky, pastviny	5 473	16,4
vody, mokřady	297	0,9
lesy	21 982	65,6

Z tabulky je zřejmé, že cca 65 % rozlohy MVÚ se nachází v lesních biotopech. To je v souladu s celkovou koncepcí migračně významných území, která jsou navrhována pro lesní druhy velkých savců. Značný je ale rovněž podíl zemědělské orné půdy (17 %), který je koncentrován především do nížin. Jak bylo uvedeno výše, z hlediska průchodnosti jde často o značně problémové oblasti.

6.5. VZTAH MIGRAČNĚ VÝZNAMNÝCH ÚZEMÍ K VYBRANÝM KATEGORIÍM OCHRANY PŘÍRODY

Důležitou skutečností pro ochranu migračně významných území je jejich vazba na různé kategorie ochrany přírody. Předměty ochrany ve zvláště chráněných územích, lokalitách Natura 2000, v územních systémech ekologické stability, přírodních parcích a významných krajinných prvcích na straně jedné a v migračně významných územích na straně druhé se vzájemně prolínají a nástroje ochrany se mohou doplňovat. Současně propojení řady těchto území prostřednictvím MVÚ je z hlediska dlouhodobé perspektivy ochrany přírody pozitivním krokem. Na mapách jsou vyznačeny pouze ty prvky ochrany přírody, u kterých dochází k překryvu s MVÚ.

6.5.1. Zvláště chráněná území (ZCHÚ)

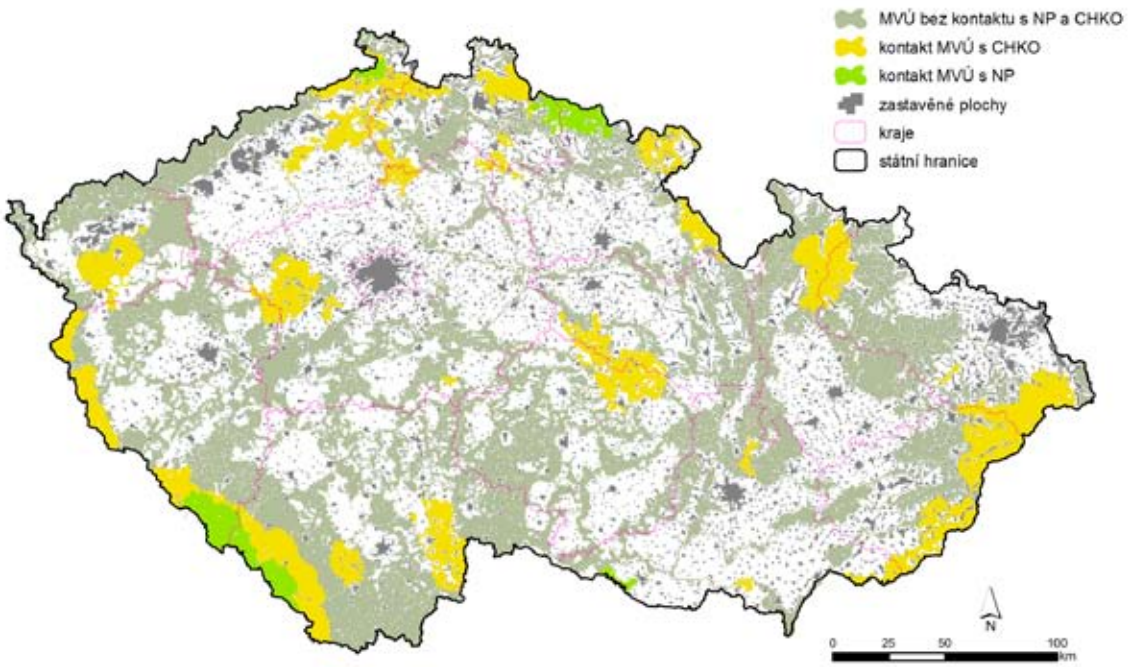
Překryv migračně významných území s národními parky (NP) a CHKO je uveden na obr. 6-6 a sumarizován v tabulce.

Tab. 6-4 *Rozloha MVÚ v národních parcích a CHKO*

kategorie	rozloha MVÚ (km^2)	rozloha MVÚ (% celkové rozlohy MVÚ)
národní parky	1 149	3,4
CHKO	7 837	23,3
celkem	8 986	26,7

Přibližně čtvrtina rozlohy MVÚ se nachází ve velkoplošných zvláště chráněných územích. Ochranu MVÚ tak bude možné zajistit i s využitím ochranného režimu ZCHÚ. Klíčovou roli zde přitom budou hrát chráněné krajinné oblasti.

Stovky maloplošných zvláště chráněných území se nachází v překryvu s MVÚ.



Obr. 6-6 *Kontakt migračně významných území s národními parky a chráněnými krajinnými oblastmi*

Vzhledem k rozmanitosti předmětů ochrany v těchto územích ale není pouhá analýza překryvu MVÚ s MZCHÚ smysluplná. Při posuzování možného významu ochrany MZCHÚ pro ochranu MVÚ je kromě překryvů obou typů území třeba detailně posoudit i soulady „předmětů ochrany" MVÚ (lesní druhy velkých savců) a předmětů ochrany MZCHÚ (viz kapitola 9.)

6.5.2. Natura 2000

Překryv migračně významných území s ptačími oblastmi (PO) a evropsky významnými lokalitami (EVL) je uveden na obr. 6-7 a sumarizován v následující tabulce.

Tab. 6-5 *Překryv MVÚ se soustavou Natura 2000*

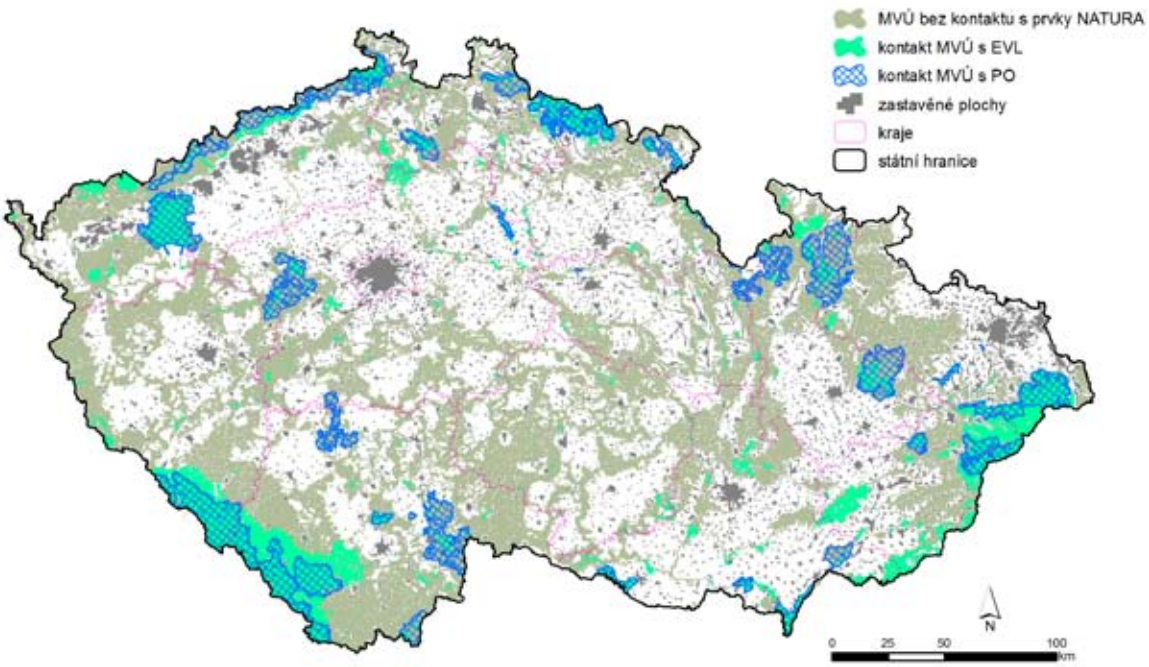
kategorie	rozloha MVÚ (km^2)	rozloha MVÚ (% celkové rozlohy MVÚ)
ptačí oblasti (PO)	5 717	17,0
evropsky významné lokality (EVL)	6 066	18,0

Z pohledu soustavy Natura 2000 jsou ptačí oblasti pokryty migračně významnými územími z 87 % a evropsky významné lokality z 84 %. Z pohledu MVÚ se uvnitř ptačích oblastí nachází 17 % a uvnitř evropsky významných lokalit 18 % všech MVÚ. Součástí MVÚ jsou evropsky významné lokality, ve kterých jsou předmětem ochrany velké šelmy. Jedná se o EVL Beskydy (rys ostrovid, vlk obecný, medvěd hnědý), EVL Šumava (rys ostrovid), EVL Boletice (rys ostrovid) a EVL Blanský les (rys ostrovid).

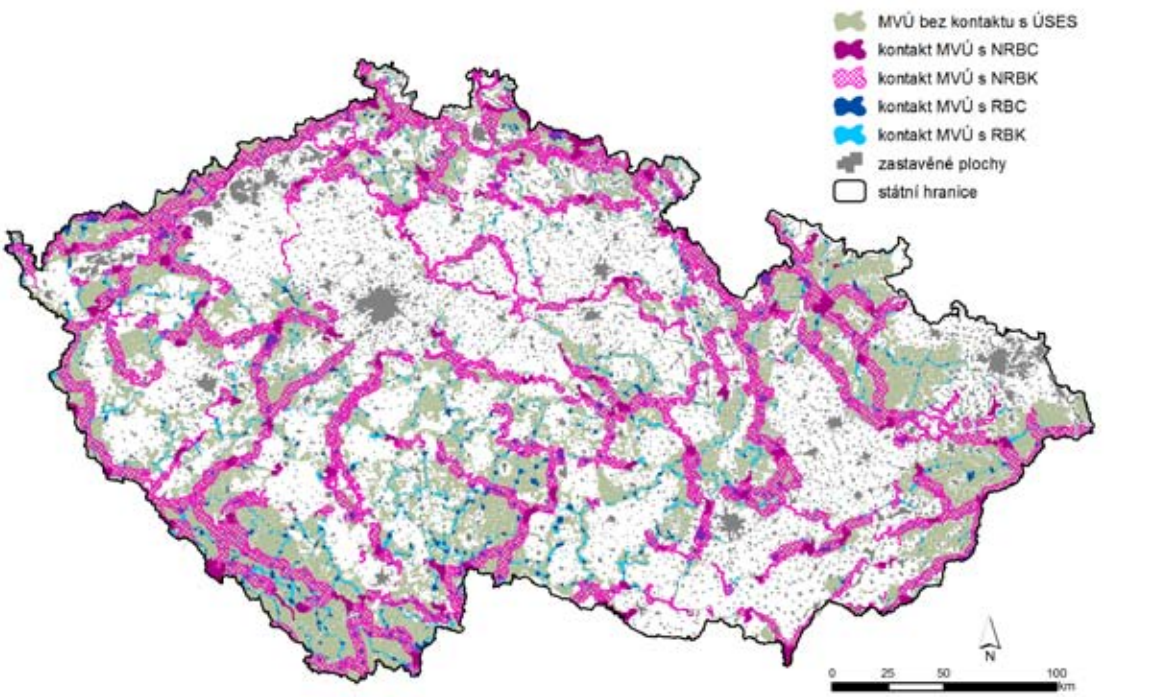
6.5.3. Územní systém ekologické stability (ÚSES)

Překryv migračně významných území s nadregionálním a regionálním územním systémem ekologické stability je na obr. 6-8.

Překryv migračně významných území s územním systémem ekologické stability je velmi důležitý, protože oba systémy usilují o ochranu konektivity krajiny, i když na různých metodických základech. Porovnání se nabízí především u nadregionální úrovně ÚSES. Nadregionální



Obr. 6-7 *Překryv migračně významných území se soustavou Natura 2000*



Obr. 6-8 *Migračně významná území a územní systém ekologické stability*

biocentra jsou z cca 85 % pokryta MVÚ. Nadregionální biokoridory s ochranným pásmem 2 km od osy představují velkoplošnou kategorii o rozloze přes 20 000 km^2. Zhruba 50 % jejich rozlohy leží v MVÚ. Z opačného pohledu přibližně 35 % MVÚ se nachází v nadregionálních biokoridorech.

6.5.4. Přírodní parky

Překryv migračně významných území s přírodními parky je na obr. 6-9.

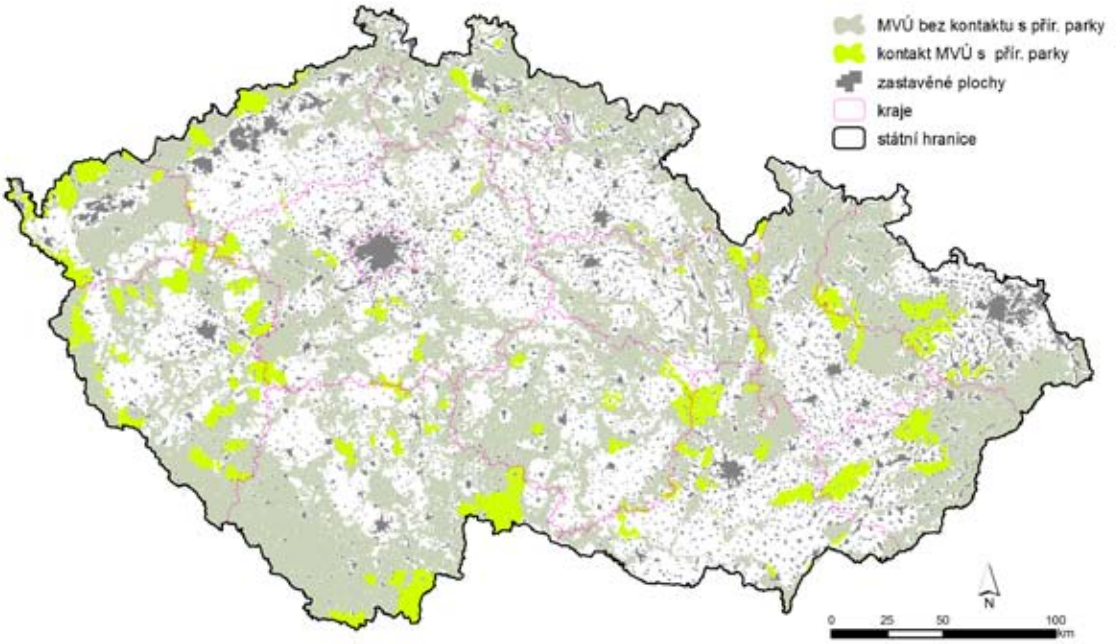
Tab. 6-6 *Překryv MVÚ přírodními parky*

kategorie	rozloha MVÚ (km^2)	rozloha MVÚ (% celkové rozlohy MVÚ)
přírodní parky	5419	16,1

Přírodní parky jsou podle zákona o ochraně přírody a krajiny určeny k ochraně krajinného rázu. Proto jsou vyhlašovány většinou v oblastech s harmonickou přírodní krajinou, s mozaikou lesních i zemědělských biotopů a vodních ploch. Tyto oblasti představují současně i vhodné prostory pro výskyt a migraci velkých savců. Tomu odpovídá i vysoký překryv obou kategorií. Přibližně 70 % rozlohy všech přírodních parků se nachází v MVÚ a opačně 16 % všech MVÚ v ČR je součástí přírodních parků (tab 6-6).

6.5.5. Významné krajinné prvky (VKP)

Významné krajinné prvky jsou kategorií, která je určena k ochraně přírodě blízkých ekosystémů. Ty jsou vyjmenovány jednak taxativně (lesy, rašeliniště, vodní toky, rybníky, jezera, údolní nivy), jednak mohou být registrovány orgány ochrany přírody. Všechny tyto prvky vytvářejí důležitou kostru krajiny, která je přednostně využívaná při migraci. Proto je logický i velký překryv VKP a MVÚ. Celkově 65 % plochy MVÚ pokrývají lesy. Při započtení ostatních významných krajinných prvků bude podíl překryvu ještě vyšší.



Obr. 6-9 *MVÚ a přírodní parky*

6.6. DÍLČÍ ZÁVĚR K MIGRAČNĚ VÝZNAMNÝM ÚZEMÍM

Migračně významná území jsou nejvyšší územní kategorií navrženou pro ochranu konektivity krajiny pro velké savce. Zahrnují jak oblasti stálého výskytu, tak území nutná pro zajištění migračního propojení populací těchto druhů. Tyto oblasti se přitom v MVÚ vzájemně překrývají.

V rámci tohoto projektu byla MVÚ zpřesněna na rozlohu 33 508 km^2, což je 42 % rozlohy ČR. Nelze na ně ale pohlížet jako na novou velkoplošnou kategorii ochrany přírody. Migračně významná území jsou z 85 % pokryta oblastmi, které jsou již chráněné pomocí jiných kategorií ochrany přírody. MVÚ přináší do systému ochrany nový prvek, a to vyšší důraz nejen na vlastní kvalitu biotopů, ale především na jejich propojenost. Jejich hlavní funkcí je ochrana konektivity krajiny jako celku, a tento fakt by měl být zohledněn zejména při územním plánování (viz kap. 9).

LITERATURA

Anděl P. a Gorčicová I., 2007: Návrh koncepce ochrany migračních koridorů velkých savců v rámci územního plánování – způsob výběru a vymezení koridorů. Zpráva pro Ministerstvo životního prostředí ČR, Evernia s. r. o., Liberec.

Hlaváč V. a Anděl P., 2001: Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 51 pp.

7.

Dálkové migrační koridory

Petr Anděl, Michal Andreas, Anna Bláhová, Roman Borovec, Ivana Gorčicová, Václav Hlaváč, Ondřej Horáček, Zdeněk Chrudina, Daniel Korábek, Magdalena Macková, Tereza Mináriková, Leoš Petržílka, Dušan Romportl a Martin Strnad

7.1. Definice a postavení v systému ochrany konektivity krajiny

7.2. Metodika vymezení dálkových migračních koridorů

7.3. Popis a charakteristika

7.4. Rozložení v rámci ČR

7.5. Vztah k vybraným kategoriím ochrany přírody

7.6. Dílčí závěr

7.1. DEFINICE A POSTAVENÍ V SYSTÉMU OCHRANY KONEKTIVITY KRAJINY

Dálkové migrační koridory (DMK) jsou součástí koncepce ochrany konektivity krajiny pro velké savce. V třístupňovém hierarchickém uspořádání kategorií ochrany konektivity (migračně významná území – dálkové migrační koridory – migrační trasy) jsou na druhém, prostředním stupni a hrají klíčovou roli z hlediska dlouhodobé udržitelnosti konektivity krajiny. Jejich hlavní funkcí je propojení populací velkých savců na národní i středoevropské úrovni.

DMK mají tyto základní vlastnosti:

- Propojují oblasti významné pro trvalý a přechodný výskyt velkých savců.
- Jsou koncipovány jako nezbytné minimum (nikoliv optimum) pro zachování průchodnosti krajiny pro velké savce, nejen z hlediska současnosti, ale i dlouhodobé udržitelnosti.
- Jsou součástí migračně významných území. V místech, kde MVÚ dosahují velké rozlohy (většinou horské oblasti, místa trvalého výskytu druhů, např. Šumava), představují DMK pouze reprezentanta řady možných potenciálních migračních koridorů. Naopak v místech s velmi omezenou migrační průchodností a úzkými liniovými MVÚ jsou DMK často posledním místem umožňujícím migraci velkých savců v krajině. Právě ochrana

posledních reálně průchozích tras je klíčovým úkolem DMK.

- DMK jsou navrženy jako liniové krajinné struktury o délce řádově desítek kilometrů a šířce v průměru 500 m.
- Součástí DMK nejsou intravilány obcí, i když se nacházejí v daném pásmu 250 m na každou stranu od osy koridoru. Regulativy požadované pro DMK se na intravilány obcí nevztahují.
- Představují místa se zvýšenou pravděpodobností pohybu velkých savců.
- Jsou koncipovány tak, aby byly v celé své délce maximálně průchodné. Místa, kde se na DMK již dnes vyskytují neprůchodné bariéry, se označují jako kritická. Jedná se o výjimečné případy a podmínkou je, aby dodatečné zajištění průchodnosti bylo reálně dosažitelné. Může se jednat o ekonomicky či organizačně náročná opatření (např. výstavba ekoduktu, dosadba zeleně), ale nikoliv o opatření nemožná (zbourání části obce). Kritická místa musí být v budoucnu řešena podrobně formou vymezení detailních migračních tras (MT). Místa, která jsou dnes průchozí velmi obtížně nebo kde se hromadí migrační bariéry a účinnost průchodu je problematická, se označují jako místa problémová.

Účelem DMK je umožnit živočichům vázaným na lesní společenstva průchod krajinou, a zajistit tak podmínky pro vzájemné propojení populací. To je nezbytným předpokladem dlouhodobého přežití druhů. Šíře koridorů je stanovena tak, aby umožnila bezproblémovou migraci všech druhů živočichů včetně druhů s nejvyššími nároky na prostředí (velké šelmy, jelen, los). Koridory jsou navrženy v hustotě, která představuje nezbytné minimum pro zajištění dlouhodobé existence populací.

DMK jsou nástrojem pro koordinaci zájmů ochrany přírody a rozvoje území. Bez vymezení a ochrany DMK dochází k řadě konfliktů. Investoři průmyslových, dopravních a sídelních staveb nemají k dispozici materiál, který by je včas, na začátku investiční přípravy, informoval, že jimi vybraná lokalita může být migračním koridorem a že její ochrana bude zájmem ochrany přírody. Na druhé straně významný migrační koridor, do jehož průchodnosti byly investovány značné prostředky, může být v jiném úseku znehodnocen realizací další bariéry.

DMK nebyly dosud vymezeny, což vyvolávalo výše uvedené konflikty v rámci územního plánování. Proto byl jejich návrh zadán jako základní výstup řešeného projektu VaV.

7.2. METODIKA VYMEZENÍ DÁLKOVÝCH MIGRAČNÍCH KORIDORŮ

7.2.1. Podkladové materiály

Cílem metodiky pro přípravu DMK bylo jejich odborné vymezení na úrovni současných znalostí. Proto byl při jejich přípravě využíván široký soubor podkladových materiálů:

- základní zeměpisné mapy ČR v měřítku 1 : 50 000,
- ortofotomapy,
- mapy zvláště chráněných území, mapy soustavy Natura 2000,
- mapy nadregionálního a regionálního územního systému ekologické stability,
- mapy CORINE Land Cover 2006,
- mapa migračně významných území,
- mapa potenciálních migračních bariér,
- výstupy rešerše ekologických a etologických nároků velkých savců,
- aktuální data o rozšíření zájmových druhů velkých savců v ČR,
- výsledky matematických modelů (habitatový model a model krajinného potenciálu),
- konzultace s řadou odborníků a místních znalců.

7.2.2. Zásady pro vedení dálkových migračních koridorů

Při mapovaní DMK bylo cílem vybrat takové vedení koridoru, které bude v rámci konkrétních terénních podmínek pro migraci zájmových druhů co nejvhodnější. K tomu byly navrženy určité klíčové zásady, na jejichž základě byl zpracován předkládaný návrh. Tyto zásady musí být respektovány i v rámci procesů územního plánování, při kterém bude pravděpodobně docházet k postupnému upřesňování migračních koridorů.

Klíčové zásady pro vymezení dálkových migračních koridorů:

1) DMK by měl být veden tak, aby zajistil alespoň minimální, ale dlouhodobě udržitelnou průchodnost daného území.

2) DMK je určen osou a bufferem o základní šířce 250 m na každou stranu.

3) V celém koridoru by se mělo nacházet minimum migračních překážek.

4) Osa DMK musí být v současnosti vždy průchodná. Pokud tomu tak na některém místě není, je třeba hledat variantní vedení koridoru. Neexistuje-li variantní řešení a jedná-li se zároveň o úsek klíčový pro zajištění migrace velkých savců v ČR, musí být toto místo označeno jako kritické a navržen způsob jeho potenciálního zprůchodnění. Technické řešení zprůchodnění musí být v praxi realizovatelné.

5) V bufferu koridoru se mohou vyskytovat dílčí migrační překážky. Průchozí šířka koridoru se tak může v odůvodněných případech snížit, přičemž nesmí být překročeny limitní hodnoty pro jednotlivé typy bariér (bod 6).

6) Průchodnost bariér je vždy dána kombinací technických nebo prostorových parametrů bariéry na straně jedné a ekologických podmínek v okolí na straně druhé. Proto každý kontakt s bariérou musí být řešen individuálně odborným posudkem na základě terénního šetření. Přehled limitních parametrů uvedený v tab. 7-1, při kterých je překážka považována za neprůchodnou, má především informativní charakter.

7) Při vedení DMK je nutné preferovat lesní biotopy a dále biotopy podporující migraci (louky s rozptýlenou zelení, vegetační doprovody vodních toků, liniové vegetační struktury aj.). Vedení DMK po orné půdě lze navrhovat pouze tam, kde není jiná varianta (bezlesí je také bariérou). Přitom se doporučuje maximálně využívat polní lesíky a remízky.

8) Při vedení DMK je třeba se v maximální možné míře vyhýbat jakékoliv zástavbě, zejména pak sídlům. Pokud intravilán obce zasahuje do pásu 250 m šířky na každou stranu od osy DMK, není tato obec považována za součást DMK a nevztahují se na ni žádné regulativy.

9) V pohraničních oblastech je důležité provést napojení DMK na migrační sítě sousedních států. U každého DMK je nutné posoudit jeho přeshraniční návaznost tak, aby koridor byl funkční a migračně průchozí i za hranicí ČR. Je-li těsně za hranicí ČR bariéra neumožňující zachování průchodnosti koridoru (tzv. kritické místo), je třeba hledat variantní řešení vedení koridoru.

Tab. 7-1 *Přehled limitních parametrů*

typ bariéry	kritéria, při kterých se bariéra považuje za neprůchodnou
osídlení	souvislá zástavba nebo volná vzdálenost mezi obcemi menší než 50 m, u rozptýlené zástavby vzdálenost mezi objekty (ploty) menší než 10 m
dálnice a silnice	úplné mechanické zábrany (protihlukové stěny, opěrné zdi, zpevněné prudké násypy a zářezy, oplocení) na libovolné kategorii silnic; dálnice a rychlostní komunikace bez migračních objektů
železnice	úplné mechanické zábrany (protihlukové stěny, opěrné zdi, zpevněné prudké násypy a zářezy, oplocení) na libovolné kategorii železnic; vysokorychlostní tratě (VRT)
vodní toky	technicky upravené zpevněné břehy, které zcela znemožňují volný vstup do toku; šířka vodní plochy větší než 500 m
oplocené areály	stabilní vysoké (nad 2 m) oplocení drátěné, betonové, dřevěné, plechové; průchod mezi oplocenými areály užší než 10 m
bezlesí	vzdálenost mezi lesními porosty v krajině bez stromů větší než 5 km, v krajině s rozptýlenou zelení větší než 10 km

10) Změny ve vedení DMK je třeba provádět vždy pouze na základě migrační studie, která komplexně zhodnotí všechny dostupné podklady a výsledky detailního terénního šetření.

7.2.3. Terénní mapování a zpracování výsledků

Základním podkladem při přípravě návrhu DMK byly výstupy terénního mapování. Potenciální trasy DMK, odvozené z analýzy podkladových materiálů, byly podrobně zkoumány při terénních šetřeních. Zvláštní pozornost byla věnována kontaktu DMK s potenciálními bariérami. Místo konfliktu bylo vyhodnoceno z hlediska celkové průchodnosti a v případě nalezení neprůchodného úseku bylo hledáno alternativní vedení DMK. Výsledky terénních mapování byly jednotně zpracovány v prostředí GIS.

Průchodnost jednotlivých úseků migračních koridorů se liší v závislosti na přírodních podmínkách a přítomnosti bariér. Každý dílčí úsek DMK je proto možné hodnotit v celé škále, od zcela neprůchodného až po volně průchodný. Tyto stupnice průchodnosti jsou uvedeny v kapitole 3. – Migrační bariéry. Při mapování byly vymezeny dva typy úseků s výrazně sníženou průchodností:

- Kritická místa (označována jako K1) – představují úseky, které jsou již dnes neprůchodné, ale které by bylo možné zprůchodnit pomocí reálných opatření.
- Problémová místa (označovaná jako K2) – představují úseky, které jsou dnes průchodné velmi obtížně, většinou se zde kumuluje více bariér.

Prostorově se jedná o úseky délky od desítek metrů (pokud je bariérou např. křížení s dálnicí) až po několik kilometrů v případě kombinace několika bariér nebo dlouhých úseků bezlesí. Na mapě jsou kritická i problémová místa pro přehlednost zobrazena jako body.

Navržené DMK jsou provázány na připravované analogické ekologické sítě sousedních států. Podrobně je tato skutečnost popsána v kap. 8.

7.3. POPIS A CHARAKTERISTIKA DÁLKOVÝCH MIGRAČNÍCH KORIDORŮ

Základním výstupem je mapa dálkových migračních koridorů. Pro praktické použití bude mapa vydána Agenturou ochrany přírody a krajiny jako územně analytický podklad (ÚAP).

Na mapě DMK jsou vyznačeny:

- osy dálkových migračních koridorů,
- čísla úseků DMK,
- kritická místa,
- problémová místa.

Základní měřítko, ve kterém jsou DMK zpracovány, je 1 : 50 000. Tomu také odpovídá podrobnost zpracování. DMK nelze automaticky používat v měřítku 1 : 10 000 nebo měřítku katastrálních map. Při přípravě dalších mapových podkladů odvozených od mapy DMK, vyžadujících větší rozlišení (např. v procesech územního plánování), je proto vždy třeba upřesnit vrstvu tak, aby odpovídala požadovanému měřítku.

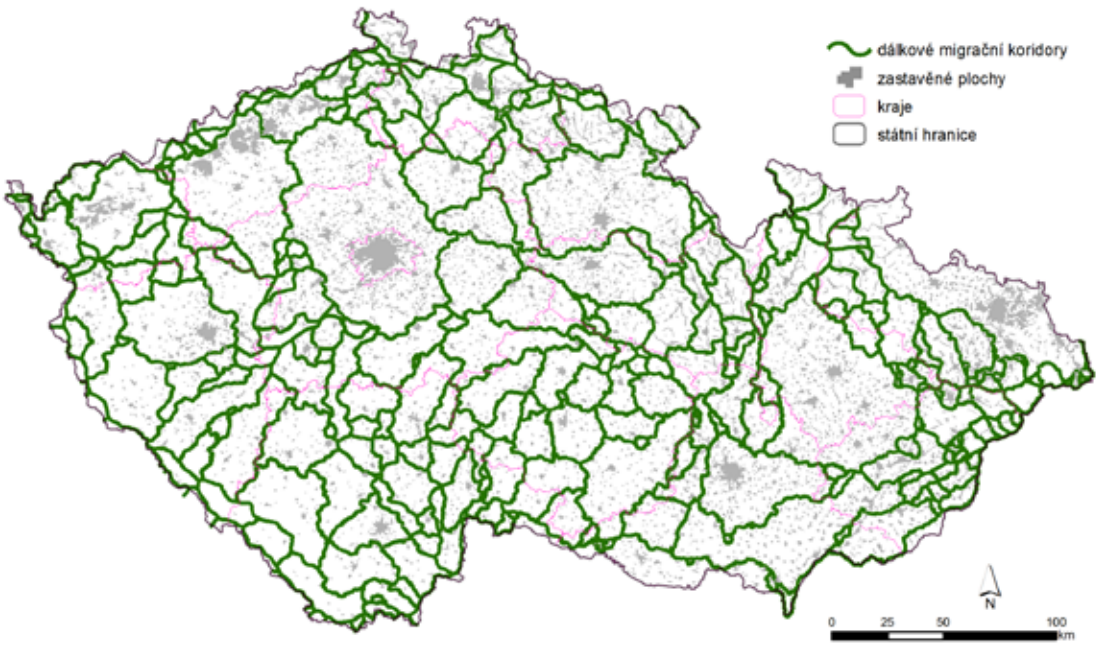
Přehledná mapa DMK je na obr. 7-1.

Přestože DMK jsou plošnou kategorií, jejich základním atributem je osa koridoru. Proto všechna další hodnocení budou vztahována k této ose a údaje o kontaktech s různými územními kategoriemi budou uváděny jako délka průchodu osy příslušnou kategorií (km). Rovněž hustota koridorů je uváděna jako součet délek os vztažený na rozlohu hodnocené územní kategorie (km/km^2).

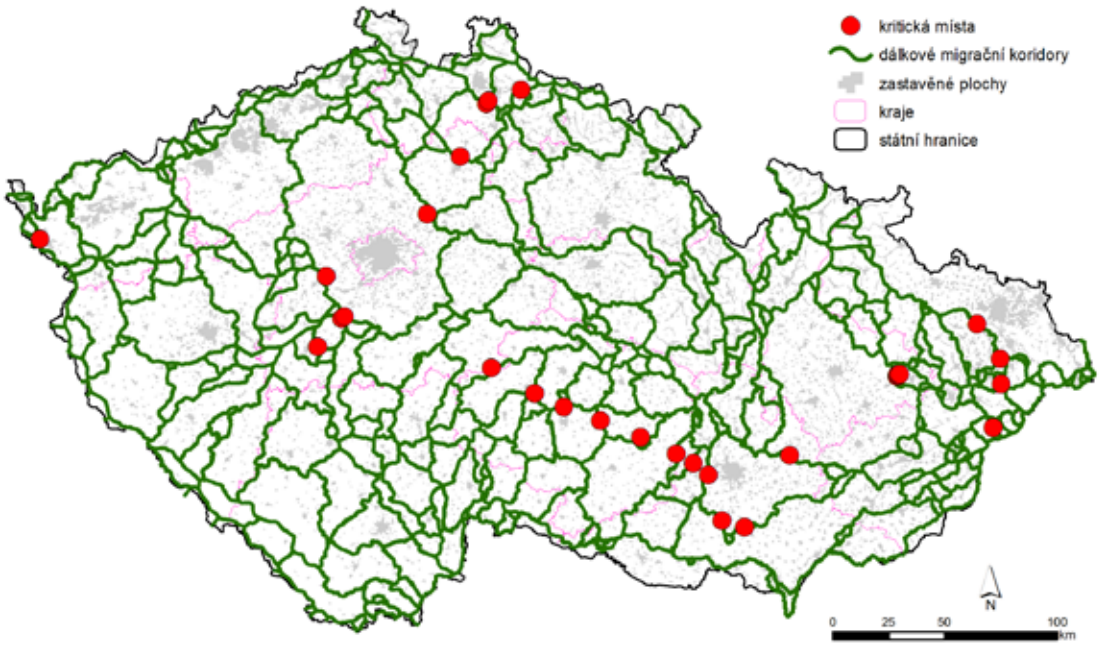
Na území ČR bylo vymezeno celkem 10 060 km DMK, jejich průměrná hustota je zde 0,127 km/km^2.

Kritická a problémová místa

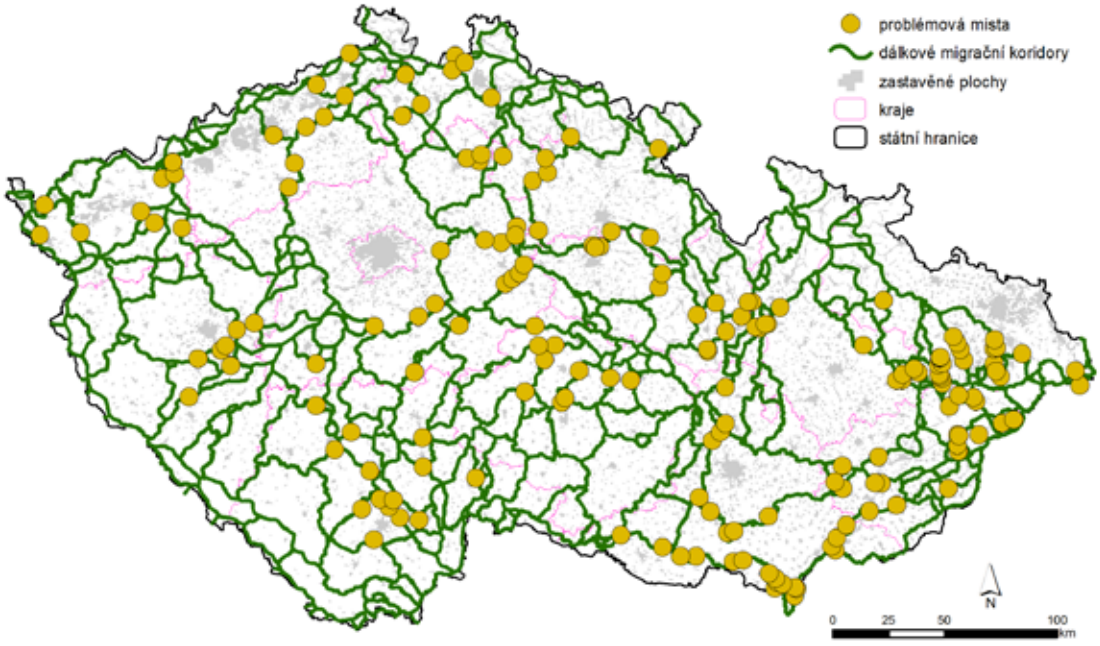
V celé délce vedení DMK v ČR bylo vyznačeno 29 úseků jako kritická místa (K1) a 178 úseku jako místa problémová (K2). Přehledná mapa kritických míst je na obr. 7-2,



Obr. 7-1 *Přehledná mapa dálkových migračních koridorů*



Obr. 7-2 *Přehledná mapa kritických míst*



Obr. 7-3 *Přehledná mapa problémových míst*

mapa problémových míst na obr. 7-3. Přehled kritických míst je uveden v následující tabulce 7-2.

Tab. 7-2 *Přehled kritických míst*

ČÍSLO KRITICKÉHO MÍSTA	PRACOVNÍ NÁZEV MÍSTA	ČÍSLO KORIDORU	DRUH PŘEKÁŽKY
100	Velké Němčice	55	bezlesí, silnice, dálnice D2, ploty, osídlení
101	Pohořelice	95	bezlesí, silnice, rychlostní silnice R 52
102	Milenov	345	bezlesí, dálnice D47 v místě tubosideru
103	Lipník nad Bečvou	346	dálnice (D47 bez průchodu), bezlesí
104	Popůvky	211	dálnice D1, silnice 602
105	Vyškov	191	bezlesí, železnice, 4 silnice, dálnice D1, osídlení
106	Karolinka	205	bezlesí, železnice, silnice, vodní tok, plot
107	Říčany u Brna	214	dálnice D1
108	Devět křížů	236	dálnice D1, silnice 602
109	Velké Meziříčí	244	dálnice D1, silnice, bezlesí
110	Trojanovice	283	sídla, oplocení, silnice, bezlesí
111	Meziříčko	367	dálnice D1
112	Žabník	355	bezlesí, D47 s podchodem
113	Klokočí	356	bezlesí, dálnice D47 s podchodem
114	Kozlovice	384	oplocení, silnice, bezlesí, osídlení
115	Vysoký kámen	402	dálnice
116	Bystrá	496	dálnice D1
117	Klimkovice	485	železnice, bezlesí, silnice, osídlení
118	Děkanovice	504	dálnice D1
119	Dubenec	603	silnice I/4, silnice I/18, bezlesí, lom, sídla
120	Voznice	620	rychlostní silnice R4, silnice, zástavba
121	Dobříš	638	rychlostní silnice R4, silnice
122	Beroun	673	dálnice D5, silnice, železnice, sídla, bezlesí
123	Skorkov	767	rychlostní silnice R10
124	Skalka	736	vodní plocha VN Skalka
125	Chudoplesy	770	rychlostní silnice R10, silnice II/610, bezlesí, vliv sídel
126	Hodkovice n. Mohelkou	846	rychlostní silnice R35, železnice, vliv sídel
127	Rádlo	847	rychlostní silnice R35, železnice
128	Tanvald	858	silnice I/10, železnice, potok

7.4. ROZLOŽENÍ KORIDORŮ V RÁMCI ČR

Vzhledem k účelu DMK a přírodním podmínkám v ČR nemůže být jejich distribuce rovnoměrná. V následující části jsou uvedeny údaje dokumentující rozložení DMK ve vazbě na administrativní členění území a přírodní poměry.

7.4.1. Rozdělení koridorů podle jednotlivých krajů

Délka koridorů v jednotlivých krajích a jejich hustota jsou uvedeny v tab. 7-3.

Celková délka DMK v jednotlivých krajích je značně závislá na jejich rozloze, ale významnou roli zde hraje i přírodní prostředí. Největší délka DMK je v Jihočeském kraji (1 518 km), nejmenší v Královéhradeckém kraji (457 km), v hl. m. Praze není vymezen žádný koridor. Objektivnějším srovnáním je hustota koridorů. Ta je nejvyšší ve Zlínském kraji (0,183 km/km^2) a nejmenší v kraji Královéhradeckém (0,096 km/km^2). Pouze dvojnásobný poměr mezi maximální a minimální hustotou koridorů u jednotlivých krajů je jen potvrzením skutečnosti, že při variabilitě přírodních poměrů ČR se každý kraj významně podílí na konektivitě krajiny. Je to i opticky patrné z mapy DMK.

7.4.2. Rozdělení koridorů podle nadmořské výšky

Délka koridorů v nížinách, pahorkatinách, vrchovinách a hornatinách je uvedena v tab. 7-4.

Z tabulky je zřejmé, že hustota DMK roste úměrně s nadmořskou výškou. To odpovídá rozložení preferovaných biotopů zájmových druhů savců, které jsou soustředěny v horských oblastech. Největší délka koridorů je ve vrchovinách (40,6 % celkové délky), které zaujímají 29 % rozlohy ČR. Hornatiny nad 800 m n.m. zabírají pouze 4,2 % rozlohy ČR, ale délka koridorů zde dosahuje 9,2 % celkové délky.

7.4.3. Rozdělení koridorů podle typu biotopů

Základní představu o zastoupení typů biotopů, kterými jsou koridory vedeny, je možné si vytvořit na základě následující tabulky (tab. 7-5), zpracované podle CORINE Land Cover 2006.

Z tabulky je zřejmé, že cca 85 % všech koridorů je vedeno lesními biotopy. Vyplývá to z ekologických nároků zájmových druhů velkých savců a celkové koncepce DMK, které záměrně využívají především lesní biotopy. Současně to dokumentuje obecnou vazbu DMK na ochranu lesních ekosystémů. Je třeba si uvědomit, že o celkové průchodnosti, a tím i funkčnosti koridorů bude však rozhodovat především vedení koridorů po zbývajících 15 % nelesních biotopů. Zde se koncentrují migrační bariéry, které mohou koridor přerušit.

Obr. 7-4 *Liniová zeleň v krajině je důležitým spojovacím prvkem lesních biotopů*

Tab. 7-3 *Délka koridorů v jednotlivých krajích a jejich hustota*

kraj	délka DMK (km)	délka DMK (% celkové délky)	hustota DMK (km/m^2)
Jihočeský	1518	15,1	0,151
Jihomoravský	810	8,1	0,115
Karlovarský	551	5,5	0,166
Královéhradecký	457	4,5	0,096
Liberecký	517	5,1	0,163
Olomoucký	537	5,3	0,104
Pardubický	568	5,6	0,126
Plzeňský	898	8,9	0,119
Praha	0	0,0	0,000
Moravskoslezský	703	7,0	0,126
Středočeský	1088	10,8	0,099
Ústecký	651	6,5	0,122
Vysočina	947	9,4	0,137
Zlínský	724	7,2	0,183

Tab. 7-4 *Délka koridorů v nížinách, pahorkatinách, vrchovinách a hornatinách*

výškový stupeň	délka DMK (km)	délka DMK (% celkové délky)	hustota DMK (km/km^2)
nížina (do 300 m n. m.)	1111	11,3	0,058
pahorkatina (300 až 500 m n. m.)	3796	38,2	0,115
vrchovina (500 až 800 m n. m.)	4088	41,1	0,177
hornatina (nad 800 m n. m.)	930	9,4	0,279

Tab. 7-5 *Délka koridorů v různých typech biotopů*

typ biotopu	délka DMK (km)	délka DMK (% celkové délky)	hustota DMK (km/km^2)
antropogenní	4	0,0	0,001
zemědělské – orná půda	767	7,7	0,023
louky, pastviny	602	6,1	0,048
vody, mokřady	28	0,3	0,043
lesy	8 567	85,9	0,312

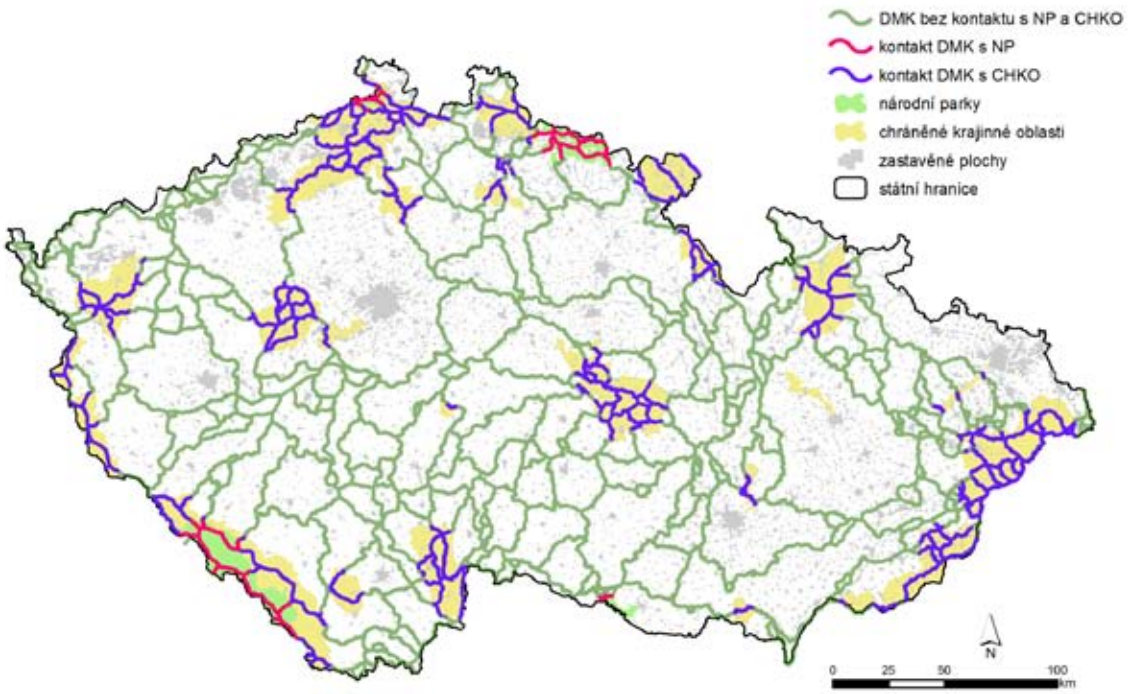
7.5. VZTAH DÁLKOVÝCH MIGRAČNÍCH KORIDORŮ K VYBRANÝM KATEGORIÍM OCHRANY PŘÍRODY

Důležitou skutečností pro ochranu DMK je jejich vazba na různé kategorie ochrany přírody. Význam této vazby je vzájemný. Při souběhu s jinou kategorií je možné pro ochranu DMK využívat nástroje ochrany dané kategorie. Na druhé straně DMK plní roli spojovacích článků a propojují všechny prvky do ekologické sítě. V následující části budou prezentovány vazby DMK se zvláště chráněnými územími, s lokalitami Natura 2000, přírodními parky a územním systémem ekologické stability.

7.5.1. Zvláště chráněná území (ZCHÚ)

Překryv dálkových migračních koridorů s národními parky (NP) a chráněnými krajinnými oblastmi (CHKO) je uveden na obr. 7-5 a sumarizován v tabulce.

Síť dálkových migračních koridorů propojuje všechny národní parky a chráněné krajinné oblasti (kromě CHKO Litovelské Pomoraví). Z celkové délky DMK se cca 25 % nachází ve velkoplošných zvláště chráněných územích.



Obr. 7-5 *Kontakt dálkových migračních koridorů s národními parky a chráněnými krajinnými oblastmi*

Tab.. 7-6 *Délka a hustota DMK v národních parcích a CHKO*

kategorie biotopů	délka DMK (km)	délka DMK (% celkové délky)	hustota DMK (km/km^2)
národní parky	280	2,8	0,235
CHKO	2173	21,6	0,210
celkem	2453	24,4	0,203

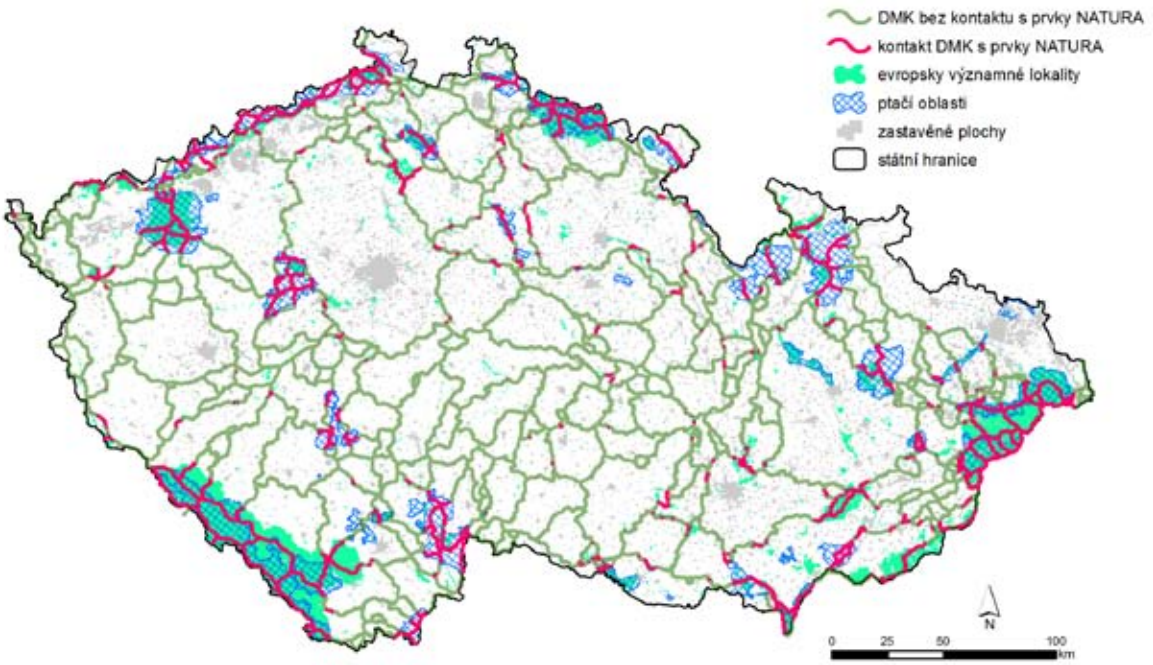
To do budoucna umožňuje zajistit ochranu DMK i s využitím již existujících ochranných limitů CHKO a NP.

Z praktického hlediska nelze opomenout ani kontakt DMK s maloplošnými zvláště chráněnými územími (MZCHÚ). Jednotlivá MZCHÚ se výrazně liší rozlohou i předmětem ochrany. DMK se dostávají do kontaktu s cca 300 MZCHÚ. Pro zvýšení potenciální ochrany DMK bude mít význam především kontakt s takovými MZCHÚ, která leží mimo NP a CHKO a kde jsou předmětem ochrany lesní druhy nebo lesní ekosystémy.

7.5.2. Natura 2000

Překryv dálkových migračních koridorů s ptačími oblastmi (PO) a evropsky významnými lokalitami (EVL) je uveden na obr. 7-6 a sumarizován v následující tabulce.

Celkově 18,7 % dálkových migračních koridorů se nachází na území Evropsky významných lokalit a 15,2 % na územní Ptačích oblastí. Vzhledem k mnoha překryvům EVL a PO těchto dvou kategorií nelze výsledky sčítat. Z praktického hlediska má překryv s EVL význam především tam, kde jsou předmětem ochrany EVL lesní druhy a lesní biotopy.



Obr. 7-6 *Kontakt dálkových migračních koridorů se soustavou Natura 2000*

Tab. 7-7 *Délka a hustota DMK v soustavě Natura 2000*

kategorie biotopů	délka DMK (km)	délka DMK (% celkové délky)	hustota DMK (km/km^2)
ptačí oblasti (PO)	1531	15,2	0,226
evropsky významné lokality (EVL)	1863	18,7	0,255

7.5.3. Územní systém ekologické stability (ÚSES)

Překryv dálkových migračních koridorů s nadregionálním a regionálním systémem ekologické stability je na obr. 7-7.

Územní systém ekologické stability krajiny je jedinou kategorií ochrany přírody, která tvoří ekologickou síť v krajině stejně jako migračně významná území a dálkové migrační koridory. Prostorové vztahy obou systémů jsou důležité z hlediska jejich vzájemných propojení a možností společné ochrany. DMK propojují cca 70 % nadregionálních a 30 % regionálních biocenter. V ochranném pásmu nadregionálních biokoridorů (2 km na každou stranu od jejich osy) se nachází cca 40 % délky DMK. Rovněž samotný pohled na mapu ukazuje řadu společných částí obou systémů. Přesto nelze oba systémy ztotožňovat.

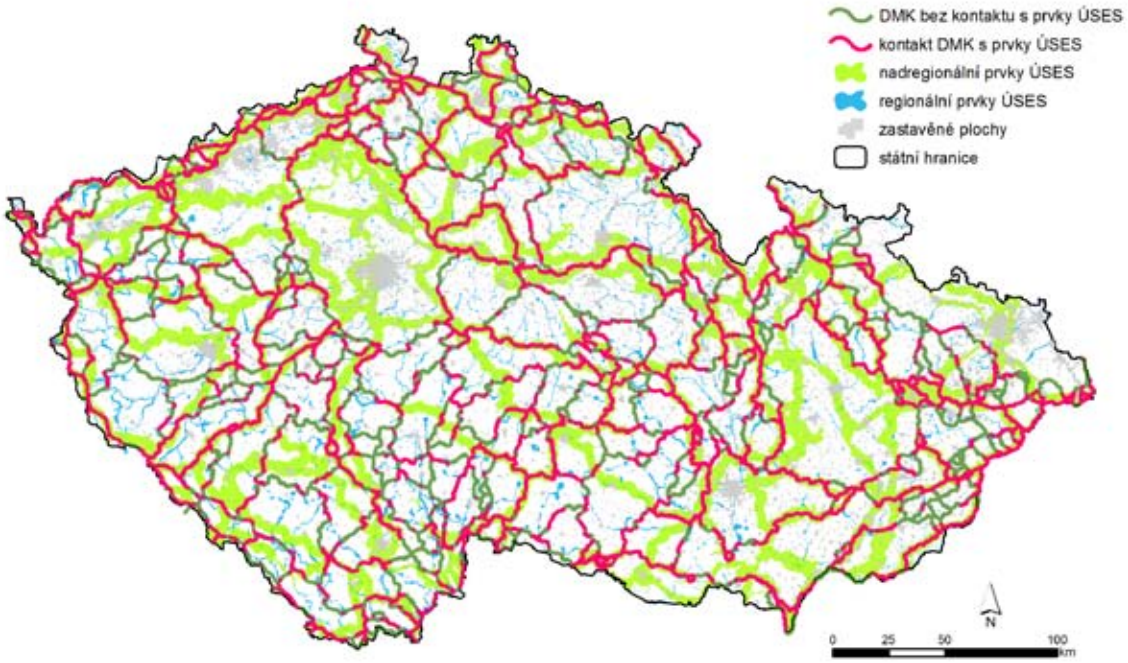
ÚSES je postaven na jiných metodických základech, je zaměřený především na ochranu biotopů, a to lesních i nelesních. Proto i průběh řady biokoridorů nesleduje optimální trasy pro migraci velkých savců vázaných na les. Dalším metodickým problémem je skutečnost, že ÚSES připouští přerušení biokoridorů, které se tím stávají pro velké savce neprůchodné.

Na druhé straně z hlediska ochrany DMK v praxi má ÚSES jasné zakotvení v české legislativě a v územním plánování. Tam, kde je možné vést DMK a ÚSES společně, lze proto využít ÚSES jako velmi efektivní nástroj k ochraně DMK.

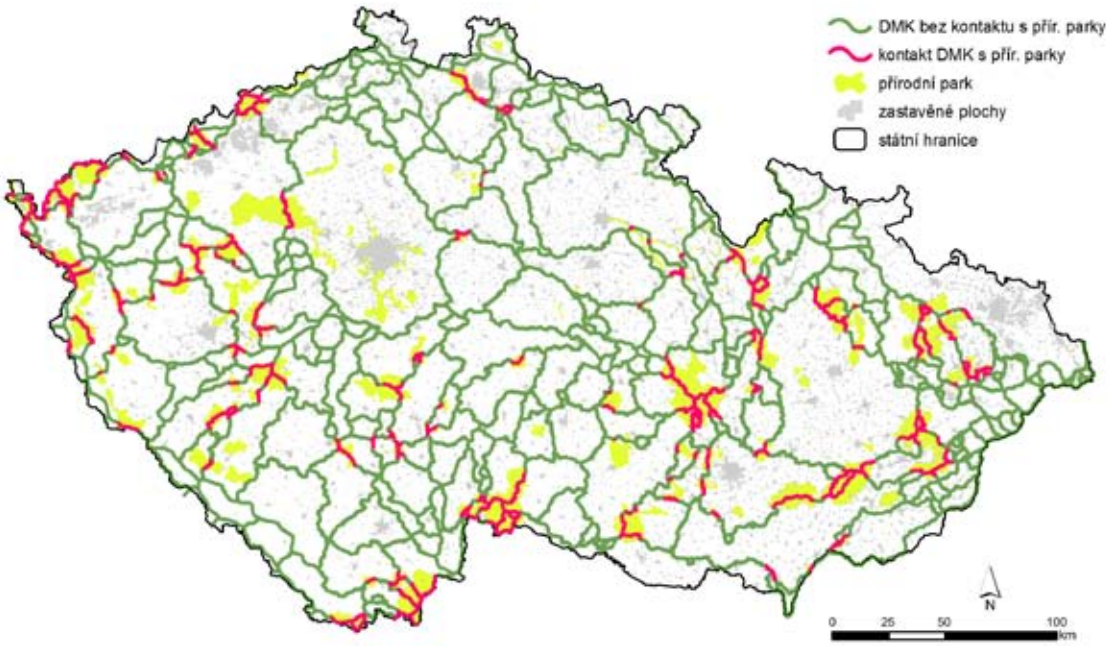
7.5.4. Přírodní parky

Překryv dálkových migračních koridorů s přírodními parky je na obr. 7-8.

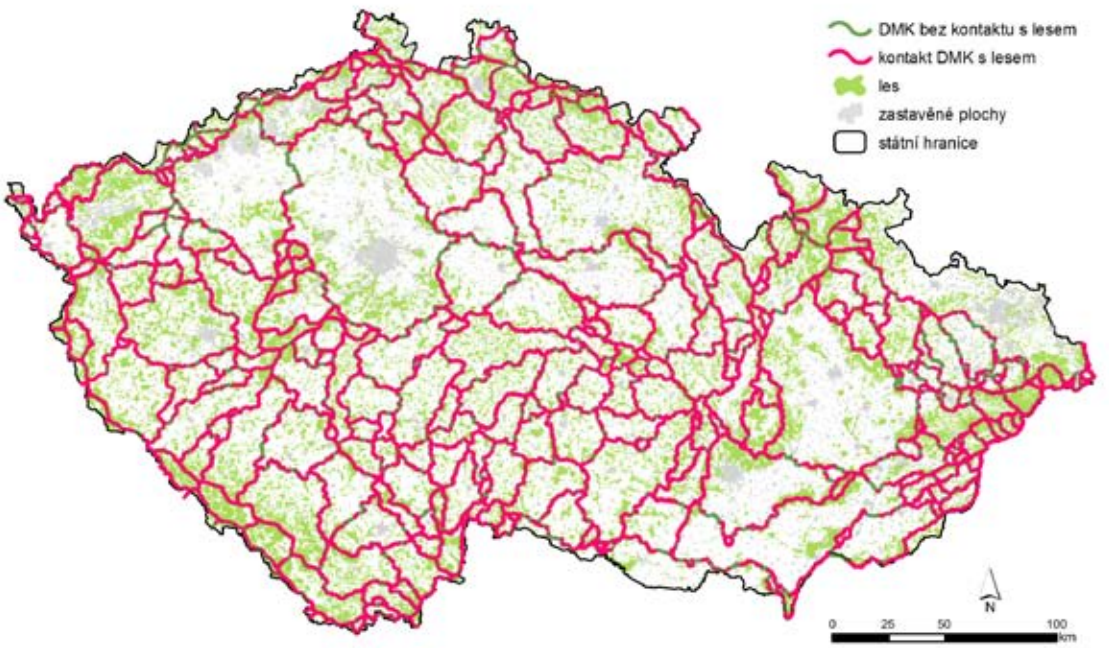
Přírodní parky jsou kategorií určenou k ochraně krajinného rázu. U řady investičních akcí, jako jsou velké dopravní stavby, výstavba rozsáhlých skladových areálů, rozšiřování obytné výstavby mimo intravilány obcí, stavby ve volné krajině aj., jsou zájmy ochrany krajinného rázu často podobné zájmům ochrany konektivity krajiny. Řada přírodních parků patří k oblastem, které jsou významné



Obr. 7-7 *Dálkové migrační koridory a územní systém ekologické stability*



Obr. 7-8 *Dálkové migrační koridory a přírodní parky*



Obr. 7-9 *Průchod dálkových migračních koridorů lesy*

z hlediska stálého či přechodného výskytu zájmových druhů i dálkové migrace. Jedná se např. o Novohradské hory, Českou Kanadu, části Krušných hor, Hostýnské vrchy, Oderské vrchy aj. Přírodní parky se podílí např. na propojení Karpatské a Sudetské soustavy nebo Šumavy a Brd.

Dálkové migrační koridory propojují cca 60 % přírodních parků a jejich územím je vedeno celkem 1 574 km DMK (tj. 15,8% celkové délky).

7.5.5. Významné krajinné prvky (VKP)

Významné krajinné prvky představují velmi důležitou kostru přírodních a přírodě blízkých biotopů v krajině (viz kapitola 6.). Z hlediska ochrany DMK je podstatné, že mezi VKP patří ze zákona i lesy, kterými prochází 85 % délky DMK. DMK jakožto ekologická síť propojující primárně lesní biotopy v krajině tak přispívají k zajištění konektivity krajiny nejen pro zájmové druhy, ale pro většinu lesních druhů.

Průchod DMK lesními porosty je na obr. 7-9.

Analýza překryvů DMK s dalšími VKP není na úrovni ČR důležitá, protože se bude jednat o relativně krátké úseky. Na lokální úrovni, při navrhování detailního vedení migračních tras např. v procesech územního plánování, však mohou významné krajinné prvky hrát zásadní roli tzv. „našlapných kamenů“, umožňujících lepší průchodnost krajinou.

7.6. DÍLČÍ ZÁVĚR K DÁLKOVÝM MIGRAČNÍM KORIDORŮM

Dálkové migrační koridory jsou určené k propojení populací velkých savců na národní i středoevropské úrovni. Představují minimálně nutný rozsah migračních propojení, které je nutno dlouhodobě zachovat. Základní vlastností DMK je jejich vedení převážně lesními, případně jinými přírodními a přírodě blízkými biotopy a jejich kontinuita s minimem přerušujících bariér. Celková délka DMK v ČR je 10 060 km. Toto číslo ale neznamená, že by zde vznikala zcela nová kategorie ochrany přírody. Přibližně 90 % délky dálkových migračních koridorů vede územími, která jsou již nějakým způsobem chráněna legislativou ochrany přírody. Navíc se DMK v maximální míře vyhýbají zástavbě a nejsou do nich zařazeny intravilány obcí. Pro efektivní ochranu DMK v praxi není tedy třeba vytvořit novou kategorii ochrany přírody, ale spíše plně využít existující nástroje k ochraně ekologických sítí a konektivity krajiny. DMK jsou napojeny na obdobné sítě připravované v sousedních státech a mohou se tak do budoucna stát součástí celoevropské ekologické sítě sloužící k migraci velkých savců.

8.

Vazba koridorů na sousední státy

Martin Strnad, Tereza Mináriková a Dušan Romportl

8.1. Úvod
8.2. Přehled evropských projektů
8.3. Situace v sousedních státech a propojení sítí s ČR
8.4. Dílčí závěr

8.1. ÚVOD

Problém fragmentace krajiny vlivem rychle postupující výstavby silnic a urbanizace není zdaleka jen záležitostí České republiky. V západní Evropě je podíl území fragmentovaného dopravou a sídelní zástavbou mnohem vyšší (Farrall et al. 2002, Madriñan et al. 2010 in prep). Pokud nebudou v dohledné době zajištěna dostatečná opatření na celostátní úrovni, hrozí do budoucna reálné riziko, že i v České republice dojde k nevratnému zvýšení fragmentace krajiny na úroveň současné západní Evropy. S postupnou fragmentací krajiny je spojena řada negativních jevů, jako je ztráta přirozené konektivity mezi populacemi živočichů způsobená vlivem bariérového efektu (Seiler 2002). Následný pokles genetické variability může vést v neposlední řadě až k poklesu biodiverzity nejen na úrovni ČR, ale i Evropy.

Jednou z velmi citlivých skupin živočichů, fragmentací krajiny silně ovlivňovanou, jsou velké šelmy – rys ostrovid, medvěd hnědý a vlk obecný. Velké šelmy mají značné prostorové a biotopové nároky na domovský okrsek. V současnosti se vyskytují v zalesněných horských či podhorských oblastech, kde jsou minimálně rušeny člověkem. Jejich subpopulace ve střední a západní Evropě obývají sice relativně rozlehlá území, ale počet jedinců je nízký. Areál rozšíření velkých šelem ve střední a západní Evropě pokrývá území řady států, nicméně je značně rozptýlený (viz mapy evropských areálů v kapitole 2) a místa umožňující potenciálně dlouhodobý výskyt subpopulací jsou od sebe často velmi vzdálena. Mladí jedinci, kteří jsou nuceni hledat dosud neobsazené oblasti s dostatkem potravy a klidu na rozmnožování, jsou proto nuceni migrovat na značné vzdálenosti (viz kapitola 2), samozřejmě bez ohledu na hranice jednotlivých států. Dlouhodobé přežívání

těchto populací je navíc v mnoha státech značně ohroženo i dalšími faktory (např. ilegální lov) a řada populací by tak bez posilování imigrujícími jedinci již pravděpodobně zanikla. Populace velkých šelem ve střední a západní Evropě mají celkově spíše charakter mnoha menších subpopulací více či méně mezi sebou komunikujících. Ty jsou pak obecně více náchylné k různým disturbancím, jako je např. vznik nových bariér, úbytek a změna biotopů či zvýšení intenzity nelegálního lovu. Ochrana těchto druhů proto musí být řešena na celoevropské úrovni (Linnell et al. 2007).

V ČR může tuto situaci dobře ilustrovat stav populace rysa ostrovida. Ve střední Evropě se rys vyskytuje nejpočetněji na Slovensku v souvislém areálu karpatského oblouku. Tato populace, čítající cca 2 500 jedinců, obývá území osmi evropských států (Linnell et al. 2007). Odtud na naše území migrují rysi do oblasti Beskyd (česko-slovenské pohraničí) a dále do Jeseníků (česko-polské pohraničí), kde jsou nejčastěji nalézány jejich pobytové stopy. Další oblastí, kde se dlouhodobě rozmnožuje početnější populace, je Šumava a Bavorský les. Areál populace rysa ostrovida zde zasahuje do ČR, Německa a Rakouska. Tato oblast je pravděpodobně dosud migračně propojena s karpatskou populací. Dříve existující spojení s alpskou populací je však dnes silně narušeno vlivem kumulace řady bariér v Rakousku a Německu. Zachování migračního propojení s karpatskou populací je tedy klíčové jak pro dlouhodobé přežití naší populace rysa ostrovida, tak i populací v Rakousku a Německu. Vůči těmto státům má tedy ČR významnou odpovědnost za zachování konektivity populací. Mezinárodní spolupráce na ochraně migračního potenciálu a konektivity krajiny je tedy (nejen) pro rysa ostrovida naprosto klíčová.

8.2 PŘEHLED EVROPSKÝCH PROJEKTŮ

Jednou z hlavních metod snažících se zmírňovat dopady fragmentace krajiny je plánování a tvorba migračních koridorů či obdobných ekologických sítí. Z evropského pohledu se fragmentací krajiny a jejím dopadem na diverzitu společenstev rostlin a živočichů zabývá celá řada projektů. Jejich cíle, rozsah i metodika jsou však často velmi rozdílné. V evropském kontextu se aktivitami, které omezují vliv fragmentace krajiny především vinou dopravní a urbanistické infrastruktury, zabývá Infra Eco Network Europe (IENE). Jedná se o iniciativu zástupců jak státních, tak nevládních ochranářských a výzkumných organizací. Hlavním cílem IENE je vytvoření sítě kontaktů a zprostředkování intenzivní výměny informací, poznatků a zkušeností.

Mezi hlavní evropské projekty ekologických sítí patří:

EECONET

Jedná se o projekt, který naplňuje obě nejvýznamnější evropské směrnice – směrnici 79/409/EHS, o ochraně volně žijících ptáků, a směrnici 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Cílem je vytvoření ekologické sítě NATURA 2000, příp. sítě Emerald ve státech mimo Evropskou unii.

ECONNECT

Hlavním cílem projektu je ochrana biodiverzity v zemích Alpského regionu. Dalším významným tématem je snaha o propojení habitatů a stávajících chráněných oblastí s vysokou mírou biologické rozmanitosti. Jedním z témat je také umožnění migrace živočichů a rostlin pomocí migračních koridorů. Rozdílné přístupy vedoucí ke snižování dopadů fragmentace prostředí se přitom aplikují v sedmi pilotních oblastech projektu (Berchtesgaden – Salzburg, Isère, severní Alpy, Rhétský trojúhelník, Hohen Tauern, jihozápadní Alpy a Monte Rosa).

GREENBELT

Cílem tohoto celoevropského projektu je vytvořit ekologickou síť chráněných území v široké oblasti, která se rozprostírá od Baltského až k Černému moři. U nás je tato oblast vymezena podél hranice bývalé železné opony od Ašského výběžku po zhruba NP Podyjí. I v rámci tohoto projektu je tedy nutná přeshraniční spolupráce k vytvoření sítě národních i přírodních parků a biosférických rezervací. Projekt by měl ve výsledku zahrnovat chráněná území, která budou chápána jako „nášlapné kameny" propojené vhodnými habitaty.

TransEcoNet

Prvním z cílů projektu TransEcoNet bylo vytvořit jednotný informační systém v rámci národních parků, které leží v přeshraničních oblastech střední Evropy. Jedním z dalších výstupů projektu jsou například návrhy a doporučení k udržitelnému hospodaření v rámci pilotních přeshraničních oblastí a nalezení dalších možností zajištění přeshraničních ekologických sítí. V České republice jsou těmito zájmovými oblastmi: Labské pískovce, Jizerské hory, Krkonoše, Beskydy, Bílé Karpaty a Dolní Podyjí v oblasti Pálavy. V Rakousku je to oblast severovýchodního Weinviertelu a oblast severního i jižního Burgenlandska (Hradska). V Maďarsku jsou do projektu zapojeny národní parky Fertö-Hanság a Örség, ve Slovinsku parky Goričko a Kozjanski.

BUND Wildkatzenprojekt (Záchrana kočky divoké)

Trochu výjimečné postavení má projekt německé nevládní organizace BUND (Friends of Earth), který byl zahájen v roce 2004 realizací migračních koridorů pro kočku divokou (*Felis silvestris*) mezi Duryňským lesem a NP Hainich. Hlavním cílem projektu je vytvoření sítě migračních koridorů v celoněmeckém měřítku. V současnosti je projekt již částečně realizován kromě hlavní oblasti Duryňska také např. v Bavorsku, Hesensku, Dolním Sasku, Bádensku-Würtenbersku, Porýní-Falcku a jinde.

8.3. SITUACE V SOUSEDNÍCH STÁTECH A PROPOJENÍ SÍTÍ S ČR

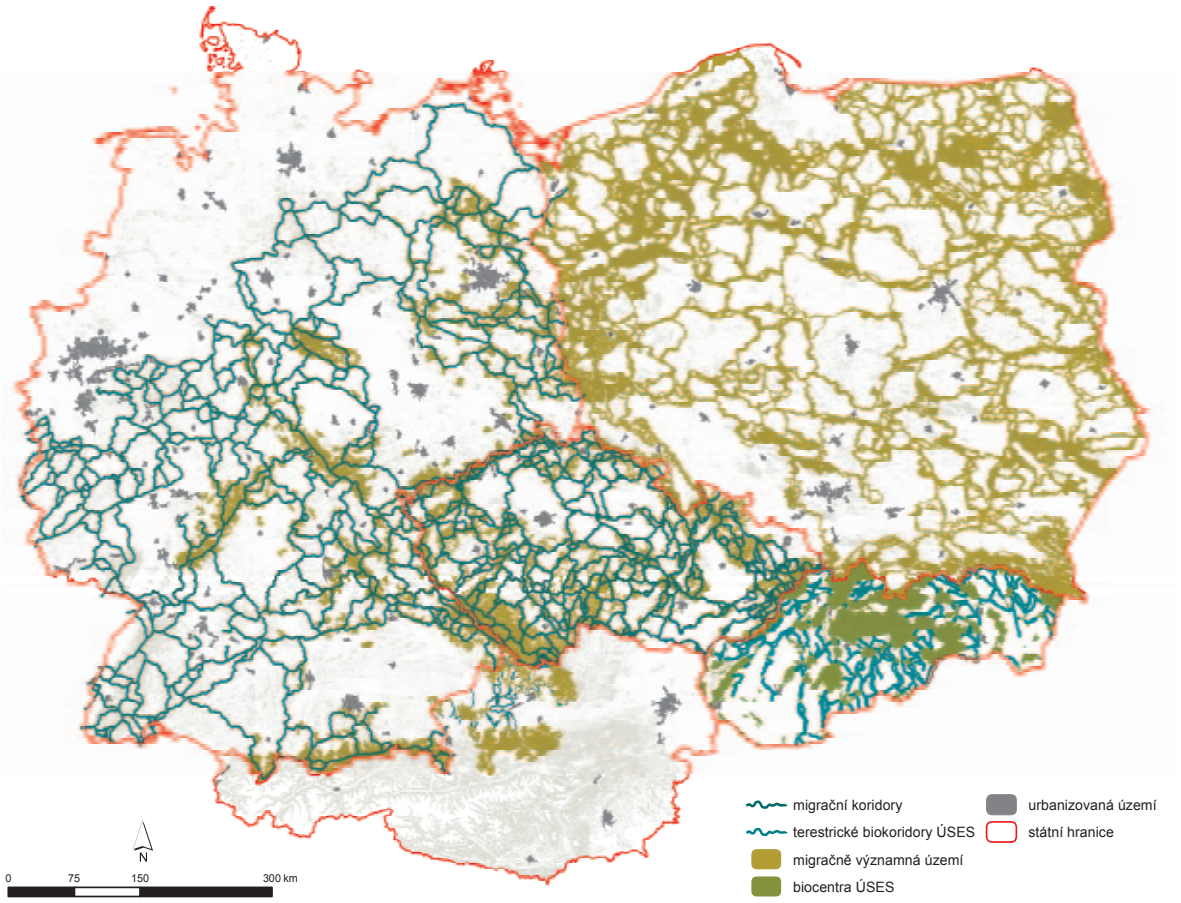
Z pohledu výše představeného projektu VaV je jednou z priorit také vzájemná propojenost navržené sítě migračních koridorů pro velké savce v ČR s obdobnými sítěmi v sousedních státech. Potěšující je fakt, že v současné době jsou aktivity týkající se plánování migračních koridorů pro tyto druhy větší či menší měrou vyvíjeny skoro ve všech sousedních zemích (obr. 8-1). Všechny takto navržené sítě migračních koridorů byly vytvářeny prioritně pro velké šelmy, a to pro vlka a rysa, nebo pro velké sudokopytníky, jako např. jelena. Primárně jsou plánovány tak, aby umožňovaly migraci zájmových druhů mezi jádrovými oblastmi v nadregionálním měřítku.

V následující části textu se detailněji zaměříme na popis sítě migračních koridorů v jednotlivých státech či regionech.

8.3.1. Polsko

A. Stav přípravy ekologické sítě

Za jednu z nejlépe připravených sítí migračních koridorů pro velké savce lze považovat polskou síť migračních koridorů pro vlka obecného (Jędrzejewski et al. 2005). Tomuto tématu se zde dlouhodobě věnují odborníci Polské akademie věd z Bialowiežského institutu pro výzkum savců společně s pracovníky z nevládního sdružení pro ochranu přírody Wilk. Tato síť je tvořena nejen vlastními migračními koridory, ale také tzv. „nášlapnými kameny" (oblastmi s příhodným habitatem s předpokládaným přechodným výskytem druhu v době migrace) a jádrovými územími, která umožňují dlouhodobý výskyt populací vlka. Migrační koridory většinou kopírují velké lesnaté celky a jejich šíře je variabilní. Rozlišovány jsou tři kategorie migračních koridorů, dle jejich úrovně a charakteru: mezinárodní, národní a lokální. Jejich legislativní ochrana v zásadě vychází z evropských směrnic (ochrana evropsky významných druhů, hodnocení vlivů na životní prostředí). V praxi se pak využívají jako podklad pro územní plánování na úrovni vyšších správních celků (vojvodství).



Obr. 8-1 *Pracovní mapa migračních koridorů pro velké savce v České republice, Polsku, Německu, Horním Rakousku a terestrický ÚSES na Slovensku. Zdroj: Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R. W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J. M., Zalewska H., Pilot M., Hänel K., Reck H., Herrmann M., Klar N., Schumacher J., Schumacher A., Walz U., Stratmann L., Oö. Umweltanwaltschaft (2010), Miklós L., Kočická E., Kočický D., Esprit s. r. o. , vlastní data*

B. Propojení polské a české ekologické sítě

Česká republika sdílí s Polskem nejdelší společnou hranici, která je navíc z velké části tvořena převážně lesnatými celky v horských polohách. Toto území je v současnosti velmi málo fragmentováno lidskou činností, a proto se stává zásadním útočištěm většiny zájmových druhů velkých savců.

Obecně se dá říci, že celé pohraničí České republiky ležící v horských polohách je možno chápat jako migračně velmi významné právě díky dosud velmi dobré migrační prostupnosti.

Z hlediska zachování přeshraniční návaznosti migračních koridorů je naprosto klíčovou oblastí česko-polsko-slovenské pomezí v oblasti Slezských Beskyd, kde dosud probíhá přeshraniční migrace rysa, vlka i medvěda do Moravskoslezských Beskyd (obr. 8-2).

Další významnou oblastí, kde dochází k přeshraniční migraci vlků a rysů, jsou Jeseníky. V současném návrhu je

v dané oblasti počítáno s návazností českého migračního koridoru na stávající polský koridor, vedoucí od města Javorník na severozápad, kde kontinuálně navazuje na lesnaté oblasti. Na Jeseníky navazuje na jihu Polska velmi urbanizované a zemědělsky využívané území, a proto ve stávajícím polském návrhu není další koridor do oblasti východních Jeseníků navržen. Během právě probíhající revize polského návrhu migračních koridorů se však ukazuje, že další migračně průchodné území s vysokou lesnatostí, které bude pravděpodobně vhodné do polské sítě doplnit, leží severovýchodně od města Zlaté Hory. Z pohledu migrace rysů a vlků jsou významnými také oblasti Českého Švýcarska, Lužických a Jizerských hor, Krkonoš a Orlických hor.

V současné době má přeshraniční propojenost migračních koridorů a zachování prostupnosti krajiny jak u nás, tak i v Polsku zásadní vliv také na migraci losa. K migraci losů na naše území dochází každoročně, a to ze zdrojové polské populace. S migrujícími losy se můžeme setkat nejčastěji v oblastech Šluknovska a Frýdlantska, na naše území pronikají losi také poměrně širokou oblastí od východních Krkonoš až po Orlické hory, odkud směřují dále jižním směrem. V oblasti Frýdlantského výběžku lze přitom do budoucna očekávat navíc kromě rysů i migrující jedince vlků, původem převážně ze západního Polska.

8.3.2. Německo

A. Stav přípravy ekologické sítě

Dobře propracovaná celonárodní síť migračních koridorů existuje také v Německu, viz Hänel a Reck (2009), Huckauf a Reck (2009), Herrmann a Klar (2009a, b), Schumacher a Schumacher (2009), Walz a Stratmann (2009). I tento koncept počítá se třemi základními interakčními prvky migrační sítě, do které jsou zahrnuty jádrové oblasti jak s recentním, tak na základě habitatových modelů i v budoucnosti potenciálně možným výskytem zájmových druhů. Jmenovitě to jsou rys ostrovid, kočka divoká, vlk obecný, los evropský, kamzík horský a jelen lesní. Kromě jádrových území jsou opět uvažovány oblasti tzv. „nášlapných kamenů“ s vhodným biotopem, které jsou propojovány koridory. Migrační koridory byly navrhovány na základě modelů habitatových preferencí zvoleného druhu a modelů simulujících konektivitu mezi jádrovými oblastmi. Jejich podoba je na německé celonárodní úrovni plánována jako linie s proměnnou ochrannou zónou v celé jeho délce. Legislativní ochrana migračních koridorů je zajištěna jak na základě legislativy EU, tak dle německého zákona o ochraně přírody, a to jako biotop chráněných druhů živočichů.

B. Propojení německé a české ekologické sítě

Velmi významnou oblastí, která v současnosti hostí stálou přeshraniční populaci rysa ostrovida, je česko-rakousko-německé pomezí v oblasti Šumavy a Českého lesa. V tomto území je proto plánována vyšší četnost propojení českých koridorů s koridory v Bavorsku a Horním Rakousku (obr. 8-1). S migrujícími jedinci rysa z této oblasti se však můžeme v zásadě setkat i na celém území západního příhraničí od Krušných hor až po Labské pískovce. Tato oblast vrcholových lesnatých partií hor je v podélném směru po obou stranách hranice chápána jako migračně významné území s velmi dobrou prostupností. Zmíněným územím procházejí paralelně dva hlavní reprezentanti koridorů, mezi kterými jsou navržena přeshraniční propojení v místech s vysokou mírou lesnatosti. Kromě současné migrace rysa a jelena lze v budoucnu s velkou pravděpodobností očekávat do tohoto území i migraci vlků ze severu, z oblasti zhruba 50 km severně od Šluknova, kde se na německo-polském pomezí v Horní Lužici dlouhodobě zdržuje malá vlčí populace, postupně sem rozšířená ze západního Polska (Kontaktbüro Wolfsregion Lausitz, 2010). Proto je i v oblasti Šluknovska plánováno několik přeshraničních koridorů do sousedního Saska.

8.3.3. Rakousko

A. Stav přípravy ekologické sítě

Navržením sítě migračních koridorů se zde zabývali zejména odborníci na Univerzitě přírodních zdrojů a přírodních věd ve Vídni (BOKU). Ve svém projektu však navrhli pouze generelní směry pro celé Rakousko, a to na základě habitatových modelů zaměřených na rysa a medvěda (Köhler 2005, Hafner 2006). Pro projekt VaV jsou však tyto generelní směry migrace téměř nevyužitelné. Navíc se další návrhy sítí migračních koridorů připravují, avšak poměrně nekoordinovaně, na úrovni každého spolkového státu. V rámci tohoto projektu byly využity podklady mig-

račních koridorů pro Horní Rakousko. Také základem této sítě je soustava jádrových oblastí a „nášlapných“ území s příhodným biotopem, které jsou propojeny migračními koridory. Šíře migračního koridoru byla v tomto případě stanovena na 1 km, přičemž jako cílový druh byl zvolen rys ostrovid. Všechny koridory jsou dále uvažovány ve třech kategoriích, a to regionálního, národního a mezinárodního významu. Migrační koridory jsou v Rakousku legislativně zakotveny pouze v podobě evropských směrnic (ochrana evropsky významných druhů) a neexistuje tak prozatím jejich zvláštní ochrana na celonárodní úrovni. V Horním Rakousku se však v současnosti připravuje zvláštní zákon na ochranu migračních koridorů (Donat a Pöstinger in verb. 2010).

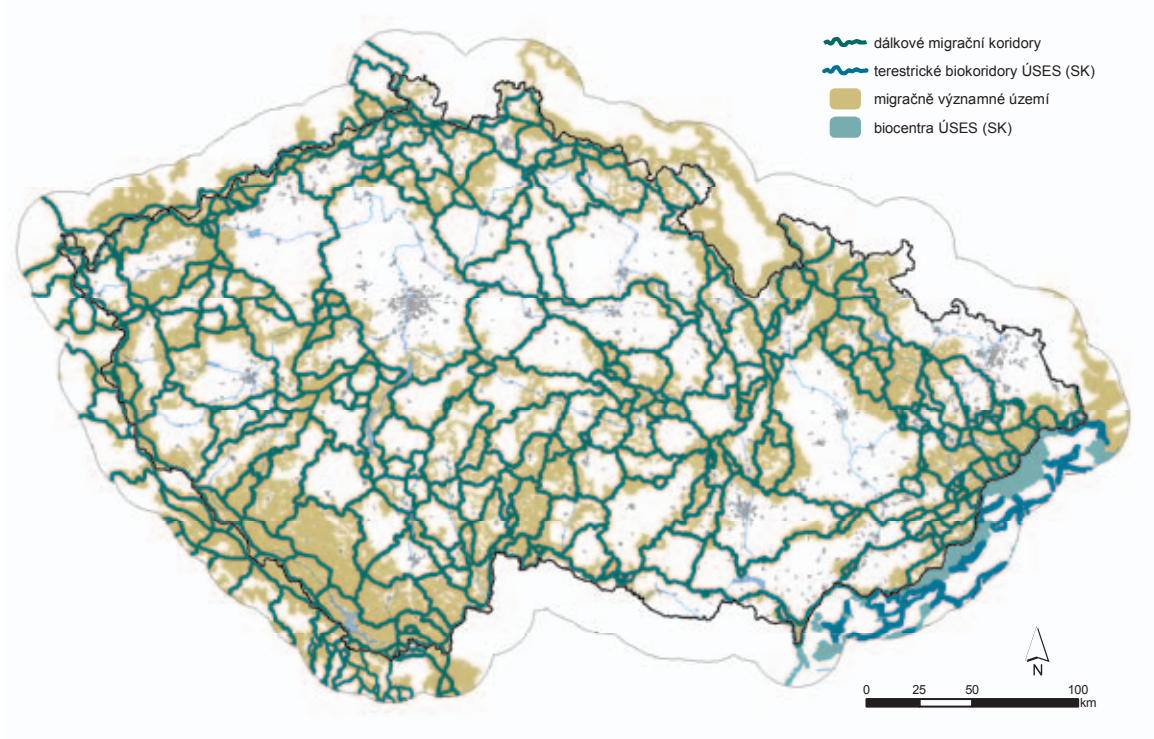
B. Propojení rakouské a české ekologické sítě

Celá příhraniční oblast Horního Rakouska plynule navazuje na území NP Šumava, které je trvale osídleno dosud stabilní populací rysa ostrovida. Společně s přilehlým NP Bavorský les na německé straně tvoří rozsáhlou jádrovou oblast, z níž je zaznamenávána pravidelná migrace jedinců rysa jižním směrem do oblasti pravého břehu Lipenské nádrže a dále do Novohradských hor. Z obou těchto migračně velmi důležitých oblastí je plánováno několik přeshraničních propojení, která jsou nejčastěji orientována v severojižním směru. Dále k jihu vedoucí migrační koridory na území Horního Rakouska mají do budoucna zajistit především migrační prostupnost mezi alpským a šumavským areálem současného rozšíření rysa. Předpokládá se, že navržené koridory budou sloužit i k zajištění migrace jelena, který se v daném regionu také pravidelně vyskytuje. Navíc je pravobřežní část Lipenské nádrže, kromě Třeboňska, v současnosti jednou z jádrových oblastí pravidelného výskytu losa evropského. Odtud los následně migruje i dále na území Horního Rakouska.

8.3.4. Slovensko

A. Stav přípravy ekologické sítě

Na Slovensku v současné době existuje pouze jediný návrh ekologické sítě, a to Územní systém ekologické stability (ÚSES), který je shodně s ČR zakotven v zákoně



Obr. 8-2 *Mapa migračních koridorů v ČR a jejich přeshraniční návaznost*

o ochraně přírody. Probíhající průzkumy jsou zaměřené na identifikaci migračních koridorů vždy jen na regionální či lokální úrovni, celonárodní síť migračních koridorů se zatím nepřipravuje (Finďo et al. 2007). Z hlediska problematiky migračních koridorů je na Slovensku v současnosti nejvýznamnější mezinárodní projekt tvorby alpsko-karpatského koridoru, do kterého je zapojeno mnoho organizací ze Slovenska a Rakouska, mj. WWF Rakousko, ASFINAG (Rakouská společnost pro stavby dálnic), NP Donau-Auen, Univerzita přírodních zdrojů a přírodních věd ve Vídni, ŠOP SR – Správa CHKO Záhorie, Daphne, Národná diaľničná spoločnost, Slovenská technická univerzita a Carpathian Wildlife Society. Cílovými druhy pro alpsko-karpatský koridor jsou velké šelmy: rys, vlk a medvěd. Jako migračně významná oblast byl na Slovensku v rámci tohoto projektu identifikován prostor severně a jižně od města Malacky, kde jsou plánovány 4 ekodukty přes dálnici z Brna do Bratislavy. Hlavním cílem projektu je umožnění migrace velkých šelem mezi karpatským a alpským areálem jejich současného rozšíření.

B. Propojení slovenské a české ekologické sítě

Území česko-slovenského pomezí v oblasti Moravskoslezských Beskyd a Javorníků je z pohledu migrace velkých savců v České republice jednou z prioritních oblastí. Zdejší populace všech tří druhů velkých šelem bezprostředně komunikují s mnohem početnějšími populacemi na Slovensku, na jejichž stavu bude i do budoucna záviset četnost migrujících jedinců na naše území. V tomto jádrovém regionu výskytu velkých savců u nás je tedy nesmírně žádoucí zachovat přeshraniční kontinuitu, a tím i dlouhodobě udržet přítomnost kriticky ohrožených druhů, jako je rys, vlk či medvěd. Území je přitom využíváno i jelenem lesním. Proto je v této oblasti navrhována nejvyšší hustota přeshraničních migračních koridorů. Z pohledu zachování migrace velkých šelem je oblastí zvýšeného zájmu prostor bývalé celnice v Mostech u Jablunkova. Je to jedno z posledních míst, kde dosud souvislá zástavba neuzavřela prostor pro migraci velkých savců. Navíc zde podél hranic navazuje rozsáhlejší lesní komplex, kterým probíhá doložená migrace mezi Slezskými a Moravskoslezskými Beskydy.

Další významné území, kde probíhá migrace vlků a rysů, je Makovský průsmyk. Záznamy o migraci medvědů a rysů, méně často pak i vlků jsou nalézány také v nejvyšších polohách pohoří Bílé Karpaty, které kontinuálně navazuje na jádrovou oblast Javorníků. Migrace mezi těmito dvěma pohořími probíhá v prostoru východně od obce Střelná podél státní hranice, kde se opět nachází souvislý lesní komplex. Do budoucna by však pozornost neměla být zaměřena jen na tyto pro migraci velmi významné oblasti, ale i na navazující území. Velká část přeshraničního území na Slovensku je v současnosti řešena zahrnutím buď do biocenter ÚSES nadregionálního významu (CHKO Kysuce), anebo do terestrického biokoridoru ÚSES (Jablunkovsko a Lyský průsmyk).

8.4. DÍLČÍ ZÁVĚR

Problém fragmentace krajiny vlivem rychle postupující výstavby silnic a urbanizace je závažným problémem jak ve střední, tak západní Evropě. Významný negativní vliv má zejména na druhy živočichů s velkými areály, příkladem mohou být velké šelmy. Efektivní ochrana populací velkých šelem včetně ochrany migračních propojení je proto možná pouze na celoevropské úrovni. Předkládaná síť migračních koridorů pro velké savce v ČR a okolních státech (obr. 8-1) byla plánována ve spolupráci s odborníky z okolních zemí tak, aby tyto sítě přeshraničně navazovaly. I přes některé metodické odlišnosti v plánování a tvorbě migračních koridorů v rámci jednotlivých států je snaha o zachování nadnárodního migračního propojení populací druhů vázaných na lesní biotopy, reprezentovaných velkými šelmami, losem a jelenem evropským, jedinou cestou k jejich efektivní ochraně.

LITERATURA:

Farrall H., Bouwma I. M. a Fry G., 2003: European Nature and Transportation Infrastructure. Pp. 51–71. In: Trocmé M., Cahill S., de Vries J. G., Farrall H., Folkesen L., Fry G., Hicks C. a Peymen J. (eds.): COST Action 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure. The European Review, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 251 pp.

Fiňdo S., Skuban M. a Koreň M., 2007: Brown bear corridors in Slovakia. Carpathian Wildlife Society, Zvolen, 68 pp.

Hafner E., 2006: Modellierung der Habitateignung für den Braunbären in Österreich. Diplomová práce, Universität für Bodenkultur Wien, 73 pp.

Hänel K. a Reck H., 2009: Bundesweite Prioritätensetzung zur Wiedervernetzung von Ökosystemen: Die Überwindung straßenbedingter Barrieren. – enbericht zum F+E-Vorhaben FKZ 3507 82 090, Výzkumná zpráva Bundesamt für Naturschutz, Leipzig, 368 pp.

Herrmann M. a Klar N., 2009a: Vorermittlung der Durchlässigkeit des Verkehrsnetzes, Výzkumná zpráva Bundesamt für Naturschutz, Leipzig, 26 pp.

Herrmann M. a Klar N., 2009b: Beispielhafte Vor-Ort-Prüfung prioritäter Abschnitte, Výzkumná zpráva Bundesamt für Naturschutz, Leipzig, 19 pp.

Huckauf A. a Reck H., 2009: Wiedervernetzungskonzepte in den Nachbarstaaten, Výzkumná zpráva Bundesamt für Naturschutz, Leipzig, 32 pp.

Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R. W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J. M., Zalewska H. a Pilot M., 2005: Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską sieć Natura 2000 w Polsce. Unpublished manuscript prepared for Ministry of Environment within programme Phare PL0105.02, Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża.

Köhler C., 2005: Habitatvernetzung in Österreich. GIS-Modellierung von Mobilitäts-Widerstandswerten für waldbevorzugende, wildlebende Großsäuger in Österreich. Diplomová práce, Universität für Bodenkultur Wien, 72 pp.

Kontaktbüro Wolfsregion Lausitz. Aktuelle Rudelterritorien [online]. Poslední aktualizace 18. 10. 2010 [cit. 24.11.2010]. Dostupné na: http://www.wolfsregion-lausitz.de/aktuelle-rudelterritorien.

Linnell J., Salvatori V. a Boitani L., 2007. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission. Final draft May 2007, 78 pp.

Madriñan L. F., Schwick Ch., Soukup T., Schwarz-von Raumer H.-G., Kienast F. a Jaeger J., 2010: Landscape fragmentation in Europe. Swiss Federal Office for the Environment, European Environment Agency – first draft, 148 pp.

Oö. Umweltanwaltschaft (2010): Positionspapier Wildtierkorridore, 2.A., Linz, 18 pp.

Seiler A., 2002: Effects of Infrastructure on Nature. Pp. 31–50. In: Trocmé M., Cahill S., de Vries J. G., Farral H., Folkeson L., Fry G., Hicks C. a Peymen, J. (eds.) COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 251 pp.

Schumacher J. a Schumacher A., 2009: Grundlagen für die Vernetzung von Lebensraumkorridoren im nationalen und internationalen Recht, Výzkumná zpráva Bundesamt für Naturschutz, Leipzig, 47 pp.

Walz U. a Stratmann L., 2009: Planungsexpertise zur Überwindung straßenbedingter Barrieren, Výzkumná zpráva Bundesamt für Naturschutz, Leipzig, 148 pp.

9.

Opatření na ochranu migrační propustnosti krajiny pro velké savce

Tereza Mináriková, Petr Anděl a Václav Hlaváč

9.1. Výchozí teze
9.2. Obecná opatření na ochranu krajiny před fragmentací
9.3. Speciální opatření na ochranu konektivity krajiny pro velké savce

9.1. VÝCHOZÍ TEZE

Při přípravě návrhu opatření na ochranu migrační propustnosti krajiny se vycházelo z tezí, které byly formulovány na základě:

a) analýzy současného stavu migrační propustnosti krajiny,

b) výskytu zájmových druhů velkých savců na území ČR,

c) zhodnocení rozsahu a dynamiky nárůstu migračních bariér v krajině.

Výchozí teze:

- V České republice dosahuje v současnosti hustota migračních bariér v krajině takového stupně, že se zcela přerušuje přirozené propojení přírodních a přírodě blízkých biotopů. Krajina tak přestává plnit svoji původní funkci spojovacího článku mezi různými populacemi druhů. Tento jev nazýváme fragmentace krajiny.
- Množství migračních bariér v krajině přitom dále stoupá. Nejvýznamnějšími migračními bariérami jsou: 1. výstavba sídelních struktur ve volné krajině, 2. výstavba dopravní infrastruktury a nárůst intenzity automobilové dopravy a 3. výstavba oplocených areálů ve volné krajině.
- Fragmentace krajiny způsobuje fragmentaci populací volně žijících živočichů. Důsledkem fragmentace populací přitom může být ztráta genetické variability a snížení životaschopnosti populací.
- Významně negativně pak fragmentace krajiny ovlivňuje populace ohrožených druhů velkých savců. Tyto druhy mají velké areály výskytu a jejich populace jsou v Ev-

ropě sdíleny mnoha státy. Ochranná opatření pro tyto druhy proto musí být realizována na celém území ČR a ve spolupráci s dalšími evropskými státy.

- Vybrané zájmové druhy velkých savců (rys ostrovid, medvěd hnědý, vlk obecný, los evropský a jelen lesní) mají ze všech lesních druhů nejvyšší nároky na kvalitu migračních koridorů. Zajištěním podmínek pro migraci těchto druhů proto umožňujeme migraci i ostatním druhům lesních živočichů.

Opatření na ochranu konektivity krajiny pro velké savce je možné rozdělit do dvou základních okruhů:

a) obecná opatření na ochranu krajiny před fragmentací,

b) speciální opatření na ochranu konektivity krajiny pro velké savce.

9.2. OBECNÁ OPATŘENÍ NA OCHRANU KRAJINY PŘED FRAGMENTACÍ

Zajištění konektivity krajiny pro velké savce, resp. pro všechny druhy volně žijících živočichů, je součástí problematiky celkové ochrany krajiny před fragmentací. Přestože požadavky jednotlivých druhů na propustnost krajiny jsou velmi odlišné, některá opatření k ochraně krajiny před fragmentací mají všeobecný význam. Jedná se o tyto základní okruhy:

- Zvýšení informovanosti mezi odbornou i laickou veřejností o závažnosti fragmentace krajiny a na ni navazujících jevů, zejména fragmentace populací volně žijících živočichů.
- Zařazení ochrany krajiny před fragmentací do národní legislativy.
- Začlenění problematiky fragmentace krajiny jako povinně řešeného tématu v procesu hodnocení vlivů na životní prostředí.

9.2.1. Zvýšení povědomí o závažnosti fragmentace krajiny a populací

Fragmentace krajiny nebyla dosud vnímána veřejností ani odborníky jako skutečně závažná hrozba pro biodiverzitu. Jedná se o relativně nově popsaný jev, který v ČR nabývá na zásadním významu teprve v posledních dvou desetiletích, kdy u nás došlo k výraznému rozvoji sídelní a dopravní infrastruktury, tvořící převážnou část migračních bariér.

Návrh opatření:

- Zavést tematiku fragmentace do školení a vzdělávání úředníků státní správy a samosprávy (zejména odborů ochrany přírody a krajiny, územního plánování a dalších).
- Zvýšit informovanost o závažnosti důsledků fragmentace krajiny mezi širší odbornou i laickou veřejností.

9.2.2. Zařazení ochrany krajiny před fragmentací do národní legislativy ochrany přírody

Současná právní úprava zákona č. 114/1992, o ochraně přírody a krajiny, pojem fragmentace krajiny nedefinuje, nezařazuje jej mezi ohrožující faktory ochrany biodiverzity, a tudíž v tomto směru neobsahuje ani žádná omezení nebo ochranné podmínky. Návrhy opatření na zajištění konektivity krajiny se proto v současnosti opírají o zákonem definovanou obecnou nebo zvláštní ochranu přírody (např. vliv na významné krajinné prvky nebo na zvláště chráněné druhy živočichů). Začlenění pojmu fragmentace krajiny do legislativy ochrany přírody je nezbytné pro ukotvení tohoto tématu i v navazující legislativě týkající se územního plánování a posuzování vlivů na životní prostředí.

Návrh opatření:

- Zařadit ochranu krajiny před fragmentací do zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a navazujících právních úprav (stavební zákon, případně další).

9.2.3. Začlenění problematiky fragmentace krajiny jako povinně řešeného tématu v procesu hodnocení vlivů na životní prostředí

V procesech hodnocení vlivů záměrů i koncepcí na životní prostředí by měly být všechny tyto vlivy posuzovány souhrnně, teoreticky tedy i včetně vlivů na fragmentaci populací rostlin a živočichů, fragmentaci ekosystémů a konektivitu krajiny. To se ovšem v praxi neděje. Problematiku fragmentace krajiny je proto třeba začlenit i do těchto procesů, a to jak na legislativní, tak na realizační úrovni.

Návrh opatření:

- Po zařazení ochrany krajiny před fragmentací do zákona č.114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, doplnit do zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, zmocnění pro vydání prováděcího předpisu, kterým bude následně stanoven obsah a rozsah hodnocení vlivů na konektivitu krajiny a fragmentaci populací volně žijících živočichů (zpracování tzv. migračních studií).
- Připravit závaznou metodiku, stanovující administrativní a organizační postup orgánů státní správy při naplňování povinností vyplývajících z navrhované vyhlášky k zákonu č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí.
- Připravit odbornou metodiku pro osoby s autorizací pro posuzování vlivů na životní prostředí, obsahující doporučený postup hodnocení vlivů na konektivitu krajiny a fragmentaci populací volně žijících živočichů.

9.3. SPECIÁLNÍ OPATŘENÍ NA OCHRANU KONEKTIVITY KRAJINY PRO VELKÉ SAVCE

Hlavním navrhovaným opatřením na ochranu konektivity krajiny pro velké savce je vymezení a ochrana soustavy území, která zaručují migrační propojení uvnitř oblastí i mezi oblastmi trvalého a přechodného výskytu velkých savců.

Tato soustava se skládá ze tří vzájemně provázaných, hierarchicky uspořádaných částí. Jsou to:

- Migračně významná území (MVÚ) – vymezovaná na nejvyšší hierarchické úrovni. Jedná se o poměrně rozsáhlá území, která jsou významná z hlediska výskytu a migračního propojení populací velkých savců na národní i středoevropské úrovni. Koncepce vymezení těchto území byla detailně popsána v kapitole 6.
- Dálkové migrační koridory (DMK) – vymezované na nižší hierarchické úrovni. Jedná se o konkrétně vymezené migrační koridory, které by měly sloužit k propojení populací velkých savců na národní i středoevropské úrovni. Koncepce vymezení migračních koridorů byla popsána v kapitole 7.
- Migrační trasy (MT) – jsou vymezovány lokálně, v maximálním detailu. Zpřesnění DMK na úroveň MT by mělo být provedeno v kritických úsecích DMK na základě posouzení konkrétní situace: prostupnosti a kombinace bariér v určité lokalitě, propojení biotopů využívaných velkými savci a napojení migrační trasy na související dálkové migrační koridory, viz podkapitola 9.3.3.

Zajištění ochrany soustavy těchto území by mělo být realizováno pomocí:

- **Vymezení MVÚ a DMK a stanovení ochranných limitů těchto území**

  Migračně významná území a dálkové migrační koridory musí být popsány jako samostatné celky, které mají jednotnou koncepci vymezení a stejné ochranné podmínky v rámci celé ČR. Tato identita by měla být zajištěna vydáním MVÚ a DMK jako územně analytických podkladů (dále jen ÚAP) podle zákona

č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), a vyhlášky č. 500/2006 Sb., o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a způsobu evidence územně plánovací činnosti. Spolu s vymezením těchto území by měly být formulovány i limity využívání a ochrany MVÚ a DMK. Tyto limity by pak měly být dále zohledněny při tvorbě územních a regulačních plánů.

- **Využití již existujících nástrojů ochrany přírody na ochranu těchto území**

  K zajištění ochrany těchto území přispívá v současnosti řada již existujících nástrojů ochrany přírody, a to zejména ve třech oblastech:

  Obecná ochrana přírody
  - Územní systém ekologické stability jako nástroj k ochraně DMK.
  - Ochrana lesa, který je významným krajinným prvkem jako nástroj přispívající k ochraně DMK (cca 85 % navržených DMK je vedeno lesem, viz kapitola 6) i MVÚ.
  - Ochrana dřevin rostoucích mimo les. Ty mají významnou funkci tzv. „nášlapných kamenů“, zmírňujících bariérový efekt bezlesí v místech, kde jsou DMK a MVÚ vymezeny mimo les.
  - Přírodní parky (jakožto velkoplošná území s významnými estetickými a přírodními hodnotami) jsou nástrojem přispívajícím k ochraně DMK i MVÚ.

  Zvláštní ochrana přírody
  - Ochranné limity maloplošných i velkoplošných zvláště chráněných území, zejména těch, kde jsou předmětem ochrany lesní druhy a/nebo lesní ekosystémy, jsou nástrojem k ochraně DMK i MVÚ.
  - Základní ochranné podmínky vybraných zvláště chráněných druhů živočichů (rys ostrovid, medvěd hnědý, vlk obecný, los evropský), zejména ochrana jejich biotopů jako nástroj k ochraně DMK i MVÚ.

  Soustava Natura 2000
  - Ochrana evropsky významných lokalit (EVL), zejména EVL vyhlášených k ochraně populací rysa ostrovida, medvěda hnědého a vlka obecného jako nástroj k ochraně DMK i MVÚ.

9.3.1. Migračně významná území

Migračně významná území (MVÚ) jsou koncipována jako území, která umožňují dlouhodobě udržitelnou existenci populací druhu a zajišťují jejich migrační propojení. Pro zvláště chráněné druhy velkých savců (rys ostrovid, medvěd hnědý, vlk obecný, los evropský) je MVÚ možné chápat jako biotop zvláště chráněného druhu s příslušnou ochranou z toho vyplývající. Při ochraně MVÚ se jedná především o ochranu propustnosti krajiny jako celku tak, aby byla zajištěna dostatečná kvalita lesních biotopů a variabilita jejich propojení. Proto jsou jako MVÚ vymezena poměrně široká území a navržené regulativy mají především rámcový charakter.

Návrh opatření pro ochranu MVÚ:

- Vydání aktualizovaných MVÚ Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR jako jednotného ÚAP.
- V návaznosti na realizaci obecných opatření, navržených v podkapitole 9.2., by všechny záměry ovlivňující MVÚ měly podléhat hodnocení vlivů na konektivitu krajiny a fragmentaci populací volně žijících živočichů.

9.3.2. Dálkové migrační koridory

Dálkové migrační koridory (DMK) jsou koncipovány jako součást migračně významných území, ve kterých představují reprezentanty reálného dálkového průchodu územím. Představují nikoliv optimum, ale minimum průchozích cest pro migrující živočichy. Jedná se o liniové struktury šířky cca 500 m, u kterých je základním požadavkem, aby do budoucna nebyly přerušeny jakoukoliv bariérou znemožňující migraci živočichů. DMK mají významně menší rozlohu než MVÚ, ale limity využívání a ochrany území jsou zde přísnější.

Návrh opatření pro ochranu DMK:

- Vydat DMK Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR jako jednotný ÚAP.
- Připravit odbornou metodiku, kde bude specifikován doporučený postup pro práci s ÚAP DMK pro orgány státní správy, autorizované osoby pro hodnocení vlivů na životní prostředí i odbornou veřejnost.
- Zajistit převzetí vrstvy DMK do Politiky územního rozvoje a Zásad územního rozvoje krajů jako základního podkladu pro zajištění konektivity krajiny a udržení podmínek pro trvalou existenci populací vybraných zvláště chráněných druhů (rys ostrovid, medvěd hnědý, vlk obecný, los evropský).

Při ochraně DMK (s využitím stávajících legislativních nástrojů – zejména ÚSES, zvláštní druhové ochrany, ochrany soustavy Natura 2000 a ZCHÚ – případně s využitím nových nástrojů navržených v podkapitole 9.2 by měly být zohledněny následující zásady:

a) Obecným principem je nezužovat šířku migračního koridoru výstavbou, která by mohla negativně ovlivnit jeho využívání migrujícími druhy. To se týká především bytové výstavby, průmyslové výstavby, stavby energetických zařízení, rekreační výstavby a budování nočního osvětlení.

b) Liniové dopravní stavby. V případě křížení migračního koridoru s významnými liniovými dopravními stavbami (čtyřproudé a víceproudé komunikace se středním dělicím pruhem, oplocené koridory vysokorychlostních tratí) je nutné počítat s vyhovujícím migračním objektem (podchod nebo nadchod). Při jejich navrhování je třeba vycházet z Technických podmínek Ministerstva dopravy č. 180 a zpracovat příslušnou migrační studii, která navrhne řešení podle konkrétních místních podmínek. U ostatních silnic I. třídy a hlavních železničních tratí je třeba podle konkrétních podmínek počítat s využitím prostředků omezujících mortalitu živočichů, které však zároveň neomezují průchodnost komunikace pro živočichy.

c) Zemědělská krajina. Průchodnost zemědělské krajiny je zapotřebí zachovat v ose koridoru a okolním prostoru o celkové šířce 500 m. Riziko představuje především zřizování plotů, ohrad a dalších migračních bariér (pastevní areály, vinice, pěstování rychle rostoucích dřevin apod.). Zvýšenou pozornost je třeba věnovat ochraně veškeré mimolesní zeleně, která plní funkci tzv. „nášlapných kamenů“ (úkrytů a míst odpočinku) pro migrující živočichy.

d) Les. Běžné hospodaření v lesích včetně používání oplocenek lesních kultur o ploše odpovídající platným předpisům není třeba z hlediska migrace živočichů nijak omezovat. Funkci migračních koridorů však mohou negativně ovlivnit stavby umístěné v lese nad rámec běžného lesnické hospodaření, např. oborní ploty. Při plánování těchto staveb by tedy mělo být zohledněno zachování průchodnosti migračního koridoru.

e) Vodní toky a plochy. Správu vodních toků v místě křížení s migračními koridory není třeba upravovat, pokud nedochází k takovým úpravám břehů toků, které by živočichům znemožnily překonat vodní tok (zpevnění břehů panely, dlažbou, oplocení aj.).

9.3.3. Migrační trasy (MT)

Migrační trasy představují v systému ochrany konektivity krajiny realizační stupeň. Jsou podrobně vymezovány v kritických nebo problémových místech migračních koridorů a měly by být provázány s konkrétní realizací ochranných opatření. Základní zpracování migračních tras by mělo být provedeno v detailu projektové studie v měřít-

ku 1 : 5 000 zároveň s projektem ochranných opatření a s ekonomickým rozpočtem.

Migrační trasy mají ve vazbě na přítomnost bariér a přírodní podmínky omezenou šířku, často až na hranici možného limitu průchodnosti pro migrující živočichy. Délka migračních tras je závislá na typu bariéry, v praxi lze očekávat rozsah od 1 do 5 km.

Ochrana migračních tras by měla být nejpřísnější ze všech tří zmiňovaných kategorií. MT by měly být chráněny na úrovni územních plánů obcí.

Návrh opatření:

- V rámci územního plánování postupně zpracovat návrh migračních tras pro všechna kritická místa DMK a zahrnout je do územních plánů obcí.
- V případě, že dojde k povolení stavby, která zasahuje do MVÚ nebo DMK, a je uloženo realizovat technické opatření pro zajištění konektivity krajiny, musí být toto opatření rozpracováno do podrobnosti migrační trasy.

10.

Perspektivy vývoje fragmentace krajiny

Petr Anděl

V předchozích kapitolách byl představen projekt VaV, který se zabýval propustností krajiny pro migraci velkých savců. Byl popsán způsob, jakým fragmentace krajiny omezuje jejich migraci a zdůrazněna nutnost ochrany ekologických krajinných sítí pro zajištění dlouhodobé existence jejich populací. Současně byly prezentovány i výstupy projektu, kterými je především upřesnění migračně významných území, vymezení dálkových migračních koridorů a návrh koncepčních systémových opatření na ochranu konektivity krajiny pro velké savce. Zbývá však ještě provést shrnutí z hlediska prognózy vývoje naší krajiny do budoucna.

Při hodnocení budoucích perspektiv je třeba vycházet z těchto skutečností:

- **Dosud relativně příznivý stav krajiny v ČR ve srovnání se západní Evropou.** Problematika fragmentace krajiny není aktuálním tématem jen u nás, ale i v celé Evropě. Především západní Evropa již učinila negativní zkušenost s přeměnou přírodní nebo harmonicky vyvážené krajiny ve zcela antropogenní průmyslově sídelní prostor, který se nyní snaží zpětně „revitalizovat". Vzhledem k opožděnému vývoji výstavby infrastruktury je však situace v ČR dosud mnohem příznivější a stále existuje šance se z chyb našich západních sousedů poučit.
- **Rychlý trend zhoršování situace.** Vývoj posledních několika desetiletí ukazuje, že u nás dochází k rychlému zhoršování situace, k postupnému zvyšování fragmentace krajiny a že celkový trend vývoje našeho území kopíruje dřívější vývoj v západních zemích. Bez realizace okamžitých koncepčních opatření, především v oblasti územního plánování, je tato perspektiva

jednoznačná. Především rychlý rozvoj sídelní struktury, výstavba ve volné krajině mimo intravilány obcí, bouřlivý rozvoj satelitních sídel (tzv. urban sprawl) jsou prvotními příčinami fragmentace. S nimi souvisí rozvoj dopravní infrastruktury, který fragmentaci dále zvyšuje.

- **Konektivita krajiny je nezbytnou podmínkou pro ochranu ekosystémů.** Krajina v ČR se rychle blíží ke zlomovému bodu, kdy fragmentace krajiny bude limitujícím faktorem pro celou ochranu přírody. Bez zajištění dostatečné konektivity krajiny není ochrana zvláště chráněných území, lokalit soustavy Natura 2000 a dalších cenných ekosystémů dlouhodobě udržitelná. Ztráta konektivity krajiny může tedy v budoucnu do velké míry znehodnotit úsilí, které bylo ochraně ohrožených druhů i ekosystémů věnováno.

- **Nevratný charakter vyvolaných změn.** Hlavním rizikem rozvoje krajinných bariér a fragmentace krajiny je jejich převážně nevratný charakter. Změny v sídelní struktuře nelze vzít zpátky a přírodní ekosystémy zlikvidované přímými či nepřímými zásahy nelze nikdy zcela nahradit. Bariéry, které v krajině přibývají každým dnem, mají trvalý charakter a ovlivní tak stav naší přírody na stovky let dopředu.

Opatření k ochraně konektivity krajiny, a to nejen pro velké savce, jsou již řadu let známa a jsou uvedena i v této publikaci. Je třeba si uvědomit, že se nejedná o opatření snadno realizovatelná. Jejich aplikace v praxi bude vyžadovat značné úsilí. Bude třeba získat širokou podporu veřejnosti, do realizace se bude muset zapojit řada odborníků i institucí státní správy z oblasti ochrany přírody, územního plánování a dalších resortů.

Tato opatření však v žádném případě neznamenají neúměrné omezení ekonomického rozvoje společnosti, jak je jim často podsouváno. Dálkové migrační koridory jsou vedeny z cca 90 % své délky (!) územími, která jsou dnes již nějakým způsobem z hlediska přírody a krajiny chráněna. Nejedná se tedy o nové prvky v ochraně přírody a krajiny, ale především o nový přístup, který vidí v propojenosti ekosystémů stejnou prioritu jako v ochraně samotných biotopů. Ochrana ekologické sítě je stejně důležitá jako ochrana lokalit, které tato síť spojuje. Navrhovaná opatření tedy představují hlavně změnu v koncepci ochrany krajiny s důrazem na nutnost spolupráce všech jejích uživatelů.

Z výše uvedených skutečností vyplývá zásadní závěr: koncepční řešení ochrany konektivity krajiny již nelze odkládat a je to současná generace, která nese plnou zodpovědnost za stav naší krajiny a přírody nejen nyní, ale i v daleké budoucnosti.

English summary

Protection of Landscape Permeability for Large Mammals

Landscape fragmentation currently poses one of the crucial challenges that conservation biology is facing. Not long ago, the landscape of Central Europe was characteristic with a relatively continual matrix for most of the mobile terrestrial animals. This matrix already involved less favourable areas, such as cropland in case of forest species. However, animals still could cross these areas and the barriers did not completely separate the individual populations. Only a few decades ago, the areas inhibiting migration of larger mammals were small in size. These were mainly urban residential areas, industrial precincts, mines, or game preserves. Similarly, line transport constructions and traffic intensity only had a local impact rarely causing a barrier effect. Nevertheless, the situation has dramatically deteriorated during the past three decades. Suburbanising processes are related to land take in the open landscape. As a result, the previously separated settlements, which only formed small impermeable patches in an otherwise continuous and permeable landscape matrix, are now being connected into large areas or long line barriers entirely hindering migration of most wildlife. Newly constructed industrial zones on green fields and storage capacities around large cities or along significant transport arteries only contribute to these processes. Thus, the size of the open and permeable landscape is diminishing fast and the unprecedented development of transport infrastructure along with an exponential increment of traffic load give rise to practically impermeable line barriers fragmenting the landscape across the entire territory of the country. Opportunities to cross these barriers are still relatively rare and the distance between wildlife passages often reaches tens of kilometres. The originally connected wildlife populations are gradually being separated, exchange of individuals ceases, and species in sink populations dependent on migrating individuals are disappearing fast. Due to the lack of suitable habitats and high death rates on roads, even the previously strong and viable populations note significant losses and cease to fulfil their function of source populations for the wider surroundings. Finally yet importantly, the exchange of genetic information among populations is becoming more complicated, which, in a long-term horizon, impairs the viability of the already fragmented populations.

Requested by the Ministry of the Environment of the Czech Republic, the present study deals with one specific issue concerning fragmentation, i.e. permeability of the landscape for large mammals, and with a proposal for protection and optimising measures aimed at mitigating the negative impacts of the mentioned process. The target "large mammals" in this project are the following: Brown Bear, *Ursus arctos* Linnaeus, 1758; wolf, *Canis lupus* Linnaeus, 1758; Eurasian Lynx, *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758); Red Deer, *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758; and Eurasian Elk, *Alces alces* (Linnaeus, 1758). These species show significant demands for a free movement in the landscape and should be considered as representatives of forest ecosystems. With respect to their high environmental demands, we may presume that the landscape permeability will result sufficient also for other forest species. Protection of the landscape connectivity for the mentioned large mammals thus secures the landscape connectivity for forest ecosystems as a whole. Forest ecosystems form a significant part of close-to-nature habitats in the Czech Republic representing approximately a third of the country area.

Great attention has been paid to natural history, ecology, migration behaviour, and delimitation of dispersal of the species subject to the study. The Brown Bear and wolf permanently occur only in the northeast part of the Czech Republic and their future just rests upon their functional connectivity with other strong and viable populations from the Carpathians. At present, the Brown Bear permanently occurs merely in the highest and most remote peaks of Beskydy. Maximum 5 bears are estimated to be living all over the entire mountain range neighbouring Slovakia and it is supposed that up to 23 animals could live their in the future. The dispersal of the wolf is also restricted to the Moravskoslezské Beskydy Mountains with the migrating

animals regularly appearing in the surrounding mountains. The current population of wolves counts with 5 to 15 animals. The population of the Eurasian Lynx depends on two main areas in the Czech Republic, i.e. south and west Bohemia being home to approximately 60–75 animals, and Beskydy and the surrounding mountains with about 20 animals. The populations known to have existed in the area of Labské pískovce and Jeseníky probably disappeared due to illegal hunting, which is, in fact, an essential obstacle hindering more significant occurrence of large carnivores in the Czech Republic. The Eurasian Elk is restricted in the Czech Republic to the region of Třeboň and the area between the Lipno reservoir and the state border. The Eurasian Elk is classified as critically endangered in the Czech Republic with both populations counting total 20-30 animals. Their survival probably depends on efforts to enhance migration from Poland. Contrary is the situation concerning the Red Deer, which occurs all over the border mountain range and in some inland areas with a more continuous forest cover. Several tens of thousands of animals live approximately on a half of the country area. The species is not endangered and its numbers are rather growing along with its slightly extending dispersal. The Red Deer was included in the project as a model example of a wild forest animal which requires high permeability of barriers and because more data on migration behaviour are available thanks to its abundance.

Evaluation of the landscape permeability required a focus on the assessment of migration barriers. We mainly assessed the resistance of the barriers (impermeable or easily permeable), the period of their impacts (permanent and seasonal barriers), and their type (road, motorway, railway, water bodies, fences, urban area, non-forest area). The cumulative effect of individual barriers was also taken into account. When dense enough, even partially permeable barriers can finally cause complete impermeability of the landscape.

When delimiting the network of interconnected migration corridors, we applied models of potentially suitable habitats as a tool to determine the potential of the landscape to host the populations of the target species, both permanently and temporarily. First, data on the dispersal of the given species have to be analysed. This is followed by assigning adequate characteristics to the environment. The key step is then to create the actual habitat model for the specific species. The results coming from the models are spatially analysed with the aim to determine the core areas of the given species occurrence. Based on the habitat model results, these core areas are further interlinked usually through one of the methods involving the least cost path modelling. As an output, maps are produced showing areas with various Habitat Suitability Indices. These clearly depict the relations between the applied factors of the environment and the geographical distribution of habitats suitable for the species under review. The output was also compared with the detailed telemetry data on the species occurrence. For example, the analysis showed that, in case of the lynx, there is a high share of unsuitable environment even within the home range of resident males. Nevertheless, the suitable environment forms a continuous matrix. In home ranges of selected resident adult and dispersing juvenile males monitored through telemetry, key indicators were calculated as to the share of individual classes of habitat suitability and their connectivity and fragmentation. The acquired data served to set spatial parameters when delimiting individual sites offering the required conditions for the permanent or at least temporary occurrence of the lynx. The defined sites were further used to draw up an interconnected network of potential corridors. Through a formalised assessment of the demands the given species have on habitats, an expert team established a model of the landscape potential based on a multi-criteria analysis, which was an appropriate complement to the habitat suitability model.

Based on the records of the target species, distribution of their populations, and the above-mentioned models, suitable migration corridors were proposed with their permeability verified within an extensive field survey. The final results of the entire project gave rise to a proposal for key measures indispensable in order to secure the migration permeability of the landscape for large mammals. Such measures consist of general recommendations related to legislation, spatial development planning, and integration of landscape fragmentation as an obligatory topic in the process of the environmental impact assessment. Another proposal involved special measures aimed at protecting the connectivity of the landscape for large mammals, i.e. mainly delimitation and protection of a network that would ensure the migration connectivity inside and between the

individual areas of permanent and temporal occurrence of large mammals. Such a network should consist of three mutually connected and hierarchically ordered parts:

1) Significant Migration Areas, i.e. significant areas with permanent occurrence of the target species and their migration corridors;

2) Long Distance Migration Corridors, i.e. tens of kilometres long and on average 500 m wide line landscape structures which connect areas significant for the permanent of temporal occurrence of large mammals;

3) Migration Routes, representing individual solutions in critical areas of a migration corridor, i.e. routes delimited in detail, approximately 100 m wide, with precise technical optimising measures, e.g. enabling permeability of migration barriers, adjustments of wildlife passages, planting woody species, etc.

Among the priorities related to the protection of large mammals in Central Europe, we should mention the mutual connection of the proposed network of migration corridors for large mammals in the Czech Republic with similar networks in the neighbouring countries. The migration corridors were delimited based on the exchange of information regarding the dispersal of the species and their main migration directions. They take into account similar networks in the neighbouring countries and are linked to them.

The current state of the Czech landscape is relatively favourable compared to Western Europe, but it has been deteriorating fast. The landscape connectivity represents a vital precondition for the protection of ecosystems. We are too fast approaching a breakpoint, when the landscape fragmentation will become a limiting factor in the entire sector of nature conservation. The prevailing irreversible character of barriers and landscape fragmentation poses the main threat. The changes in the structure of settlements can never be repaired and the destroyed natural ecosystems hardly substituted. Barriers multiply in our landscape each day and will remain with us for hundreds of years influencing the state of our nature. Our current knowledge leads us to conclude that the protection of the ecological network is of the same importance as the protection of individual sites connected within the same, and that tomorrow might be too late for a conceptual solution to the protection of the landscape connectivity. The present generation is held responsible for the state of our landscape and nature now and in the distant future.

Anděl P.,
Mináriková T.,
Andreas M. (eds.) 2010

Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce

Vydal:
Evernia s.r.o., 1. máje 97, 460 01 Liberec

Redaktorka:
Ivana Gorčicová

Grafická úprava:
Ondřej Horáček

Jazyková korektura:
Věra Vykoukalová, Alice Chocholoušková

Překlad souhrnu:
David Pešek

Autoři fotografií:
Petr Anděl: str. 55, 59;
Jiří Bohdal: str. 2, 7, 26, 29, 38, 67, 119, obálka;
Ivana Gorčicová: str. 47, 50, 54, 56, 60, 62, 64, 78, 81, 90, 103, 112, 127, 133;
Václav Hlaváč: str. 1, 41;
Jan Minárik: str. 130;
Luboš Mráz: str. 32;
Martin Strnad: str. 33;
Jan Ševčík: str. 8;
Jaroslav Vogeltanz: str. 21, 40, 68,106;

Mapové podklady:
© AOPK ČR, © ARCDATA, © CORINE, © ČÚZK, © Geodis Brno, spol. s r.o., © ŘSD
Tisk:
Žaket, www.zaket.cz

Vydání 1.
Počet stran: 137
Náklad: 1 000 ks

ISBN 978-80-903787-5-9