



Disertační práce

Ing. Tomáš Kušta

2011



Fakulta lesnická a dřevařská
Katedra ochrany lesa a myslivosti,
oddělení mysliveckého
managementu

Disertační práce

**Téma: Posouzení vlivu pozemních komunikací na mortalitu
a migraci velkých savců**

Obor doktorandského studia: Ochrana lesa a myslivost

Doktorand: Ing. Tomáš Kušta

Školitel: Doc. Ing. Jaroslav Červený, CSc.

Praha 2011

Anotace

Tato disertační práce řeší aktuální problematiku fragmentace krajiny v důsledku bariérového efektu pozemních komunikací a dalších antropogenních struktur ve vybraných modelových úsecích ČR. Dále posuzuje vliv změny charakteru krajiny v okolí komunikace na migraci zvěře a její mortalitu v důsledku střetů s motorovými vozidly. Hodnoceny byly především: rozloha, tvar, faktor vyvolávající bariérový efekt, intenzita bariérového faktoru (jako je u silnice intenzita dopravy), časový průběh bariérového efektu (jeho trvalost nebo sezónnost.), vliv opatření na snížení bariérového efektu, limitní velikosti migračních objektů aj.

Práce byla zaměřena na velké savce, a to především na prase divoké (*Sus scrofa*), srnce obecného (*Capreolus capreolus*), jelena lesního (*Cervus elaphus*), jelena siku (*Cervus nippon*), daňka evropského (*Dama dama*), losa evropského (*Alces alces*), muflona (*Ovis musimon*) a zajíce polního (*Lepus europaeus*). Modelové oblasti v kraji Vysočina, ve Středočeském, Plzeňském, Libereckém a Jihočeském kraji byly zvoleny v lokalitách s rozšířením a migrací významných druhů savců a zároveň jsou zde pro tyto živočichy velice těžko průchodné úseky.

Abstrakt

This project deals with a serious problem of landscape fragmentation due to barrier effect of transport infrastructure and other anthropogenic components in selected model sections of the Czech Republic. The thesis also evaluates the influence of changes in the landscape character around communication (like as motorways) on possibility of animal migration and the mortality due to collisions with motor vehicles. Among the major factors that were evaluated include: size, shape and factor causing the barrier effect, the intensity and factor of barrier (like the road traffic volume), timing barrier effect (it is permanent or seasonal variation.) affect measures to reduce the barrier effect limit the size of migratory objects, etc.

The Thesis is focused on selected species of large mammals like Wild Boar (*Sus scrofa*), Roe Deer (*Capreolus capreolus*), Deer (*Cervus elaphus*), Sika Deer (*Cervus nippon*), Fallow Deer (*Dama dama*), European Elk (*Alces alces*), Moufflon (*Ovis musimon*) and Hare (*Lepus europaeus*). All the selected model localities in region of Central Bohemia, Pilsen, Liberec and region of South Bohemia were chosen like places with high density of population of important species of mammals while there are sections which are almost without permeability for them.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma: „Posouzení vlivu pozemních komunikací na mortalitu a migraci velkých savců“ vypracoval samostatně pod odborným vedením doc. Ing. Jaroslava Červeného, CSc. Dále prohlašuji, že jsem uvedl všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 1.1.2011

Ing. Tomáš Kušta

V této práci byla použita forma citací podle pravidel impaktovaného vědeckého časopisu Wildlife Biology.

Poděkování:

Na tomto místě bych rád poděkoval doc. Ing. Jaroslavu Červenému, CSc. za odborné a metodické vedení disertační práce. V neposlední řadě děkuji i České zemědělské univerzitě v Praze za poskytnutí kvalitního mysliveckého a lesnického vzdělání a podmínek pro dokončení disertační práce.



OBSAH:

SEZNAM SYMBOLŮ A ZKRATEK	9
ODBORNÁ TERMINOLOGIE	10
SEZNAM OBRÁZKŮ	11
SEZNAM TABULEK	12
ÚVOD	13
1. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	14
1.1. <i>Fragmentace krajiny</i>	14
1.2. <i>Dopady dopravy na populace živočichů</i>	20
1.2.1. Ztráta biotopu.....	24
1.2.2. Fragmentace biotopů.....	26
1.2.3. Mortalita živočichů způsobená kolizemi s dopravními prostředky.....	30
1.2.4. Disturbance a znečištění.....	36
1.3. <i>Migrace živočichů</i>	39
1.4. <i>Metody hodnocení fragmentace</i>	44
1.5. <i>Intenzita provozu a její vliv na migraci a mortalitu živočichů</i>	48
1.6. <i>EIA a SEA</i>	50
1.7. <i>Kategorizace živočichů</i>	51
1.8. <i>Migrační objekty</i>	53
1.8.1. Podchody pro zvěř.....	61
1.8.2. Nadchody – Ekodukty.....	62
1.9. <i>Redukce mortality živočichů</i>	67
1.9.1. Specifická opatření.....	68
1.9.1.1. Plocení.....	68
1.9.1.2. Umělé odpuzovače – pachové, světelné, akustické atd.....	70
1.9.1.3. Varovná značení a systémy.....	72
1.9.2. Úprava biotopu, odstranění vegetace, výsadba vegetace a výběr druhů rostlin.....	73
1.9.3. Úprava komunikace.....	75
1.9.3.1. Protihlukové stěny.....	75
1.9.3.2. Úprava okrajů a silnic.....	76
1.9.3.3. Umělé osvětlení.....	76
1.9.3.4. Další opatření ke snížení mortality.....	77
1.10. <i>Železniční doprava a její vliv na migraci a mortalitu živočichů</i>	77
2. CÍLE, OČEKÁVANÉ VÝSLEDKY A PŘÍNOS PRÁCE.....	85
3. METODOLOGIE A VÝSLEDKY DÍLČÍCH VÝZKUMŮ.....	86
3.1. <i>Vyhodnocení dat Policie ČR o mortalitě zvěře na komunikacích v České republice</i>	86
3.1.1. Metodika.....	86
3.1.2. Výsledky a diskuse.....	88
3.2. <i>Monitoring mortality, migrace zvěře a změn krajinného managementu v modelových lokalitách na D1 a plánovaném okruhu 511 D1 – Běchovice</i>	96
3.2.1. Metodika.....	96
3.2.2. Výsledky a diskuse.....	102
3.3. <i>Různé metodické aspekty sledování velkých savců podél silnice III/1634 Přední Zvonková (bývalá rota) – státní hranice</i>	129
3.3.1. Metodika.....	129
3.3.2. Výsledky a diskuse.....	131

3.4. Vyhodnocení pachových oplocenek jako opatření pro snížení mortality zvěře na silnicích.....	135
3.4.1. Metodika.....	135
3.4.2. Výsledky.....	136
3.4.2.1. Českomoravská vrchovina.....	136
3.4.2.2. Český les.....	138
3.4.2.3. Liberecký kraj.....	138
3.4.3. Diskuse	139
3.5. Kvantifikace mortality velkých savců na železnicích.....	142
3.5.1. Metodika.....	142
3.5.2. Výsledky a diskuse	145
4. ZÁVĚR.....	151
5. POUŽITÁ LITERATURA	155

SEZNAM SYMBOLŮ A ZKRATEK

CDV - Centrum dopravního výzkumu

COST - European cooperation in the field of scientific and technical research

DPZ - Dálkový průzkum země

EA - Efektivní plocha

ES - Evropská směrnice

JDVM – Jednotná dopravní vektorová mapa

GIS - Geografický informační systém

HMS – Hmotná škoda

IENE - Infra Eco Network Europe

MP - Migrační potenciál

MPE - Migrační potenciál ekologický

MPT - Migrační potenciál technický

OSN - Organizace spojených národů

PB - Potenciální bariéra

Pbe - Potenciální bariéra vnější

Pbi - Potenciální bariéra vnitřní

PBt - Potenciální bariéra celková

ŘSD – Ředitelství silnic a dálnic

TS - Technická studie

TUR - Trvale udržitelný rozvoj

UAT - Unfragmented area with traffic

ÚSES - Územní systém ekologické stability

WCED - World Commission on Environment and Development

ŽP - Životní prostředí

ODBORNÁ TERMINOLOGIE

Efektivní plocha (EA) - Zavedená veličina, plocha uvnitř polygonu skutečně využitelná pro daný druh.

Hodnocený úsek - Úsek komunikace, který je předmětem ekologické a technické studie, v rámci které se určují základní podmínky pro migrační profily (často se jedná o dokumentaci v procesu EIA, nebo dokumentaci pro územní rozhodnutí).

Migrační cesta - Cesta pravidelně využívaná zvěří k migraci. Existuje samostatně bez ohledu na pozemní komunikaci, její parametry se hodnotí často před zahájením výstavby komunikace.

Migrační profil - Místo křížení migrační cesty s pozemní komunikací. Zde se střetává biotická a technická (antropogenní) složka. Funkčnost migrace (migrační potenciál) je hodnocena samostatně pro každý migrační profil.

Migrační objekt - Stavební objekt na pozemní komunikaci realizovaný za účelem migrace zvěře, nebo umožňující tuto migraci jako vedlejší jev a hodnocený z tohoto hlediska. (V podobném významu bývají v literatuře používány pojmy ekologický mostní objekt, ekologický most, průchod, přechod, ekodukt.)

Migrační potenciál - Vyjadřuje předpoklad daného profilu pro umožnění migrace. Jde o pravděpodobnost funkčnosti migračního profilu. Skládá se ze dvou nezávislých částí - ekologického a technického migračního potenciálu.

Nefragmentovaná oblast dopravou UAT - Část krajiny ohraničená silnicemi s intenzitou dopravy vyšší než 1000 vozidel/den, nebo více Kolejnými železničními tratěmi, o velikosti větší nebo rovné 100 km².

Narušená zóna - Odhad prostoru na obě strany od komunikace, který představuje největší ovlivnění ve vztahu k migrujícím zvířatům. Je to prostor ovlivněný hlukem, imisemi, osvětlením a vizuálním rušením.

Potenciální bariéra - Zavedená veličina, modelový odhad přítomnosti ohnisek budoucí fragmentace uvnitř polygonu, která představuje různé dílčí úseky silnic s různou intenzitou dopravy, které do polygonu zasahují.

Relevantní úsek - Úsek trasy komunikace, který je brán v úvahu při optimalizaci migračních parametrů při hodnocení jednoho konkrétního migračního profilu. Je dán vzdáleností (d) na obě strany od migračního profilu.

Zájmová oblast - Širší oblast, která je posuzována z hlediska výstavby komunikace na životní prostředí. Týká se celého hodnoceného úseku (většinou dílčí stavby). Řádově se jedná o desítky km².

Zájmové území - Okolí křížení cesty zvěře a pozemní komunikace, ve kterém se odehrávají vzájemné vztahy migrace, dopravy a působení okolních rušivých vlivů. Řádově se jedná o desítky km².

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Subjekty fragmentace (Anděl et al. 2006).....	16
Obr. 2: Mapa kategorizace území ČR - výskyt a migrace velkých savců (Anděl et al. 2005).	41
Obr. 3: Ukázka určování lokalit ve vyhledávači Googole Street View.....	87
Obr. 4: Mortalita zvěře v ČR na jednotlivých komunikacích dle kategorií	88
Obr. 5: Mortalita zvěře v ČR za různých světelných podmínek	89
Obr. 6: Mortalita zvěře v ČR v jednotlivých měsících.....	90
Obr. 7: Shluková analýza nehod se zvěří během jednotlivých měsíců	90
Obr. 8: Výstup testu Principal Components Analysis u hodnocených nehod na dálnicích.....	93
Obr. 9: Bodový graf nehod během jednotlivých hodin šetřených testem PCA.....	93
Obr. 10: Vizualizace studovaných střetů se zvěří v ČR PCA testem za období 2007 - 2009.	95
Obr. 11 a 12: Rozsah analyzovaného (zájmového) území a umístění Stavby 511 v rámci Silničního okruhu kolem Prahy R1	99
Obr. 13: Změny rozlohy kategorií land use ve sledovaných letech – úsek 11 – 29 km	103
Obr. 14: Změny rozlohy kategorií land use ve sledovaných letech – úsek 75 – 87 km	104
Obr. 15: Vzájemné porovnání změn rozloh kategorií land use ve sledovaných úsecích	104
Obr. 16: Shluková analýza – velikosti polygonů 11-29 km D1	105
Obr. 17: Míra variability změn rozlohy pro jednotlivé kategorie v modelové oblasti 11-29 km D1	106
Obr. 18: Shluková analýza – velikosti polygonů 75-87 km D1	106
Obr. 19: Míra variability změn rozlohy pro jednotlivé kategorie v modelové oblasti 75 – 87 km D1	107
Obr. 20: Grafický výstup z aplikace GIS – porovnání 11 - 18 km D1 (1949 a 2007)	108
Obr. 21: Pravděpodobnost úspěšného průchodu zvěře a intenzita provozu v úseku 11-29 km D1	109
Obr. 22: Pravděpodobnost úspěšného průchodu zvěře a intenzita provozu v úseku 75-89 km D1	110
Obr. 23: Mortalita zvěře a intenzita provozu v modelových úsecích na D1	110
Obr. 24: Mortalita spárkaté zvěře na dálnici D1 v roce 2009.....	111
Obr. 25: Mortalita spárkaté zvěře na D1 v roce 2009 v jednotlivých obdobích.....	113
Obr. 26: Nehody se zvěří na D1 v roce 2009 v jednotlivých denních dobách	113
Obr. 27: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období I. – III. 2009	114
Obr. 28: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období IV. - VI. 2009	115
Obr. 29: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období VII. – IX. 2009	115
Obr. 30: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období X. – XII. 2009	116
Obr. 31: Průchodnost srnčí zvěře pod mosty v jednotlivých hodinách	117
Obr. 32: Průchodnost podchodu srnčí zvěří v jednotlivých hodinách v podchodu Lužná.....	118
Obr. 33: Průchody zvěře v čas. intervalech v podchodu u Újezdu pod Přimdou ve sledovaných obdobích	119
Obr. 34: Vytípané území ohrožené komerční výstavbou na 511	128
Obr. 35: Sledovaný úsek silnice III/1634 Přední Zvonková (křižovatka) – státní hranice	131
Obr. 36: Shluková analýza vyjadřující počty přechodů živočichů při zimním stopování...	132
Obr. 37: Shluková analýza vyjadřující počty přechodů živočichů při nočním sledování...	133
Obr. 38: Mortalita zvěře v lokalitě na Českomoravské vrchovině	137
Obr. 39: Krabicový graf Studentova T-testu pro dva nezávislé výběry za rok 2009 vs. 2010 (Českomoravská vrchovina)	137
Obr. 40: Mortalita spárkaté zvěře silnice I/26 (Babylon - Dolní Folmava)	138
Obr. 41: Mortalita spárkaté zvěře v Libereckém kraji.....	139

Obr. 42: Krabicový graf Studentova T-testu pro dva nezávislé výběry rok 2009 vs. 2010 (Liberecký kraj)	139
Obr. 43: Mortalita srnce obecného, zajíce polního, bažanta obecného a dalších živočichů ..	146
Obr. 44: Mortalita živočichů v různých typech prostředí.....	147
Obr. 45: Výsledky shlukové analýzy srovnání mortality živočichů v závislosti na typu prostředí.....	147
Obr. 45: Výsledky shlukové analýzy srovnání mortality živočichů ve sledovaném úseku trati	148
Obr. 46: Porovnání mortality savců na sledovaných železničních tratích (střety/km).....	150

SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Legislativní normy pro výpočet hluku z dopravy ve vybraných zemích Evropy	38
Tab. 2: Kategorizace biotopů a indexy kvality.....	45
Tab. 3: Kategorie silnic a indexy rizika.....	46
Tab. 4: Celková kvalita polygonů	47
Tab. 5: Vývoj dopravních intenzit (vozidla/24 hodin) v ČR.....	49
Tab. 6: Silniční komunikace v ČR (2009).....	49
Tab. 7: Kategorizace migračních objektů.....	55
Tab. 8: Přehled prací zabývajících se migračními objekty.....	59
Tab. 9: Opatření redukující dopravní mortalitu.....	68
Tab. 10: Výsledky výzkumu mortality zvěře (Wells et al. 1999)	79
Tab. 11: Počty sražené zvěře různými dopravními prostředky	89
Tab. 12: Hodnocené parametry při PCA analýze	91
Tab. 13: Výsledky PCA testu u silnic	91
Tab. 14: Výsledky PCA testu u silnic (Table of Component Weights)	91
Tab. 15: Výsledky PCA testu u dálnic	92
Tab. 16: Výsledky PCA testu u dálnic (Table of Component Weights)	92
Tab. 17: Pravděpodobnost zvěře překonat dálnici vlivem intenzity provozu	98
Tab. 18: Statistické zhodnocení mortality v jednotlivých měsících.....	111
Tab. 19: Statistické zhodnocení mortality v jednotlivých měsících.....	112
Tab. 20: Koeficient ekologické stability podle Míchala před realizací záměru	123
Tab. 21: Koeficient ekologické stability podle Miklóse před realizací záměru	124
Tab. 22: Stupeň ekologické stability před realizací záměru.....	124
Tab. 23: Koeficient ekologické stability podle Míchala po realizaci záměru	125
Tab. 24: Koeficient ekologické stability podle Miklóse po realizaci záměru	125
Tab. 25: Stupeň ekologické stability po realizaci záměru	126
Tab. 26: Vzájemné srovnání koeficientů a realizace/nerealizace.....	126
Tab. 27: Zjištěné druhy savců jednotlivými metodami sledování.....	131
Tab. 28: Srovnání počtu přechodů silnice při zimním stopování mezi zaznamenanými druhy	132
Tab. 29: Srovnání počtu přechodů silnice při nočním sledování mezi zaznamenanými druhy	133
Tab. 30: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Dobrá Voda - Hříběcí.....	148
Tab. 31: Počet přechodů zvěře přes trať /hod. v jednotlivých měsících na zkušném úseku (6 km).....	148
Tab. 32: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Jedlová - Chřibská.....	149
Tab. 33: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Obrataň – Jindřichův Hradec	149
Tab. 34: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Bělčice – Závašín.....	149

ÚVOD

Dopravní komunikace s vysokým provozem vytvářejí pro živočichy obtížně překonatelné překážky, které musí při své migraci zdolávat, a představují pro ně přímé smrtelné nebezpečí v důsledku střetů s dopravními prostředky (Trocme 2003). Fragmentace přirozených prostředí živočichů a štěpení přirozených lokalit ekosystémů na stále menší izolovaná místa je jednou z největších osvětových hrozeb ochrany přírody a biologické různorodosti (Broker & Vastenhout 1995). Izolované lokality postupně ztrácejí schopnost plnit svoji přirozenou funkci jako prostoru pro existenci životaschopných populací živočichů a místa, kde se tyto populace jsou schopny opakovaně reprodukovat. Jev označovaný jako fragmentace populací se tak stává závažným a také velmi složitým problémem ochrany přírody a může mít v budoucnu katastrofické následky na struktury ekocenóz, biotopů a v důsledku i celých ekosystémů. Proto je snahou pomocí různých legislativních nástrojů chránit celistvost cenných území, a to nejen na národní, ale v současnosti rovněž na celoevropské úrovni (Hlaváč & Anděl 2001, Iuell et al. 2003). Z hlediska negativních dopadů dopravy bývají jako nejvíce závažné označovány: (i) ztráta biotopu, (ii) fragmentace biotopů, (iii) mortalita způsobená kolizemi s dopravními prostředky, (iv) disturbance (narušování prostředí a životních podmínek) (Anděl et al. 2005).

V předkládané disertační práci je kladen důraz na inventarizaci současného stavu mortality velkých savců na liniových stavbách v ČR. Byly zhodnoceny příčiny, které ovlivňují tyto úhyny a byla řešena problematika možnosti snížení mortality velkých savců na pozemních komunikacích ve sledovaných oblastech pomocí aplikace pachové oplocenky. Dále byl sledován výskyt velkých savců v okolí liniové stavby kombinací několika metod a byla monitorována frekvence průchodů podchody zvířete pod komunikacemi. Výzkum kvantifikace mortality velkých savců probíhal také na pěti modelových úsecích na železničních tratích.

Práce řeší aktuální problematiku fragmentace krajiny v důsledku bariérového efektu pozemních komunikací a dalších antropogenních struktur přilehlých k liniovým stavbám pro velké savce a člověka samotného. Vychází ze současných i historických dat o silniční síti a jejím vlivu na krajinu ve vybraných modelových lokalitách. S využitím GIS a statistických metod vědecky analyzuje ekologické a etologické nároky zájmových druhů při migraci, a to jak na krajinnou strukturu, tak na propustnost jednotlivých typů migračních bariér.

1. LITERÁRNÍ REŠERŠE

1.1. *Fragmentace krajiny*

Základním rysem každé krajiny je její prostorová heterogenita vyjádřená krajinnou strukturou. Struktura krajiny má rozhodující vliv na její funkční vlastnosti. Jakákoliv změna v krajinné struktuře (v prostoru i čase) mění průběh energomateriálních toků v krajině, ovlivňuje průchodnost a obyvatelnost krajiny, mění její ekologickou stabilitu i další vlastnosti a charakteristiky (Lipský 2000).

Fragmentace krajiny patří k závažným a také velmi složitým problémům ochrany přírody, který může mít v budoucnu katastrofické následky pro flóru, faunu a ekosystémy (Anděl et al. 2005). Fragmentace je jednou z významných příčin vymírání druhů na Zemi (Rosenzweig 1995, Verboom et al. 2007). Vliv fragmentace vždy závisí na mnoha faktorech, které je nutné do hodnocení zahrnout (konkrétní druh, velikost bariéry, kvalita okolních biotopů, velikost izolované plochy atd.). Hodnocení dopadu komunikace je také vždy nutné vztahovat k širšímu zájmovému území a k celé síti infrastruktury, ke které daná komunikace patří (Anděl et al. 2006).

S rostoucími nároky populace na komplexní životní úroveň rostou i nároky kladené na krajinu, respektive její průchodnost spojenou s dopravní obsluhností. Stávající dálniční i silniční síť není schopna čím dál více kapacitně uspokojit motoristické požadavky, a proto je její cílený a vědecky podložený vývoj jedním z možných východisek, jak ji dynamicky rozvíjet a modernizovat v duchu trvale udržitelného rozvoje a principu minimalizace negativních dopadů na krajinu. Trvale udržitelný rozvoj (TUR) je rozvoj lidské společnosti, který dokáže naplnit potřeby současné generace, aniž by ohrozil uspokojení potřeb generací následujících nebo se uskutečňoval na úkor jiných národů, přičemž neohrožuje podstatu přirozené funkce ekosystémů, nesnižuje biologickou rozmanitost přírody, neohrožuje podstatu přirozených zdrojů přírody a nepřekračuje samočisticí (asimilační) kapacitu přírodního prostředí. Primární význam pro TUR má nepřetěžování ekologického potenciálu krajiny potažmo i celé planety (samočištění, recyklace, tvorba obnovitelných zdrojů) (Novotná 2001). „Trvale udržitelné využívání“ znamená využívání složek biodiverzity takovým způsobem a v takovém rozsahu, který nevede k dlouhodobému poklesu biodiverzity, čímž se udržuje její schopnost uspokojovat potřeby a naděje současných a budoucích generací (Úmluva o biologické rozmanitosti 1992).

Základní aspekt udržitelného rozvoje asi nejlépe vystihuje definice ze Zprávy pro Světovou komisi OSN pro životní prostředí a rozvoj (WCED) nazvané „Naše společná

budoucnost", kterou v roce 1987 předložila její tehdejší předsedkyně Gro Harlem Brundtlandová. Tato definice říká: „Trvale udržitelný rozvoj je takový způsob rozvoje, který uspokojuje potřeby přítomnosti, aniž by oslaboval možnosti budoucích generací naplňovat jejich vlastní potřeby“. Tato definice přesně vymezuje i pomyslné mantinely, které by měli respektovat i stavitelé dálniční a silniční sítě v ČR. Příroda a krajina jsou součástí národního bohatství a na jejich stavu přímo i nepřímo závisí ekonomická, a v mnoha ohledech i kulturní úroveň. Proto je nutné ochranu přírody a krajiny považovat za veřejný zájem (Sklenička 2003).

K negativním vlivům liniových staveb patří přímý zábor biotopů, rekolonizace krajiny při stavbě komunikací, kontaminace prostředí a nejrůznější typy rušení (hlučnost apod.). Významné jsou tedy i nepřímé vlivy dopravních staveb, jako například zvýšení civilizačního tlaku a doprovodná výstavba podél komunikací liniového či polygonového charakteru.

Bariérový efekt je pravděpodobně nejzávažnějším negativním dopadem dopravních komunikací. Protože základním předpokladem pro zachování druhové diverzity a genetické rozmanitosti je migrace jedinců mezi populacemi, závisí celkový význam bariérového efektu na schopnosti jedinců komunikaci překonat. Pro velké savce většinou komunikace nepředstavují naprosto nepropustnou bariéru. Tou jsou v případě vysoké hustoty dopravy nebo oplocení liniové stavby. Hustota dopravy spolu s rychlostí vozidel a celkovým technickým řešením komunikace jsou hlavními efekty ovlivňující velikost bariérového efektu (Aanen 1991, Iuell et al. 2003 atd.). Souvislost lokality a propustnost silničních sítí jsou důležité faktory při snahách o snížení silniční mortality živočichů (Glista et al. 2009).

Jednotlivé fragmenty, vzájemně oddělené značně pozměněnou nebo degradovanou krajinou, fungují jako skutečné ostrovy v nehostinné krajině (Primack et al. 2001). Forman (2003) sledoval fragmentaci krajiny vlivem výstavby silnic v USA. Publikoval údaje o tom, jaké faktory ovlivňují fragmentační účinek komunikací. Mezi ně řadí především:

- okolí silnice – násypy, svahy (v případě, že je silnice poblíž měst, tak hluk),
- poloha lokality – vegetace kolem komunikace, reliéf krajiny, obytné zóny, intenzita provozu,
- síť silnic – hustota dopravní infrastruktury.

Sklenička (2003) upozornil, že problematika zranitelnosti krajiny a ekologických rizik versus proveditelnost liniových staveb typu silničních koridorů se řadí do popředí zájmů environmentalistů, odborné i laické veřejnosti již několik desítek let. Krajinou konektivitu je potřeba zajišťovat na lokální, regionální, národní i mezinárodní úrovni. Lipský (2000) konstatoval, že celkové změny v krajině, zejména ve způsobu využívání krajiny,

se nejvýhodněji monitorují pomocí časové řady leteckých, případně družicových snímků, které nejlépe zobrazují narušení, plošné devastace, změny krajinné struktury, mozaikovitosti, proměny krajinné matrice, dynamiku vývoje enkláv a další parametry vývoje krajinné struktury. Metody dálkového průzkumu země (DPZ) lze ovšem aplikovat rovněž v monitoringu změn jednotlivých složek prostředí. Využití a celkový vzhled kulturní krajiny zrcadlí stav společnosti a změny, ať už ekonomické, technologické, sociální, politické či demografické, se odráží ve způsobu využívání krajiny, tj. v sekundární krajinné struktuře, a následně v její fyziognomii, krajinné scenerii a v celkovém fungování krajiny, tj. působení krajinných procesů.

Fragmentace krajiny je velmi vážný problém, proto je snahou pomocí různých environmentálních i legislativních nástrojů chránit celistvost cenných území, a to nejen na národní, ale v současnosti rovněž na mezinárodní, celoevropské úrovni.



Obr. 1: Subjekty fragmentace (Anděl et al. 2006)

Při řešení problematiky fragmentace krajiny se setkáváme se třemi vzájemně provázanými subjekty (Anděl et al. 2005):

- hodnoceným druhem organismu,
- územím, ve kterém žije,
- bariérou, která fragmentaci způsobuje.

S fragmentací krajiny souvisí pojem koridor, tj. úzký proužek krajiny, který se na obou stranách liší od krajinné matrice (Forman & Collinge 1997). Jedná se například o dopravní koridory (železnice, silnice, cesty). Celkový vliv fragmentace způsobený dopravní komunikací na okolní populace živočichů je velmi obtížné zhodnotit.

Koridor je liniový pruh území, který je stejně jako enkláva obklopen odlišným prostředím. Koridory jsou pásy užívané pro dopravu, migraci, vylišení hranice, ochranu, aj. Výrazně se liší od matrice po obou stranách. Téměř všechny typy krajiny jsou rozděleny a zároveň provázány koridory.

Šlezinger (2003) koridory ve své publikaci rozlišuje následovně:

- vzniklé narušením (výstavba dálnic a železnic),

- zbytkové koridory (zbylé po liniovém narušení matrice aj.),
- pěstované koridory (především dlouhé linie živých plotů, porosty podél vodních toků, větrolamy, aleje),
- regenerující koridory (zarůstající pásy po zrušené polní cestě, nepoužívané migrační cestě aj.).

Biokoridory lze definovat jako místo udržující či obnovující propojení jednotlivých populací, ekosystémů a energetických toků v krajině. Živé ploty, větrolamy aj., se často vyznačují bohatým druhovým složením a příznivě stabilizují okolní intenzivně využívanou, zemědělskou nebo industriální krajinu (Lipský 1998). Také Sklenička (2003) poukazuje na fakt, že koridory v krajině nejsou jen přírodního charakteru, ale též umělé objekty, jako jsou komunikace, ploty apod. Ty mohou krajinu spojovat, ale stejně tak i rozdělovat.

Mezi v krajině nejvýznamnější a nejčastější patří koridory vedoucí podél vodních toků. V kulturní krajině jsou údolí podél vodních toků mnohdy jedinými místy, která umožňují pohyb a šíření rostlin i živočichů. Lipský (1998) mezi nejdůležitější funkce koridorů řadí:

- umožnění usměrnění pohybu ekologických objektů v krajině,
- bariérový, případně selektivně bariérový (filtrační) účinek,
- propojení krajinných enkláv,
- působení na okolní matici, od níž se koridor výrazně odlišuje,
- poskytnutí útočiště, případně trvalých existenčních podmínek některým druhům.

Jelikož koridory plní funkci bariéry, je u nich důležité do jaké míry, pro které druhy a procesy působí jako filtr a pro které jako bariéra.

Simberlott (1992) uvedl, že koridory mají tyto hlavní funkce:

- zachovat populace v rovnováze,
- nenarušit průběh rozmnožování,
- zastavit inbreedingovou depresi,
- plnit základní potřeby pro migraci.

Dále konstatoval, že malé izolované populace nemusí být odsouzené k rychlému zániku z důvodu stálé výměny genetického materiálu nebo nepravidelného rozmnožování, pokud jsou tyto jejich lokality chráněny před lidmi. Nevýhodou plánování koridoru je, že nemohou být vždy adekvátně posouzeny veškeré výhody a nevýhody. Ve státě Florida bylo investováno mnoho milionů dolarů do koridorů, jež pro cílové druhy neměly efekt. To bylo z důvodu nedostatku informací o této problematice. Ke každému plánovanému koridoru je

zapotřebí zhotovit finanční analýzu a posoudit, zda bude výstavba pro daný živočišný druh přínosná. Z hlediska propojení klíčových biotopů v krajině patří tedy mezi základní opatření ochrana a tvorba zelených pásů (biokoridorů) a dalších doprovodných struktur v krajině.

Hlavním významem je poskytnutí prostoru a zdrojů pro živočichy a propojení biotopů v antropogenní krajině. Jejich hodnota z hlediska ochrany přírody závisí na jejich hustotě, rozmístění a diverzitě v krajině. V zemědělské krajině jsou v rámci krajinného plánování významným prvkem zasluhujícím značnou pozornost (Harvey et al. 2005).

Využívání koridorů v otevřené krajině sledoval Castelon & Sieving (2006). Testována byla propustnost tří krajinných prvků: otevřené krajiny, křovinné sekundární vegetace a lesnatých koridorů pro druh *Scelorchilus rubecula*, endemického druhu ptáka z tropických lesů Jižní Ameriky. Výsledky podle očekávání ukázaly, že otevřená krajina výrazně omezovala pohyb sledovaného druhu, ale ve dvou zbylých prvcích byla pohybová aktivita druhu shodná. Ochrana koridorů a jejich obnova v otevřené krajině může být tedy srovnatelnou alternativou pro zachování konektivity krajiny.

V Koreji byla zkoumána struktura krajiny z hlediska možností migrace leoparda a dalších významných druhů. V centru země se nachází dva národní parky, které tak plní významnou roli vhodných biotopů a migračních koridorů pro živočichy. Jejich funkci snižuje fragmentace krajiny a geografická izolace. Pomocí GIS byly vymezeny vhodné migrační koridory a doprovodné struktury, jejichž ochrana zajistí dostatečnou možnost pohybu cílových druhů (Kang-HyeSoon et al. 2005).

Pomocí aplikace GIS se vyvíjí stále nové metody pro analýzu konektivity krajiny. Marulli & Mallarach (2005) popisují nový model hodnocení spojitosti krajiny pomocí GIS aplikovaný v okolí Barcelony. Model umožňuje hodnocení bariérového efektu. Bere v úvahu typ bariéry, vliv vzdálenosti od bariéry a typ okolní krajiny. Pozitivem je také možnost modelování budoucího vývoje fragmentace a srovnávání různých scénářů na základě možného vývoje dopravní infrastruktury.

Model hodnocení propustnosti krajiny pro živočichy v závislosti na antropogenních disturbancích aplikoval také Finke et al. (2007). Model umožňuje vypočítat celkový index propustnosti sítě a tím srovnání různých budoucích scénářů rozvoje území.

Jiná metoda pro analýzu spojitosti krajiny byla aplikována v Izraeli (Levin et al. 2007). Hodnota spojitosti krajiny byla stanovena určením vzdálenosti od různých typů zastavěných území, která jsou ohodnocena podle odhadnutého negativního vlivu.

Tillmann (2003) sledoval význam biokoridorů pro velké býložravce v severním Německu. Popisoval, jak se zde změnila vegetace a krajina, čímž docházelo k vyhynutí

velkých savců (zubr, los a na mnoha místech jelen). K hlavním problémům zachování velkých druhů savců patří kultivovaná a fragmentovaná krajina v Německu. Příkladem pro Německo je síť biokoridorů v Schleswig-Holsteinu (severní Německo). Pomocí aplikace GIS se zde hodnotila aktuální krajinná struktura pro jelena lesního (*Cervus elaphus*) v hospodářských oblastech v jeho přirozených lokalitách a bylo zabraňováno pravděpodobným budoucím změnám v krajině (výstavba dopravní infrastruktury, rekreace, zemědělství, lesnictví atd.). Byly vybrány potenciální vhodné lokality, kde nehrozí výrazný střet s intenzivním zemědělstvím a adaptovala se zde biokoridorová síť, která spojuje místní populace zvěře.

Turner (1989) uvádí, že mnoho krajinnotvorných aktivit (lesnictví, územní plánování) zahrnují rozhodnutí, která mění krajinné struktury. Kontrast krajinné struktury je dán mírou odlišnosti či gradientem přechodu sousedních krajinných složek. Samotná změna kontrastu krajiny nemá automaticky pozitivní či negativní dopad na její ekologickou stabilitu. Kritériem „ekologické“ úspěšnosti změn krajiny v důsledku lidských aktivit proto musí být především prostorová a druhová diverzita (Sklenička 2003). Ke změně krajinného typu a důležitých charakteristik krajiny (např. ekologické stability) dochází v případech, kdy odlišný typ krajinné složky se stane krajinnou maticí, kdy některá složka významně roste či ustupuje, nebo když se mění velikost zrna (Lipský 2000).

Fragmentace krajiny vlivem infrastruktury je jeden z hlavních problémů v ochraně přírody v regionu Madrid (Olmos 2003). Zde vede důležitá silnice z východu na západ. Ta brání živočichům v migraci ze severní lesnaté oblasti do jižní oblasti. Pro vyhodnocení fragmentace krajiny používal Olmos (2003) letecké snímkování. K jednotlivým bariérám stanovil podle kritérií rezistentní hodnoty. Vyhodnocoval, jaké mají jednotlivé bariéry vliv na infrastrukturou nejvíce ohrožené druhy.

Doprava způsobuje rozdělení krajiny a ovlivňuje především ty druhy živočichů, kteří nelétají a musí se aktivně pohybovat po zemském povrchu (Reck 2003). Německá ochrana přírody udává směrnice o lokalitách jednotlivých druhů živočichů, migrační trasy (neorientované a orientované přesuny), pravděpodobnost změn v přirozených prostředích, atraktivnost jednotlivých stanovišť, velikost bariér a koridorů. Reck (2003) sledoval zákonitosti v přirozeném prostředí a migraci savců za potravou. Podle jeho výsledků je nutné umožnit efektivní disperzi jedinců a udržovat populační hustotu ve fragmentované krajině Evropy. Je nutné plánovat koridory v tomto mozaikovém prostředí a uspořádat hustotu osídlení velkých savců, stejně jako podporovat přirozené prostředí a nároky bezobratlých druhů. Jako první výsledek je v Německu integrační plán pro zmírnění a kompenzování účinků dálnice A 143. Dalším krokem je integrační přístup v Schleswig-Holsteinu, kde již

existující koncept bude doplněn dalšími vhodnými opatřeními ve větší hustotě pro velké savce. Pro navrácení jelení zvěře do této oblasti je to velice důležitý krok.

1.2 Dopady dopravy na populace živočichů

Doprava představuje jeden z hlavních faktorů, který nepříznivě ovlivňuje kvalitu životního prostředí (ŽP). Jednou z možností minimalizace negativních vlivů dopravy je narovnání jejich cen, tzn. navýšení nákladů dopravy o náklady znehodnoceného ŽP a začlenění jejich výše do úhrady uživateli dopravních prostředků (zavedení procesu internalizace). Zatížením těmito náklady se chce dopravní politika dostat k jedinému cíli, tzn. nákladové realitě a tím odstranit deformaci cen na přepravním trhu (Mikulík & Adamec 2002). Toto doporučení přijala Česká republika na mezinárodních konferencích v oblasti vlivu ŽP jako závazek, který hodlá plnit (Regionální konference EHK/OSN o dopravě a životním zdraví – Vídeň 1997, Středoevropské iniciativy - New York 1997, Třetí ministerská konference o životním prostředí a zdraví – Londýn 1999).

Biologové, dopravní inženýři, stavební inženýři a krajinní architekti jsou stále více znepokojeni efekty dopravy na populace volně žijících živočichů (Forman et al. 2003, Jaeger et al. 2005).

Fragmentace dopravou je ve smyslu definice převzaté z prací (Gawlak 2001, Ullmann et al. 2000, Binot-Hafke et al. 2002) chápána jako polygon UAT (unfragmented area with traffic), který je definován jako část krajiny, která splňuje současně tyto podmínky:

- je ohraničena buď silnicemi s intenzitou dopravy vyšší než 1000 vozidel/den nebo vícekolejnými železnicemi (= limitní intenzita fragmentárního faktoru),
- má rozlohu větší nebo rovnu 100 km² (= limitní velikost území).

Celkový význam bariérového efektu pro populace živočichů závisí na počtu úspěšných přechodů druhu a velikosti dané populace (Anděl et al. 2005).

Jestliže pro konkrétní druh nebude komunikace představovat významnou bariéru a druh bude stále často komunikaci překonávat, bude izolovaná populace fungovat jako dříve. Jestliže bude výměna jedinců mezi populacemi omezena, ale ne úplně potlačena, mohou se základní charakteristiky populace změnit (hustota populace, poměr pohlaví, genetická variabilita, natalita, mortalita atd.). Tyto změny nemusí nutně znamenat ohrožení oddělené populace. Výjimku tvoří sinkové populace závislé na imigraci dalších jedinců. Při zesílení bariérového efektu mohou rapidně vzrůstat lokální extinkce a příbuzenské křížení (Trocme et al. 2003). Jedinou možností, jak zmírnit bariérový efekt, je udělat silnice propustnější buď

pomocí různých migračních staveb, řízením provozu nebo důkladným výběrem trasy komunikace (Iuell et al. 2003).

Odhadnout, jaký mají vliv komunikace na ekosystémy je velice složité. Podle Kavtaratzeho & Fiedmanna (2003) je tomu z těchto důvodů:

- nedostatek vědeckých poznatků pro odhad škodlivých účinků silnic na ekosystémy,
- nedostatečně vyvinuté ekonomické metody na odhad ztráty biodiverzity vlivem pozemních komunikací,
- nedostatek praxe v kompenzacích ekologických škod v chráněných oblastech.

V souvislosti s těmito tvrzeními uvedl Kavtaratzeho & Fiedmanna (2003) výzkum z roku 2001, kde sledoval, jak ovlivňují silnice biodiverzitu. Vzájemně porovnával lokality ovlivněné silnicí (rostliny a živočichy) a neovlivněné silnicí. Účinek silnic byl nejvýraznější v bezprostřední blízkosti silnic (150-200 m). Tento jev byl ale pozorovatelný až 3,6 – 5,1 km od nejbližší silnice.

Dopravní infrastruktura ovlivňuje uspořádání ekosystémů, dynamiku ekosystémů a má přímé účinky na jednotlivé složky ekosystémů, včetně jejich druhových skladeb (Coffin 2007). Silnice ohrožují zvěř mnoha způsoby, převážně ale úmrtností na silnicích a fragmentací prostředí (Trombulak & Frissell 2000, Forman et al. 2003). Nadále se dá očekávat trvalý růst dopravní infrastruktury na celosvětové úrovni, s čímž je spojené další zvyšování negativních dopadů pozemních komunikací na populace savců (Peden et al. 2004, Kirchner et al. 2005, Vold 2006).

Fahring & Rytwinski (2009) se pokusil o kompletní recenzi empirické literatury věnované dopravě a jejímu vlivu na početnost zvěře. Studoval 79 publikací, které shrnovaly výsledky 131ti druhů a 30ti tříd živočichů. Celkový počet zdokumentovaných záporných efektů ze silnic převýšil počet pozitivních efektů. 114 odezev bylo negativních, 22 pozitivních a 56 jich neprokázalo žádný efekt. Obojživelníci a plazi inklinovali k záporným efektům, ptáci vykazovali převážně negativní nebo žádné efekty, malí savci inklinovali převážně buď k pozitivním nebo žádným efektům, střední vykazovali buď negativní nebo žádný účinek a velcí savci vykazovali záporný efekt.

Negativně byly podle Fahringa & Rytwinskiho (2009) ovlivněny:

- druhy, které se pohybují podél cest (potravní nabídka) a druhy, které se nejsou schopni vyhnout projíždějícím vozidlům,
- druhy, které se vyznačují dlouhými migracemi, nízkým reprodukčním potenciálem a nízkou přirozenou denzitou,

- drobné domácí zvířectvo.

Pozitivně jsou ovlivněny dvě skupiny živočichů:

- druhy, které u silnic nacházejí zdroj potravy a jsou schopny se vyhnout blížícím se vozidlům,
- druhy, které dokáží procházet i malými trubními propusty.

Také Spellerberg (1998) provedl průzkum literatury studující ekologické účinky silnic a dopravy na živočichy. Zjistil rostoucí počet negativních zpráv o těchto ekologických účincích. Dalším, kdo sledoval vědeckou literaturu o ekologických účincích silnic, byl Trombulak (2003). Došel k závěrům, že pozemní komunikace mají negativní vliv na biologickou integritu suchozemských i vodních ekosystémů. Mezi hlavní negativní efekty podle něj patří:

- mortalita živočichů při výstavbě silnic,
- mortalita při srážkách s dopravními prostředky,
- modifikace chování zvířat,
- fyzikální změny prostředí zvířat,
- změny chemického prostředí,
- rozšiřování cizokrajných efektů,
- zvýšení civilizačního tlaku.

Podle Spellerberga (1998) výstavba silnic zabíjí organismy, poraňuje je a mění půdní vlastnosti. Srážky s vozidly ovlivňují demografii mnoha druhů obratlovců i bezobratlých. Silnice mění chování zvířat, které způsobují změny v migraci, reprodukci, odpočinku a fyziologickém stavu. Silnice ovšem také podporují zvýšení loveckého tlaku, rybaření a turistiky. Ne všechny druhy jsou existencí silnic ovlivněny tolik negativně, ale jejich přítomnost vysoce koreluje se změnami v druhovém složení a populačních velikostech.

Beier (1998) hledal důkaz, zda koridory poskytnou krajině souvislost a celistvost. Hodnotil publikované studie, které zkoumaly, jestli koridory zvětší nebo zmenší životaschopnost populací. Ve své práci uvedl, že budoucí výzkumné studie týkající se migrace zvěře by se měly zaměřit na koridorové pohyby zvěře a soustředit se na fragmentaci krajiny citlivé druhy a snažit se hledat užitečná data týkající se prospěšnosti koridorů. Totiž pouze méně než jedna polovina z 32 studií poskytla užitečná data o úspěšnosti koridorů. Další studie byly kvůli metodickým nedostatkům neprůkazné.

Jaeger (2000) uvedl, že dopravní infrastruktura ovlivňuje populace divoké zvěře třemi nepříznivými vlivy:

- zabraňuje zvěři v migraci,
- dochází k jejímu úmrtí kvůli srážkám s vozidly,
- snižuje její obytnou plochu.

Rosell (2003) zmínil, že během posledních málo desetiletí bylo vybudováno mnoho podchodů a mostů pro zvěř v celé Evropě, které byly navrženy z důvodu, aby zvěř mohla překonávat pozemní komunikace. V mnoha zemích vyšly příručky a normy, které poskytly technické instrukce. Podle Rosella spočívá problém v tom, že zbylé, pro zvěř nejkvalitnější lokality, nejsou prozkoumané z pohledu intenzivní migrace zvěře. Model založený na krajinných rysech GIS rozborů je aktuálně testovaný v Katalánii. Základy pro rozbor byly poskytnuty terénními výzkumy, které určovaly významnou lokalitu a krajinné rysy pro ptáky, středně velké a velké savce v období vysoké pohybové aktivity, která je v této oblasti především na podzim. Model analyzuje různé krajinné atributy: typ krytu, charakter krajiny (hřebeny, údolí) a přítomnost potoků. Pomocí GIS analýzy a indexů jednotlivých druhů zvěře se hodnotí disperze v částech teritorií a identifikují se sektory s vysokým indexem přítomnosti zvířat, která jsou zde očekávána, a to především v migračním období a při rozptylování mláďat. Vygenerované mapy analyzují a identifikují existující hranici a migrace populací zvěře, rozhodují o umístění konfliktních bodů a určují místa, kde je nová infrastruktura přesahuje. V případě, že tyto koridory zvěře se nemohou vyhnout silnici (není uskutečnitelná změna trasy), tak konfliktní body vyžadují v aplikaci navrhnout opatření pro snížení fragmentačního účinku. Z tohoto důvodu je nutné identifikovat druhy, u kterých se určí nejvíce citlivé lokality a ty je zapotřebí chránit. Je potřeba zabezpečit vazbu mezi jádrovými oblastmi a usnadnit funkčnost spojení.

Rechner & Aničić (2003) konstatoval, že infrastruktura je velice důležitá pro chorvatský venkov. Proto je v těchto regionech důležité budovat nové silnice. Nová výstavba infrastruktury spojila Chorvatsko a v první řadě Jadran jako důležitý turistický cíl s Evropou. Tyto nové silnice vedou přes lokality, které jsou důležité pro živočichy. Ty se podle Rechnera musí hájit a nové silnice se jim musí maximálně přizpůsobit.

Sañudo & Gil (2003) studoval účinky dopravní infrastruktury na fragmentovaných lokalitách v Národním parku Sierra de Guadarrama. V roce 2002 zde proběhla velká expanze výstavby infrastruktury. To způsobilo ohromné poškození přírodního prostředí, fragmentaci lokalit a ztráty při výměně genetického materiálu. Oblast je velice hodnotná vzhledem k jejím cenným přírodním a kulturním hodnotám. Je vzdálená pouze 40 km od Madridu. Významný

výsledek studia je ten, že vlivem infrastruktury nebyl prokázán rozdíl mezi fragmentovanými lokalitami ve vysokých polohách od těch, které jsou ovlivněny silnicemi v nižších nadmořských výškách.

Valkouma (2003) popisuje nejvýznamnější dálniční projekt v Řecku a jeden z největších v Evropě. Silnice Egmatia je 680 km dlouhá moderní dálnice, která spojuje severní Řecko s jeho západní a východní hranicí. Jsou zde naplánovány tunely, mosty, podjezdy a zelené mosty. Je zde především velké riziko přerušování migrace vlka, medvěda a velkých kopytnatců. Podle něj se musí zjistit:

- situace populací a lokalit postižených druhů,
- celkové zhodnocení dopadů stavby na populace velkých savců,
- monitorování výsledků efektivity nápravných opatření během výstavby a činnosti projektu.

Sledování probíhá pomocí telemetrie s GPS, fotografických kamer, bioindikátorů DNA, aplikace GIS atd. Považuje se za důležité do tohoto programu zapojit veřejnost, především místní obyvatele.

Je tedy zřejmé, že k úspěšné ochraně populací druhů s velkými prostorovými nároky, ale i ostatních druhů ohrožených zhoršující se propustností krajiny, je nezbytné zajištění systematické ochrany migračních koridorů (ve smyslu ploch poskytujících potenciál pro šíření různých druhů) a tím i zajištění konektivity populací. Územní systém ekologické stability, který se nabízí jako existující nástroj k zajištění takovéto systémové ochrany, tyto požadavky naplňuje jen z části. Z tohoto důvodu byla zpracována studie vymezující přístup k ochraně migračně významných území na celorepublikové úrovni (Anděl & Gorčicová 2007) a její výsledky využila AOPK ČR pro přípravu mapového podkladu jako jednoho z poskytovaných územně analytických podkladů dle stavebního zákona.

1.2.1. Ztráta biotopu

Ztráta biotopu způsobená výstavbou dopravní infrastruktury je považována za zásadnější problém především na lokální úrovni. Na regionální až národní úrovni je větší význam přisuzován jiným negativním způsobům užívání půdy (především obytná výstavba). Dokonce i ve státech s velmi hustou dopravní sítí (Holandsko, Belgie, Německo) je celková plocha zabíraná infrastrukturou odhadována na méně než 5 – 7 % (Trocmé et al. 2003). Nejmenší plochu státu zabírají silnice v Norsku (0,3 % území), největší v Nizozemí (více než 5 %).

Dopady fragmentace stanovišť a populací se nejintenzivněji projevují zejména ve vyspělých zemích s vysokou hustotou osídlení, s hustou dopravní infrastrukturou a vysokou intenzitou zemědělství. Několik studií se zmínilo o tom, že krajina má kritické prahy (hranice), ve kterých se ekologické procesy mění kvalitativně. Tyto změny mohou mít důležitý vliv na přežití druhů. Fragmentace stanovišť může postupovat s malým efektem na populaci až do té doby, kdy jsou způsoby propojení přerušeny. Potom i nepatrná změna blízko kritických prahů může mít dramatické následky pro přežití populace (Turner 1989). Následkem fragmentace dochází k redukci či ztrátě původních biotopů, ke změnám ve struktuře krajiny včetně izolace jednotlivých biotopů a k doprovodným negativním vlivům stavby (kontaminace okolí, rušení zvířat, podpora šíření nepůvodních druhů apod.). Některé následky fragmentace mohou být zcela zřejmé, jiné méně patrné, působící nepřímo či s opožděným účinkem (Anděl et al. 2005).

Cahill (2003) provedl analýzu ztráty biotopů a fragmentačních účinků silnic na divokou zvěř v metropolitním zeleném prostoru Collserola v Barceloně. Park je situovaný uvnitř větší velkoměstské aglomerace Barcelony blízko Středozemního moře. Navzdory jeho souvislosti s městem, se v parku kupodivu vyskytuje velká diverzita rostlin a živočichů. Za posledních málo dekad zde byl zaznamenán rychlý růst městského a průmyslového rozvoje. Je zde mnoho oplocených cest a železnice. Hlavní metropolitní plán pro Barcelonu v budoucnu předpovídá další výstavbu infrastruktury uvnitř a v okolí parku. Cahill (2003) shrnul data o migracích a mortalitě zvěře v tomto parku. Kombinací těchto dat byla zpracována analýza v aplikaci GIS (zahrnuta byla i data o budoucí výstavbě infrastruktury), kde se simuloval další vývoj v lokalitě. Bylo zjištěno, že jestli se plánovaná výstavba uskuteční, bude zásadně ohrožena životaschopnost populací divoké zvěře. Urbanizace a výstavba nové infrastruktury vede k významné obytné ztrátě pro živočichy a snižování prahu úrovně pro citlivé druhy uvnitř areálu.

Groot & Hazebroek (1996) uvedl, že expanze velkých silnic a dálnic může mít za následek rozpad přirozených lokalit velkých savců a tím snížit jejich životaschopnost. To může také zvýšit počet srážek vozidel s divokou zvěří.

Gray & Levy (2003) upozorňuje, že federální politika a regulační programy jsou na místě při chránění důležitých lokalit (přirozených stanovišť pro velké savce). Četné státní orgány přes státní regulační programy musí pracovat společně se státními dopravními agenturami pro zlepšení indexu kvality životního prostředí.

Dle Kellera et al. (2003) doprava v první řadě redukuje přirozené prostředí, které slouží jako spojení mezi lokalitami po obou stranách infrastruktury a díky silničnímu provozu je zabito při srážkách s dopravními prostředky velké množství zvířat.

Sanchez et al. (2009) sledoval ztrátu prostoru pro živočichy a disturbanci lokalit poblíž 13ti velkých amerických měst. Používal analýzy z více než 13ti miliard čtverečních stop okrajových prostorů měst, kde vznikly nové kancelářské prostory. Studoval tak rozšiřování velkých měst v USA.

Snow (2006) zhodnocoval rozsah budování nových přístupových silnic do měst a pozoroval, jak se tato výstavba promítla na snížení obyvatel v centrech měst. Mezi lety 1950 a 1990 se snížily počty obyvatel v centrech velkoměst USA o 17 %, přestože celkový nárůst obyvatel ve velkoměstských aglomeracích činil 72 %. Odhaduje, že každá nová silnice procházející vnitřním městem sníží počet obyvatelstva v jeho centru o 18 %. Odhady naznačují, že obyvatelstvo v centrech měst by mělo vzestupnou tendenci, kdyby silniční systém nebyl postavený. Zdejší výstavba silnic zabírá stále větší území z přirozených lokalit velkých savců.

1.2.2. Fragmentace biotopů

Dopravní komunikace jsou pro svůj liniový charakter považovány za nejzávažnější fragmentační prvky v krajině (Anděl et al. 2005). V zemích s hustou dopravní sítí (Holandsko, Belgie, Německo atd.) se fragmentace dopravní infrastrukturou stala zásadním problémem v ochraně přírody. Česká republika se s hustotou 0,7 km silnic a dálnic na 1 km² řadí na jedno z předních míst v Evropě. Jde však vesměs o silnice nižších tříd, které jsou pro většinu živočichů snadno překonatelné. Hustota dálnic je v České republice dosud výrazně nižší, než je průměr v západoevropských zemích.

Silnice mají široké spektrum ekologických účinků na divokou zvěř, a to přímých i nepřímých (Forman & Alexander 1998, Trombulak & Frissel 2000, Iuell et al. 2003). V jejich důsledku dochází často ke srážkám se zvěří a klesá jejich reprodukční potenciál (Bjurlin & Cypher 2003). Dále jsou příčinou neklidu a disturbance živočichů (Clarke et al. 1998, Alexander & Waters 2000, Lodé 2000, Yale Conrey & Mills 2001, Proctor 2003, Jędrzejewski et al. 2004, McDonald & Clair 2004, Whittington et al. 2005, Olsson & Widen 2008, Shepard et al. 2008). Klesá disperze populací a zvyšuje se mortalita (Mader 1984), mění se hustota populací (Bjurlin & Cypher 2003), biologická rozmanitost (Gutzwiller & Barrow 2003, Chen & Roberts 2008) a dostupnost potravy (Bjurlin & Cypher 2003).

Některé státy vydaly vlastní souhrnné příručky (např. Broker & Vastenhout 1995, Ericsson & Skoog 1996, Müller & Berthould 1997, Hlaváč & Anděl 2001, Vries 2001 atd.). V roce 2003 vyšla jako výsledek projektu COST 341 (spolupráce na vědeckém a technickém výzkumu) evropská příručka, na které se podíleli odborníci ze 16ti států včetně České republiky. Příručka shrnuje dosavadní poznatky o vlivech dopravní infrastruktury na fragmentaci biotopů, podrobně popisuje důsledky fragmentace pro populace zvířat, jednotlivá optimalizační opatření, nástroje krajinného plánování (EIA, SEA), monitoring atd.

Na mezinárodní úrovni je postup při předcházení fragmentace krajiny koordinován organizací IENE (Infra Eco Network Europe).

Zvýšené uvědomění dané situace v životním prostředí způsobené infrastrukturou vede ekology, stavební inženýry i politiky ke snaze vyvinout plánovací koncepty a jednat o dopadech infrastruktury na přírodu a krajinu (Mertzanis et al. 2003). V Řecku byl zaveden a realizován systém NGO. Mertzanis et al. (2003) sledoval vliv fragmentace biotopů na populace vlka a medvěda na 1000 km². Monitoroval početnost populací, migrace a genetické složení. Používal GPS telemetrii a fotokamery. Pro vyhodnocení DNA sbíral vzorky (chlupy, krev).

Jen málo studií analyzovalo velikost cestní sítě a odvozené míry pro fragmentaci biotopů (Jaeger 2000, Forman et al. 2003). Většina autorů uvádí ve svých pracích mnoho faktorů, které se podílí na výsledném bariérovém efektu komunikace. Trocmé et al. (2003), Roth & Klatt (1991), Ericsson & Skoog (1996) považují za hlavní faktory šířku silnice, intenzitu dopravy, rychlost vozidel a vzhled okrajů (příčný řez, vegetace atd.).

Nellemann et al. (2001) provedl výzkum vlivu bariér na migrační chování populací soba v Norsku. Původní populace byly umělými bariérami (pozemní komunikace, elektrické vedení) rozděleny do 26 samostatných stád. Podle výstupů studie byl výběr míst pro zimní pastvu přítomností bariér značně ovlivněn. Oblasti v pásu 2,5 km od elektrického vedení byly využívány méně než oblasti bez bariér. Také hustota zvířat byla v tomto pásu prokazatelně nižší. Trend výstavby pozemních komunikací, elektrických vedení atd. ohrožuje dostupné oblasti pro zimní pastvu a snižuje možnosti dlouhodobého přežití populace. Vliv elektrického vedení jako migrační bariéry pro populace soba v Norsku sledoval také např. Reimers et al. (2007).

Felix et al. (2007) prokázal vliv prostorového uspořádání různých typů biotopů na migrační chování jelence běloocasého (*Odocoileus virginianus*). Využití klasifikace biotopů a jejich potenciálu (schopnost biotopu zajistit druhu základní životní nároky) může pomoci určit a vytipovat pravděpodobné migrační chování a usnadnit management ochrany daného

druhu. Význam struktury matrix bývá často podceňován. Modely metapopulační dynamiky většinou předpokládají, že disperse a migrace jsou nezávislé na složení matrix.

Otázkou zůstává, do jaké míry a zda vůbec ovlivňuje fragmentace krajiny genetickou variabilitu jednotlivých druhů živočichů. Vyhodnocení přímých a nepřímých důsledků obytného rozdělení populací divoké zvěře závisí na skutečných ekologických a etologických charakteristických rysech druhů, charakteru a velikosti prostředí, které tyto druhy obývají (Janzen 1986). Je důležité podporovat migraci mezi izolovanými populacemi a udržovat tak tok genů a populační životaschopnost jednotlivých druhů (Kozakiewicz 1993, Forman & Alexander 1998). Za tímto účelem jsou navrhovány projekty, které začleňují v místech častých nehod se zvěří stavby, které mají tyto srážky minimalizovat (Clevenger & Waltho 2005). Poskytují obytnou souvislost, obecně definovanou jako stupeň, kterým krajina usnadňuje nebo blokuje pohyb mezi lokalitami výskytu živočichů (Taylor et al. 1993). Zmenšením obytného areálu řady živočišných druhů se může výrazně snížit pravděpodobnost úspěšné migrace mezi lokalitami výskytu, což má za následek snížení genetické variability (Burgman & Lindenmayer 1998).

Genetická teorie říká, že zmenšením toku genů mezi populacemi může dojít k většímu inbreedingu a ztrátám genetické diverzity uvnitř populací (Wright 1943, Frankham et al. 2002). Ztráta genetické diverzity je považována za vážné riziko existence některých živočišných druhů (Bascombe & Sol'e 1996, Forman & Alexander 1998). Díky překážkám při migraci, jako jsou těžko průchodné úseky silnic, dochází ke ztrátám vzácných projevů genu a úbytku heterozygotnosti přes genetický drift a inbreeding. Tyto procesy přispívají k destabilizaci genetické diverzity a mohou vést ke zmenšení fitness (Reed & Frankham 2003). Riziko genetické eroze je nejvyšší v malé izolované populaci, a to především kvůli zvětšenému náhodnému genetickému driftu, zvýšenému inbreedingu a redukované interpopulační výměně genů (Randi 1993, Hedrick 2001).

Několik studií (Frankham et al. 2002, Zachos et al. 2007) ilustruje spojení mezi genetickou diverzitou a fitness u jedinců nebo populací u jelena lesního (*Cervus elaphus*). Podle nich může mít pokračující rozdělování populací těchto savců za následek vyhynutí některých populací (Reed 2004).

Nicméně vzájemná spojitost mezi genetickou souvislostí a vymřením populací druhů zůstává do značné míry věcí diskuse a dohadu. Výsledkem šetření genetických důsledků při výstavbě silnic je důležité vyhnout se inbreedingu a udržovat genetickou diverzitu, zvláště u ohrožených druhů (O'Grady et al. 2006).

Některé výzkumy se zabývaly nedostatečnou výměnou genetického materiálu, která je znemožněna nebo snížena díky mortalitě na silnicích, u konkrétních druhů živočichů např. skokan hnědý (*Rana temporaria*) a želva Agassizova (*Gopherus agassizii*) (Reh & Seitz 1990, Edwards et al. 2004). Z Nizozemí je znám výzkum skokana ostronosého (*Rana arvalis*) (Arens et al. 2007). Noël et al. (2007) konstatoval, že alelické bohatství a heterozygotnost jsou nižší v příměstských populacích u mločika popelavého (*Plethodon cinereus*). Negativní účinky silnic na populační genetické struktury byla studována i u norníka rudého (*Myodes glareolus*), kde byly mezi populacemi oddělenými silnicemi prokázány jasné genetické změny (Gerlach & Musolf 2000).

Pertoldi et al. (2001) studoval DNA a genetické změny u 5 populací jezevce lesního (*Meles meles*) v Dánsku. Prokázal nízkou genetickou proměnlivost uvnitř populací, pravděpodobně související s fragmentací dánské krajiny, která redukuje efektivní populační velikost místních populací a toku genů mezi různými populacemi. Tento předpoklad byl podpořený i výzkumem van de Zande et al. (2007).

Coulon et al. (2004) studoval genetickou strukturu u srnce obecného (*Capreolus capreolus*), a to především u populací žijících v lesních komplexech a těch, které žijí ve fragmentované krajině (např. výstavbou silnic). Sledoval souvislost ve změně toku genů a krajinné struktury, ve které tato zvěř žije.

Kuehn et al. (2007) zjistil, že dopravní infrastruktura ovlivňuje genetickou divergenci srnčí zvěře (*Capreolus capreolus*), ale ne genetickou diverzitu. Vývoj silniční sítě v jižním Kantohu (Honshu, Japonsko) může být příčinou přerušení toku genu u japonského jelena siky (*Cervus nippon*), který vede k různým genetickým změnám (Yuasa et al. 2007).

Hartl (1998) uvedl příklady, které poukazují na genetické změny jelení zvěře (*Cervus elaphus*) mezi oplocenými úseky dálnic v Německu a Francii. Genetické změny jelena lesního (*Cervus elaphus*), způsobené pozemními komunikacemi, které tvoří bariéru v migraci, byly také zkoumány ve Skotsku (Pérez-Espona et al. 2008).

Gehle & Herzog (2003) nenašli žádný významný rozdíl mezi genetickou strukturou dvou populací jelena lesního (*Cervus elaphus*) vzájemně oddělených silnicí v Německu. Naopak Eppsovi et al. (2005) se podařilo najít důkaz, že oplocené silnice způsobí rychlé snížení toku genu mezi populacemi pouštní ovce tlustorohé (*Ovis canadensis nelsonii*) v jižní Kalifornii.

Migraci a tok genů u populací rysa červeného (*Rys rufus*) a kojota prérijního (*Canis latrans*) obývajících lokality fragmentované dálnicí Ventura (jižní Kalifornie) sledovali Riley

et al. (2006). Autoři zjistili, že tempo migračních změn bylo pro tyto druhy 1,3 %, resp. 3,3 % za generaci.

Law & Linklater (2007) konstatovali, že poměr pohlaví uvnitř populací ovlivňuje její přežití, reprodukční potenciál jedinců a migraci jedinců mezi subpopulacemi. Je ovšem nutno brát v úvahu věkovou skladbu populací, přežití migrujících jedinců a toku genů uvnitř subpopulací, který je právě ovlivněn migrujícími jedinci (Couvet 2002, Wang 2004, Bissonette & Adair 2008). Třebaže antropogenní infrastruktury, za které jsou silnice obvykle považovány, omezují genetickou výměnu mezi fragmentovanými oblastmi, tak jen málo studií jasně prokázalo, že hlavní silnice jsou největší překážkou při výměně genetického materiálu mezi subpopulacemi (Strasburg 2006).

Je důležité sledovat genetickou diverzitu mezi oddělenými populacemi a míru rozptylování jedinců. Detaily analýz molekulových dat mohou být nalezeny v pracích Pritcharda et al. (2000), Corandera et al. (2003) a Manka & Avise (2004).

Goosem (2005) doporučuje aplikovat při studiu migrace živočichů a přenosu genetického materiálu satelitní snímkování, fotografické monitorování a sledování pobytových znaků.

1.2.3. Mortalita živočichů způsobená kolizemi s dopravními prostředky

Mortalita způsobená kolizemi živočichů s vozidly je pravděpodobně nejviditelnějším vlivem dopravy na volně žijící druhy (Anděl et al. 2005). Ročně jsou na silnicích usmrceny miliony jedinců a mnoho jich je zraněno.

Je více faktorů, které mohou celkovou mortalitu ovlivnit. Nejčastěji jsou uváděny technické řešení komunikace (šířka, svodidla atd.), stáří komunikace, hustota dopravy, rychlost vozidel, typ a atraktivita navazujících biotopů, motivace zvířat k překonání komunikace atd. (Iuell et al. 2003, Pfister & Keller 1999 atd.).

Situace v ČR je skutečně vážná. Stačí nahlédnout do policejních statistik o nehodách. Např. v roce 2007 vzniklo nejvíce nehod vinou řidičů motorového vozidla (167 633 nehod), ale hned na druhém místě jsou nehody, které vznikly při srážkách se zvěří nebo domácími zvířaty (8501 nehod). Tyto nehody si vyžádaly 5 obětí na lidských životech. V roce 2006 se stalo 6177 nehod díky lesní zvěři, zraněných přitom bylo 60 lidí a přímá hmotná škoda na majetku dosáhla 1 869 000 Kč.

Mortalita je pravděpodobně nejviditelnějším vlivem dopravy na volně žijící druhy zvířat. Usuzuje se, že se během posledních třiceti let doprava stala hlavní lidskou činností způsobující mortalitu zvěře a předstihla tak i lov. Vysoký počet kolizí nemusí pro populaci

znamenanat vážnou hrozbu, spíše ukazuje, že druh je v daném území hojný a rozšířený. Pro běžné druhy, jako jsou liška obecná (*Vulpes vulpes*), prase divoké (*Sus scrofa*) nebo srnec obecný (*Capreolus capreolus*) představuje mortalita na silnicích jen cca 1 — 4 % z celkové mortality (Iuell et al. 2003, Pfister et al. 1999). Ovšem roční mortalita u populace jezevce lesního (*Meles meles*) je na silnicích zhruba 40 %.

Druhy zvláště citlivé k bariérovému efektu a dopravní mortalitě jsou:

- vzácné druhy s malými lokálními populacemi a rozsáhlými individuálními teritorii, jako velké šelmy (vydra, rys atd.),
- druhy, které denně nebo sezónně migrují mezi lokálními biotopy; někteří kopytníci užívají různá prostředí během dne a většinou kvůli tomu musí přecházet silnice,
- druhy s dlouhými sezónními migracemi z letních do zimních teritorií jako los evropský (*Alces alces*) nebo sob polární (*Rangifer tarandus*).

Belant (1995) sledoval mortalitu losa (*Alces alces*) v severovýchodní Minnesotě během let 1993 až 1994. Úmrtnost se zvyšovala od února do června, nejvyšší byla od července do září a během října až ledna byla nejnižší. Výrazně více nehod se stalo v nočních hodinách. Mortalita na silnicích a železnicích představuje v tomto regionu 9 – 11 % z ročního úmrtí losa evropského (*Alces alces*).

Vlivem pozemních komunikací na mortalitu jednotlivých druhů živočichů se dále zabývali např. Swenson et al. (2000) nebo Findo et al. (2007). Dále se monitoringu vlivu výstavby silnic na konkrétní druhy zvířat věnovali např. v Konopka & Hell (2001) a Huber & Klusak (2006).

V ČR proběhl prozatím největší výzkum mortality živočichů na silnicích v letech 2006 - 2007 v rámci výzkumných projektů F54L/007120 - Hodnocení vlivu silnic a dálnic na biodiverzitu okolí a MSM 623359101 - Výzkum zdrojů a indikátorů biodiverzity v kulturní krajině. Sledování spočívalo v pěší kontrole silnic, při které byli zaznamenáváni všichni usmrcení jedinci obratlovců. Vzhledem k tomu, že část živočichů byla nalezena v krajnicích či v silničním příkopu, byly všechny úseky kontrolovány po obou stranách. Sledování probíhalo od 1. 4. 2006 do 30. 4. 2007. Sledované úseky byly vybrány tak, aby odrážely co nejširší spektrum přírodních podmínek (Českomoravská vrchovina, Polabí a jižní Morava). V různých oblastech byly každý měsíc kontrolovány dálnice, rychlostní komunikace a silnice I., II. a III. třídy. Během 13ti měsíců bylo zkontrolováno pěší pochůzkou oboustranně (tam a zpět) 1 282 km silnic a dálnic, z toho 321 km dálnic a rychlostních silnic, 302 km silnic I. třídy, 355 km silnic II.třídy a 304 km silnic III. třídy. Během pochůzky byl u každého

nálezů zaznamenáván druh, přesná poloha na silnici, kilometráž, popis okolí nálezů a odhad stáří zbytků. V mnoha případech mizely zbytky během několika hodin, jindy byly zbytky rozpoznatelné i po několika měsících. O výsledcích z těchto výzkumů informoval Hlaváč (2008). Vyplývá z nich, že za 13 měsíců sledování bylo nalezeno 2 149 ks obratlovců. Z tohoto počtu bylo nejvíce savců (54 %), za nimiž následovali ptáci (25 %), obojživelníci (17 %) a plazi (4 %). Ze savců byl nejvíce zastoupen zajíc polní (*Lepus europaeus*) (234 krát), dále ježci (*Erinaceus europaeus* a *E. concolor*) (205 krát), hraboš polní (*Microtus arvalis*) (165 krát), kočka domácí (*Felis silvestris* f. *catus*) (88 krát), kuna skalní (*Martes foina*) (83 krát) atd. K vzácnějším nálezům patřila vydra říční (*Lutra lutra*) (4 krát), jezevec lesní (*Meles meles*) (1 krát), tchoř tmavý (*Putorius putorius*) (3 krát) nebo norek americký (*Mustela vison*) (2 krát). Zajímavé je rozlišení počtu nálezů podle kategorie komunikací. U ptáků a savců pocházelo nejvíce nálezů v přepočtu na 1 km komunikace z dálnic, poté počty postupně klesaly podle třídy silnice. Naproti tomu u plazů a obojživelníků je pořadí přesně opačné – největší počty přejetých živočichů byly zjištěny na silnicích III. třídy, nejmenší na dálnicích. Velmi podobná je závislost počtu nálezů na intenzitě dopravy. U ptáků a savců bylo nejvíce nálezů ze silnic s intenzitou dopravy nad 10 000 aut/den, poté počty postupně klesaly a nejmenší byly na silnicích s intenzitou do 1000 aut/den. Na míře mortality u jednotlivých skupin se rovněž projevil typ krajiny. Podle očekávání byly celkové počty usmrčených ptáků a savců významně vyšší v nížinách (do 300 m n.m.) a pahorkatinách (301 – 500 m n. m.), než ve vrchovinách (501 – 800 m n. m.). Tento výsledek odpovídá vyšší populační hustotě většiny druhů v nížinách.

Garrett & Conway (1999) studoval mortalitu losa v příměstské oblasti Enchorage (Aljaška). Ročně (výzkum 1991 – 1995) zde bylo zaznamenáno 40 – 52 kolizí aut s losem. Ke srážkám docházelo hlavně v noci (2,6x častěji než ve dne). Obranou strategií losa při nebezpečí není útek. Toto chování má výhody při vzájemných střetech s vlky, ale pochopitelně není výhodný při konfrontaci s motorovým vozidlem (Child et al. 1991).

Srážky s kopytnatci se vyskytují v průběhu roku konzistentně nejčastěji za šera a úsvitu (Grenier 1973, Oosenbrug et al. 1986, Rattey & Turner 1991, Garrett & Conway 1999). Také podle Peeka & Bellise (1969) a Carbaugha et al. (1975) savci často využívají šera a tmy pro překonání pozemní komunikace.

Silnice mají významný vliv na rozpadající se populace divoké zvěře, případně mohou vést k vyhnutí místní populace (Fahring & Merriam 1994).

Saunders & Hobbs (1991) identifikovali několik důvodů, proč jsou silnice a doprava tak významným faktorem úmrtnosti divoké zvěře:

- migrační trasy a domovské okrsky živočichů jsou rozděleny silnicemi,
- zvěř se střetává s dopravními prostředky, protože se pohybuje podél přístupných silničních koridorů,
- zvěř nachází na pozemních komunikacích nové zdroje potravy (zdechliny, píče),
- okraj silnice je pro některé živočichy velice atraktivní.

Groot & Hazebroek (2006) argumentují, že poměr mezi zabitými zvířaty a intenzitou provozu souvisí s populační dynamikou populací, intenzitou provozu a rychlostí provozu. Dále uvádí, že ačkoli srážky zřejmě přispívají menší částí na roční úmrtnost kopytnatých savců, jsou ovšem velkým nebezpečím z pohledu bezpečnosti provozu v Evropě, USA a Japonsku.

Hardy (2003) upozornil na federální správu v Montaně v USA, která podepsala memorandum pro rekonstrukci silnice US 93, kvůli snížení počtu sražené zvěře na této silnici. Projekt zahrne 42 podchodů pro zvěř a 14, 7 mil plození v celkové ceně přes 9 milionů dolarů.

Grovenburg et al. (2008) publikoval údaje o 4 433 sražených jelenců virginských (*Odocoileus virginianus*) ve 13ti okresech v Severní Dakotě. To je podle některých autorů (Cook & Daggett 1995, Hubbard et al. 2000) způsobeno vysokým nárůstem populačních hustot těchto savců. V roce 1900 byly počty jelenců virginských (*Odocoileus virginianus*) odhadovány na 500 000 zvířat, v dnešní době již na 2 milióny jedinců..

Hartwig (1993) registroval nehody za rok 1991 v Severním Rýnsku-Vestfálsku (Německo). Konstatoval, že při srážkách se zvěří dochází k lehkým i těžkým zraněním, ztrátám na životech a rozsáhlým věcným škodám. Pozoroval věkovou strukturu řidičů, stav vozovky, světelné podmínky a počasí při nehodách.

Havet (2002) uvedl výsledky z národního mysliveckého průzkumu (období 1998 – 1999) o stanovení celkových změn počtu divoké populace zvěře ve Francii. V roce 1999 zde vznikl nový zákon integrovaného lesního hospodářství, který povolil použití nástrojů pro regulaci vysokých počtů spárkaté zvěře. Zvýšení silniční dopravy a počty zvěře vyžadují nová měření. Považoval za nutné omezit nehody se zvěří a fragmentaci populací živočichů. Extrémně znepokojující je zejména stav všech druhů drobné zvěře, a to vzhledem ke způsobu zemědělství a počtům dravé zvěře.

Podle Huijsera & McGowena (2003) ovlivňují kolize vozidel se zvířaty bezpečnost lidí, jejich majetek a populace zvěře. V USA byl celkový počet srážek s velkými kopytnatými

savci odhadnut na více než 1 milion ročně. Při těchto srážkách bylo usmrceno 211 lidí, mnoho lidí bylo zraněno a vznikla škoda na hmotném majetku přes 1 miliardu dolarů. V USA překonala úmrtnost zvěře na silnicích počty zvířat, která byla ulovena (Forman 1998).

Podobná čísla jsou dostupná i v Evropě. V té se (mimo Rusko) eviduje více jak půl miliónu kolizí aut s kopytníky ročně. Ty zavinily smrt nejméně 300 lidí, 30 000 lidských zranění a materiální škody za více než 1 bilion Euro (Trocmé et al. 2003). Tato čísla mají vzestupnou tendenci. Některé druhy savců se díky srážkám s automobily a vlaky dostávají na pokraj přežití.

Z výsledků práce Groot-Bruinderinga & Hazebroeka (1996) vyplývá, že v Rusku se stane ročně přibližně 500 000 kolizí aut se zvěří.

Shinoda (2003) zhodnocoval mortalitu zvířat na japonských silnicích. Uvedl, že se zde stane přibližně 30 000 nehod se zvěří ročně. Všiml si, že tyto nehody se stávají na dálnicích, které oddělují významné lokality výskytu zvěře. V roce 2001 bylo na japonských silnicích usmrceno 31 791 zvířat. Nejvíce ohroženou zvěří je mýval – 13 167 případů (40 % ze zabitých zvířat). Často jsou sráženi v nočních hodinách, kdy vycházejí za potravou. Dále jsou často sráženi také vrány a dravci, protože na silnicích hledají zabitá zvířata. Počet usmrcených zvířat na silnici v Japonsku neustále narůstá. Mezi nejdůležitější důvody těchto srážek patří rozšíření dálniční sítě (5 248 km v roce 1992 / 6 898 km v roce 2001). Nejčastějším opatřením proti snížení této mortality je výstavba podchodů a nadchodů, ploty, silniční hlídky a varování řidičů. Hlídky zabraňují sekundárnímu přejetí tím, že odstraňují přejetá zvířata ze silnice.

Ve 14ti anglických hrabstvích bylo podle Langbeina & Putmana (2003) nalezeno 603 ks sražené divoké zvěře (21 % zajíc a bažant, 20 % liška a 9 % jezevec). Celkově se odhaduje, že ve Velké Británii dojde ročně k 30 000 až 50 000 kolizím ročně.

Huijser et al. (2009) se zabýval srážkami jelence, jelena a losa v USA a Kanadě, u nichž zaznamenával rostoucí trend. Vyhodnocoval, kdy a za jakých podmínek se náklady vynaložené na ochranu zvěře rentují. Navzájem porovnával 13 úseků jak na území USA, tak i Kanady. Byly zaznamenány značné rozdíly mezi účinností jednotlivých opatření a náklady, které byly vynaloženy na snížení mortality. Na většině úsecích se snadněji dosáhne prahových hodnot pro snížení míry mortality. To dokazuje, že vzhledem k výdajům návratnosti financí je realizace opatření proveditelná.

Madsen (1996) sledoval mortalitu vyder (*Lutra lutra*) na dánských silnicích. Prohlásil, že tato mortalita je příliš vysoká, což ovšem není problém pouze v Dánsku, ale i v ostatních evropských zemích. Pozoroval 48 mostů, kde nebyly instalovány odrazky proti zvěři a 13 mostů, na kterých odrazky umístěny byly. 39 zabitých vyder bylo dodáno do přírodovědného

muzea. Vydry byly sráženy pravidelně v rámci roku. Odrazky se ukázaly jako neefektivní vůči výdajům za jejich instalaci. Přímé pozorování prokázalo, že vydry nejsou schopny odhadnout riziko při přecházení silnice.

Seiler et al. (2004) publikoval množství sražených zvířat na švédských silnicích získané dotazníkovou formou. Dále Seiler (2004) publikoval počty sražené zvěře ve Švédsku, které vycházely z policejních statistik. Z nich vyplývá, že v roce 1999 bylo sraženo na švédských silnicích přibližně 4 500 losů (*Alces alces*), 24 000 ks srnce obecného (*Capreolus capreolus*), 3000 nehod bylo zaznamenáno s domestikovaným losem polárním (*Rangifer tarandus*) v severních oblastech, 200 kolizí s jelenem lesním (*Cervus elaphus*) a daňkem evropským (*Dama dama*) a 50 nehod s prasetem divokým (*Sus scrofa*).

Reijnen et al. (1996) pozoroval účinky dopravy na hustotu ptactva na pastvinách. Výzkum probíhal v roce 1989 v 15ti transektech podél silnic v Nizozemí. Při intenzitě provozu 5000 vozidel/den měla většina druhů populační ztrátu 15 – 56 % v okolí 100 m od silnice. Mimo tento 100 metrový buffer byla tato ztráta pouze 10 %. Konstatoval, že při plánování nových silnic je nutné zkoumat, jak je možné tyto ztráty eliminovat.

Sielecky (2003) publikoval myšlenku, že je nutné včasné a přesně sbírat informace o mortalitě zvěře. Jako klíč k úspěšnému hlášení srážek založilo Ministerstvo dopravy v Britské Kolumbii dotazový systém, do kterého zaznamenávalo data z hlavních dálnic více než 20 let. Cílem bylo podchytit lokality, kde dochází k častým srážkám, přímé zmírnění ekonomické nákladovosti (škody), ohodnotit efektivitu opatření na snížení srážek, poskytnout data pro silniční plánovací účely, stanovit modely pro předpovídání nehod, zkoumat vztahy dopravy a klimatu na nehodách u jednotlivých druhů, rozvinout rizikové profily pro silniční koridory a ustanovit strategii a politiku pro snížení nehod. Databáze umožňují efektivně plánovat opatření na snížení fragmentace a mortality zvířat. Mortalita se zde zvyšuje především nárůstem intenzity provozu, rychlosti vozidel a vlivem vysokého přírůstu zvěře.

Volokh (2008) hodnotil, za jakých podmínek a z jakých příčin dochází k mortalitě divokých prasat (*Sus scrofa*) ve stepních oblastech na Ukrajině. Zjistil, že nejčastější příčina úmrtí je utonutí při jarních a podzimních povodních (38,07 %). Srážky s automobily mají podíl na mortalitě pouze v 1,66 % případech. Stejně hodnoty (1,66 %) byly sledovány při střetech zvěře s vlakem. Celkově nejvíce mrtvé zvěře bylo nalezeno v zimě (56,82 %), dále na jaře (24,07 %), na podzim (18,12 %) a pouze 0,99 % v létě.

Taylor et al. (2002) zkoumal mortalitu pumy americké (*Puma concolor doryj*), která patří mezi nejvíce ohrožené savce, jejíž počet se odhaduje na 30–50 dospělých zvířat. Výzkum probíhal mezi lety 1978 – 1999, přičemž bylo v tomto období nalezeno 25 pum

sražených automobily (36 % případů). Vlivem vnitrodruhového útoku zahynulo 19 pum (26 % případů) a ilegálním lovem 7 pum (10 % případů).

Mortalita živočichů byla zdokumentovaná (Smith & Dodd 2003) během jednoho roku na úseku 3,2 km silnice 441 v Alachua okres Florida v USA dříve, než zde byly vybudovány podchody pro živočichy. Celkem bylo nalezeno na silnici 821 uhynulých obratlovců (62 druhů). Během zkoumaného roku (srpen 1998 – srpen 1999) zde bylo podniknuto 105 pochůzek. Nejčastěji sraženými živočichy byli obojživelníci (*Hyla cinerea*; n = 296), (*Rana sphenoccephala*; 230), (*Nerodia fasciata pictiventris*; 194), (*Rana grylio*; 145), (*Nerodia floridana*; 119).

Sledováním uhynulých zvířat se na silnicích středního Polabí zabýval Kořínek (1995). V průběhu tří let bylo na úseku silnice dlouhém 3,5 km nalezeno 181 jedinců ze skupiny obratlovců, kteří byli usmrceni při silničním provozu (2,2 % *Amphibia*, 0,6 % *Reptilia*, 35,9 % *Aves*, 61,3 % *Mammalia*).

Mortalita savců a ptactva při dopravních nehodách byla sledována ve slovenské části Dunajského povodí od září 2000 do prosince 2002 (Hell et al. 2005). Monitorována byla 32 km dlouhá silnice. Ta byla kontrolována vozidlem nebo pěšky 709 krát (celkem 22 677 kontrolovaných kilometrů). Celkem bylo nalezeno 3 009 zvířecích zdechlin. Z nich bylo 45,5 % savců a 54,5 % ptáků. Často byl sražen křeček (*Cricetus cricetus*) (35,7 % ze zabitých savců), zajíc polní (*Lepus europaeus*) – 13,2 %, ježci (*Erinaceus europaeus* a *E. concolor*) – 8,7 %, hraboši (*Microtus*) – 8,5 %, potkani (*Rattus norvegicus*) - 6,1 %, domácí kočka (*Felis silvestris* f. *catus*) – 4,4 %, liška obecná (*Vulpes vulpes*) – 3 %, tchoři (*Mustela putorius*, *M. evermannii*) – 1,9 %, lasice (*Mustela nivalis*, *M. erminea*) - 1,2 %. Ke srážkám docházelo častěji v létě než v zimním období. Roční finanční ztráty při srážkách se zvířetí ve sledované oblasti činnily 1,9 milionu slovenských korun. Ve sledované oblasti Galanta dochází v průměru ke 21,4 dopravním nehodám se zvířetí ročně. Nejčastěji v oblasti dochází k nehodám se srnčí zvířetí (*Capreolus capreolus*).

1.2.4. Disturbance a znečištění

Stavba a provoz dopravních komunikací mění kvalitu okolních biotopů často do značné vzdálenosti. K určení celkové šířky plochy ovlivněné disturbancí kolem staveb bylo učiněno mnoho pokusů. V závislosti, který vliv byl zkoumán, se odhady pohybovaly od několika desítek metrů až k několika stovkám metrů, výjimečně i ke kilometrům (Trocme et al. 2003). Velikost narušené oblasti závisí zejména na morfologii terénu a na intenzitě

dopravy. V narušeném území jsou schopny přežít jen běžné druhy, vzácné druhy většinou vymizí (Müller & Berthoud 1997).

Podle Anděla et al. (2005) jsou řazeny mezi nejzávažnější typy disturbancí:

- chemické znečištění - výfukové plyny, silniční prach, sůl atd.,
- hluk a vibrace,
- osvětlení a vizuální řešení.

U velkých savců míra ovlivnění vždy závisí na schopnosti jedince adaptace na zmíněné disturbance. Uvádí se, že většina běžných druhů savců (např. srnec obecný) si na hluk dokáže velmi rychle zvyknout.

Intenzita disturbance, např. hluku, výrazně ovlivňuje šířku fragmentární bariéry. Přestože vlastní šířka dálnice je cca 30 m, pás, kde intenzita hluku může bránit výskytu určitých druhů, může být mnohem širší, řádově i stovky metrů (Anděl et al. 2005).

Komunikace ovlivňuje svoje bezprostřední okolí hlukem, imisemi, osvětlením a vizuálním rušením. Intenzita tohoto efektu je úměrná intenzitě dopravy. Prostor v okolí komunikace nejvíce ovlivněný se označuje jako narušená zóna. Jedná se o území, které je rozhodující pro přiblížení zvířat k migračnímu profilu. Jeho úpravě z hlediska vhodných ekologických parametrů je třeba věnovat zvláštní pozornost. Šířka narušené zóny se může odhadnout na základě empirického vztahu, který byl sestaven na základě údajů práce Müllera & Berthoulda (1997).

$$D = (\log I - 2) * \check{s}$$

D ... šířka narušené zóny [m] na každou stranu od okraje silničního tělesa

I... intenzita dopravy (počet vozidel/24 hod)

š... šířka silničního tělesa [m], a to až k okraji zářezu nebo násypu

Hlavní typy disturbancí (Iuell et al. 2003) jsou následující:

- hydrologické změny (zvýšená eroze, změna odtokových poměrů atd.),
- chemické znečištění - výfukové plyny (CO, NO_x, SO₂, polyaromatické uhlovodíky atd.),
- silniční prach, sůl, těžké kovy (Pb, Zn, Cu, Cr, Cd, Al atd.), látky z hnojiv atd.,
- hluk a vibrace - velcí savci mohou být hlukem výrazně ovlivňováni, což ale závisí na schopnosti jejich adaptace,
- osvětlení a vizuální rušení - při migraci vysoké zvěře může mít umělé osvětlení odrazující účinek.

Také pohyby vozidel mohou ovlivnit chování druhů a vyvolat stres. Těžké automobily způsobují vibrace a vizuálně ruší, čímž mnohým savcům a ptákům nahání hrůzu (Trocme et al. 2003).

Vlastní doprava a s ní spojená prašnost a vypouštění exhalátů má vliv na fotosyntézu, respiraci i transpiraci do takové míry, že může být dopravou ovlivněna i skladba rostlinných společenstev. Komunikace přímo ovlivňují hydrologické poměry povodí, směr povrchového odtoku aj. (Trombulak & Frissell 2000).

Struktura a design budoucí urbanizace může mít významné nepříznivé účinky na vzdušné škodlivé emise stejně jako další činitelé prostředí (Kahyaoglu et al. 2009).

Hluk je v Evropě obecně považován za hlavní faktor znečišťující životní prostředí. Pravděpodobně nejvíce diskutován je vliv hluku na populace hnízdících ptáků. Rozsáhlé výzkumy provedené v mnoha zemích západní Evropy (Reijnen et al. 1995, Brotons & Herrando 2001, Forman et al. 2002, Bautista et al. 2004 atd.) byly zaměřeny především na vztah hluku z dopravy a vzdálenosti hnízdění od komunikace. Autoři se shodují na negativní vliv hluku na hnízdění ptáků podél silnic. Konkrétní výsledky se liší podle intenzity dopravy a zkoumaných druhů ptáků.

Legislativa pro kvantifikaci hluku ze silniční dopravy se v Evropě a v členských zemích Evropské unie liší. Není sjednocen ani co do vstupů potřebných pro výpočet hluku, ani co do postupu (algoritmu) výpočtů (Mikulík & Adamec 2002). Jmenovitý výčet legislativních postupů pro výpočet hluku ze silniční dopravy je následující:

Tab. 1: Legislativní normy pro výpočet hluku z dopravy ve vybraných zemích Evropy

Stát	Označení legislativní normy	Členský stát EU
Francie	NMPB/XPS 31-133	ano
Belgie	NMPB/XPS 31-134	ano
Itálie	NMPB/XPS 31-135	ano
Španělsko	NMPB/XPS 31-136	ano
Portugalsko	NMPB/XPS 31-137	ano
Řecko	NMPB/XPS 31-138	ano
Švédsko	Nordic Prediction Method Road Traffic Noise	ano
Finsko	Nordic Prediction Method Road Traffic Noise	ano
Dánsko	Nordic Prediction Method Road Traffic Noise	ano
Norsko	Nordic Prediction Method Road Traffic Noise	ne
V. Británie	CRTN	ano
Irsko	CRTN	ano
Lucembursko	RLS 90	ano
Německo	RLS 91	ano
Rakousko	RVS 3.02	ano
Holandsko	RVM (SRM II)	ano
Švýcarsko	StL - 96	ne

(Zdroj: CDV)

Prvním krokem k ustálení a unifikaci výpočtových postupů pro výpočet hluku ze silniční dopravy je v rámci EU materiál „Proposal for Directive of the European Parliament and of the Council Relating to the Assessment and Management of Environmental Noise (presented by Commission) - Prepared by Commission of the European Communities, Brusel, 2000“, který je znám v ČR pod názvem „Směrnice Evropského parlamentu a Rady Evropské unie - Posuzování a management environmentálního hluku“.

V ČR vydalo v roce 2005 Ministerstvo životního prostředí příručku „Hluk v životním prostředí“, která je používána jako metodika pro výpočet hluku silniční dopravy v ČR.

1.3. Migrace živočichů

Realizace migračních objektů není levnou záležitostí, a proto je vždy třeba hodnotit účinnost a efektivnost každého objektu. K tomu lze využít teorii migračního potenciálu (Anděl 2000, Hlaváč & Anděl 2001). Migrační potenciál je definován jako pravděpodobnost funkčnosti migračního profilu. Migrační profil je tehdy funkční, jestliže je zvěř využíván a jestliže zajišťuje její bezpečnou migraci přes pozemní komunikaci.

Zachování migračního potenciálu krajiny musí být cílem krajinného plánování. Tento předpoklad je jedním z hlavních teoretických východisek koncepce územních systémů ekologické stability. Na jeho zohlednění je třeba brát ohled v případech velkých liniových staveb, které jsou příčinou fragmentace krajiny, a dále také snížení možnosti migrace živočichů (Sklenička 2003).

Begon et al. (1986) rozlišuje dva základní typy pohybů: migrace a disperze. Migraci definuje jako „hromadný směrovaný pohyb velkého počtu jedinců nějakého druhu z jednoho místa na jiné“ a řadí sem klasické sezónní migrace (tahy ptáků, úhořů, sarančat atd.), ale také denní pohyby a pohyby vyvolané přílivem a odlivem. Z hlediska životního cyklu jsou migrace rozdělené na (i) migrace s četnými návraty (potulky losa, tahy ptáků, obojživelníků, sobů atd.), (ii) migrace s jediným návratem (např. tahy úhoře, lososa atd.), (iii) jednosměrné migrace (např. některé druhy motýlů). Disperze je definována jako „proces, kdy jedinci unikají z bezprostředního okolí svých rodičů a sousedů, a proto jsou méně nahloučeni na jednom místě“, např. pohyb rostlinných semen atd. V literatuře s tematikou migračních opatření a fragmentace krajiny nejsou většinou termíny migrace a disperze pro jednoduchost a přehlednost rozlišovány, termín migrace je chápán jako cílený pohyb živočichů na jakoukoli vzdálenost.

Pro trvalé přežívání a prosperitu populací mají migrace zásadní význam. Díky nim se udržuje rozmanitost genofondu populace, mohou se vyrovnávat výkyvy početnosti způsobené

různými nepříznivými podmínkami a díky migracím se osídlují nová nebo izolovaná místa atd. (Hlaváč & Anděl 2001).

Motivy a zákonitosti těchto migrací nejsou dosud u většiny druhů zcela objasněny. Jedinci se pohybují z mnoha příčin jako jsou např. hledání potravy, výkyvy početnosti, změna životního prostředí, rušení, výskyt predátorů, rozmnožování atd. Problém nastává, jestliže dojde vlivem určité bariéry ke snížení konektivity krajiny, tedy oslabení nebo úplnému přerušení těchto migračních toků. Jedinci se samozřejmě také pohybují denně v rámci svého domovského okrsku, např. mezi různými zdroji potravy, mezi úkryty atd. Tyto pohyby se většinou označují jako denní nebo běžné pohyby (Müller & Berthould 1997).

Migrující neboli stěhovavé druhy jsou chráněni Úmluvou o ochraně stěhovavých druhů volně žijících živočichů (Bonnská úmluva), která je definována takto: „Stěhovavý druh znamená celou populaci nebo kteroukoli geograficky oddělenou část populace jakéhokoliv druhu nebo nižšího taxonu volně žijících živočichů, pro něž platí, že významná část jejich příslušníků cyklicky a předvídatelně překračuje jednu nebo více hranic jurisdikce státu“. Žádný současný druh velkých savců České republiky není registrován v přílohách úmluvy (Příloha I.: Ohrožené stěhovavé druhy, Příloha II.: Stěhovavé druhy, které mají být předmětem dohod). V globálním registru migrujících druhů, který slouží jako informační systém pro Bonnskou úmluvu, jsou jako migrující druhy registrováni los (*Alces alces*) a jelen evropský (*Cervus elaphus*).

Pro jakýkoli návrh opatření při řešení průchodnosti komunikací je dobrá znalost rozšíření a migrací cílových druhů nezbytná. V rámci České republiky byl zhodnocen výskyt a údaje o migraci savců a na základě těchto údajů byla zhotovena mapa kategorizace území z hlediska výskytu a migrací velkých savců (Hlaváč & Anděl 2001). Území bylo rozděleno do pěti kategorií:

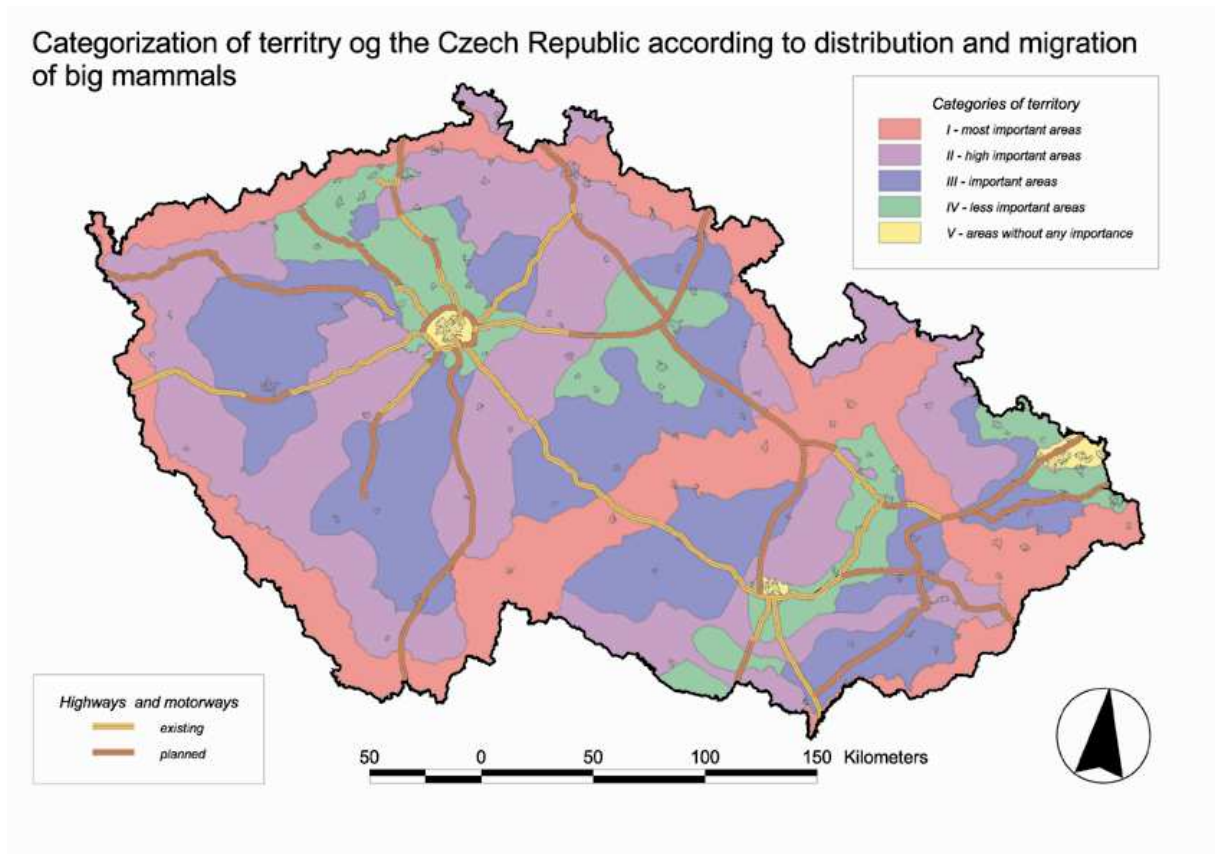
I - Území mimořádného významu — centrální výskyt více druhů ze skupiny jelen, los, rys, medvěd, vlk nebo oblasti hlavních migrací těchto druhů

II - Území zvýšeného významu — současný nebo budoucí předpokládaný stálý výskyt rysa, jelena, oblasti hlavních migrací losa

III - Území významné — zbylé oblasti s periodickým, nepravidelným či budoucím výskytem druhů ze skupiny jelen, los, rys, medvěd, vlk nebo oblasti jejich vedlejších migrací

IV - Území méně významné — bez výskytu jelena, rysa, losa, vlka, medvěda, s pravidelným výskytem srnce a prasete

V - Území nevýznamné — bez výskytu velkých druhů savců, především velké městské aglomerace



Obr. 2: Mapa kategorizace území ČR - výskyt a migrace velkých savců (Anděl et al. 2005)

Sledováním dopadů dopravních komunikací na volně žijící savce se věnují např. publikace Saeki & Macdonald 2004, Clevenger & Waltho 2005, Rico et al. 2007 atd. Vliv konkrétních pozemních komunikací, především frekventovaných dálnic a rychlostních silnic, řeší publikace Alexander & Waters 2000, Baofa et al. 2006, Mata et al. 2007 atd..

Skutečným a zásadním problémem jsou pro populace velkých savců dálniční komunikace. V našich podmínkách jde např. o losa, jehož migrace z Polska na území ČR jsou dnes díky dálniční síti již téměř znemožněny. Přitom je zcela zřejmé, že současná populace losí zvěře žijící u nás a čítající pouze několik desítek kusů, nemá bez posilování dalšími zvířaty perspektivu dlouhodobé existence. Dálniční síť však představuje potenciální nebezpečí i pro všechny ostatní u nás původní druhy kopytníků (srnec obecný, prase divoké, jelen lesní). Díky migracím z prosperujících částí populace mohou být trvale osídlena i místa, kde by izolovaná populace v krátké době zanikla. Bez větších problémů jsou díky migracím vyrovnávány výkyvy početnosti způsobené např. přechodně zhoršenými podmínkami, epidemiemi, živelnými katastrofami apod. Migrací živočichů uvnitř areálu rozšíření je zajištěna nezbytná genetická výměna a udržována rozmanitost genofondu populace. Vedle vlastních migrací existují pochopitelně i přesuny na krátké vzdálenosti, které nelze považovat za migraci, a přesto je zvěř při nich silniční dopravou omezována (přesun mezi místy

s potravou a místy odpočinku, disperze mláďat po osamostatnění apod.). Fragmentací prostředí jsou ovlivněny především ty druhy, které obývají rozsáhlá území při relativně malém počtu jedinců. Mezi potenciálně nejvíce ohrožené jedince patří tedy zejména některé druhy velkých savců. Savci menších velikostí nejsou existencí silnic obvykle tak významně ovlivněni. Je to zejména tím, že jejich populace, obývající výseče krajiny vymezené silniční sítí, jsou dostatečně početné a jsou tak schopné dlouhodobější samostatné existence. Navíc drobní savci nalézají obvykle dostatek možností k překonání komunikace v podobě početných trubních propustků, které jsou pro větší zvířata nevyužitelná.

Důležitou roli při hodnocení vlivu infrastruktury na živočichy hrají možnosti a způsoby jejich sledování. Metody sledování savců, jejich biotopové vazby a nároky na charakter prostředí při migraci vybraných druhů živočichů byly popsány jak v zahraničí (např. Aberg et al. 2000, Swenson & Angelstam 1993), tak i v České republice (např. Červený et al. 2007, Šustr et al. 2007).

Všeobecné sčítací metodologie byly prezentovány Caughleyem (1977) a Eberhardtem (1978). Obě tyto metody kladly důraz na využívání veškerých technických možností a zároveň na proměnlivost populací savců.

Podle nich se metody sledování savců dají rozdělit na přímé a nepřímé.

Mezi přímé metody patří např.:

- Drive counts – tato technika vyžaduje velké množství lidí, kteří v řadě procházejí zájmovou oblast a zaznamenávají savce probíhající mezi nimi. Zastáncem této metody byl např. McCullough (1979),
- Aerial Counts – tato metoda je vhodná v otevřených lokalitách, jako jsou pastviny, otevřené keřové porosty, listnaté lesy v zimě atd., kdy živočichy zaznamenává buď přímo pilot, nebo pomocní pozorovatelé (Bleich 1983),
- Transect Counts – metoda spočívá v procházení nebo projíždění (kůň, kolo atd.) terénu po předem naplánovaných transektech (Burnham et al. 1980, Kie & White 1985),
- Spotlight Counts – metoda spočívající v sčítání živočichů v noci za pomoci reflektorů (Progulske & Duerre 1964),
- Remote Sensing – tepelné infračervené snímací zařízení, které monitoruje živočichy z letadla (Parker & Driscoll 1972),
- Infrared flash Kamera – sledování živočichů pomocí fotopastí a videokamer (Veenbaas 2003), Pfister et al. 1997).

Mezi nepřímé metody patří např.:

- a) Mark-Recapture Methods (Caughley 1977),
- b) Change-in-Ratio and Related Methods (Caughley 1977),
- c) Track and Trail Counts – sledování stopních drah na sněhu (Salwasser 1976),
- d) Stopní dráhy na písku a papíru (Veenbaas 2003),
- e) Pellet-Group Counts (Connolly 1981).

Cole et al. (1997) sledoval migraci zvěře během omezené dopravní přístupnosti v Rocky Mountain v letech 1991 až 1995. Úřad pro obhospodařování půd zde zavedl dočasný omezený přístup vozidel na 35 %. Při nižší intenzitě provozu byl zaznamenán snížený denní pohyb u losa a byla zde sledována záporná korelace mezi denními pohyby. Byla také zjištěna vyšší pravděpodobnost přežití živočichů během omezené dopravy. Zajímavé bylo také snížení velikosti obývaného území během omezeného silničního provozu.

V Dánsku je poměrně dlouhá tradice plánování koridorů pro migraci zvěře (Brandt 1996). Ta je spojená s oblastní úrovní dánských krajů, zatímco národní, stejně jako místní, plánování koridorů chybí. Některé důvody podle Brandta souvisí s vývojem chráněného plánování. V Dánsku jsou diskutované trendy a rozpory mezi tradičními ochránci přírody a mezi těmi, kteří poukazují na plánování ekologických koridorů.

Helldin (2003) zhodnocoval vliv bariér na migraci losa ve Švédsku. Konkrétně tomu bylo na nové silnici E4 podél baltického pobřeží Švédska, která protíná sezónní migrační tahy losa evropského (*Alces alces*). Ten se pohybuje několik kilometrů mezi letními lokalitami ve vnitrozemí a pobřežními zimními lokalitami. Byly zde zaznamenány časté kolize s dopravními prostředky vlivem vysoké losí populace a jejich časté migrace mezi lokalitami výskytu. Z pohledu bezpečnosti se úsek oplotil a vystavily se zde dva podchody pro zvěř. Bylo prokázáno, že vlivem zaplacení se stěhující zvěř na západ nahromadila u plotu a její populace byla více než dvojnásobná než na lokalitách na východním pobřeží. Výrazně se zde zvýšily škody zvěří. Podchody byly využívány pouze příležitostně (asi 1,5 krát za měsíc). Nebyly zaznamenány žádné rozdíly mezi průchody v rámci sezóny. Losi podchody procházeli velice neradi.

Kurt et al. (2003) pozoroval genetickou rozmanitost u srnce obecného (*Capreolus capreolus*) v závislosti na migraci. Hypotézou bylo, že genetická proměnlivost je nižší ve skupině, kde jsou samci stabilní, než u skupin, kde kolísá skladba obyvatelstva. Bylo průkazné, že není významný rozdíl mezi zvěří polní a lesní v genetické integritě. To odráží přizpůsobivost a plastičnost tohoto druhu.

1.4. Metody hodnocení fragmentace

Podle Anděla et al. (2005) lze metody pro hodnocení fragmentace krajiny rozdělit do dvou základních skupin: (a) metody vymezující území, (b) metody stanovující číselné indexy fragmentace.

a) Metody vymezující určité území – jedná se o postup, při kterém je podle definovaných vlastností vymezena určitá část území. Výhodou těchto metod je, že výstupem je určité území, které lze mapově vymezit, a má charakter ostatních limitů používaných v územním plánování, např. přírodní rezervace, památková rezervace aj. Lze je dobře kontrolovat s různými rozvojovými záměry. Repräsentantem těchto metod je stanovení nefragmentovaných oblastí dopravou (UAT - unfragmented area with traffic podle Gawlaka 2001, Illmana et al. 2000, Binot-Hafkeho et al. 2002).

b) Metody stanovující číselné indexy fragmentace – jedná se o postupy, které kvantifikují stupeň fragmentace určitého území číselným indexem. Jsou vhodné především pro sledování časového vývoje a vzájemné porovnání vlivu různých variant záměrů. Repräsentantem těchto metod je stanovení efektivní velikosti oka (m_{eff}) (Jaeger et al. 2001, Esswein et al. 2003). Metoda je založena na výpočtu pravděpodobnosti, že dva náhodně zvolené body nejsou od sebe odděleny bariérou. Metoda vykazuje velmi dobré výsledky při dlouhodobém hodnocení fragmentace rozsáhlých území.

Pro vyhodnocení kvality jednotlivých nefragmentovaných oblastí je nutné provést komplexní zhodnocení jednotlivých UAT z hlediska jejich současného stavu a budoucí perspektivy. Vyhodnocení kvality UAT zahrnuje tyto kroky:

- analýzu kvality biotopů nefragmentovaných oblastí,
- analýzu rizikovosti vzniku bariér uvnitř nefragmentovaných oblastí,
- celkové zhodnocení kvality nefragmentovaných oblastí.

Při analýze kvality biotopů jsou základní atributy polygonu UAT (a) velikost, (b) zastoupení vhodných biotopů. Modelovou veličinou, která v sobě spojuje oba atributy je efektivní plocha (EA), která reprezentuje plochu uvnitř polygonu a která je pro daný druh skutečně využitelná.

Postup výpočtu:

- polygon UAT se rozdělí podle přítomnosti různých biotopů na dílčí části a součet ploch jednotlivých dílčích částí dává celkovou plochu polygonu,
- pro každou dílčí část (každý biotop) se provede semikvantitativní odhad její kvality pro existenci hodnoceného druhu, a to na stupnici v intervalu od 0,0 – kvalita zcela

znemožňující existenci do 1,0 – ideální kvalita pro existenci druhu. Provedený odhad je označen jako index kvality (k) (viz tab. 2),

- efektivní plocha se vypočítá podle vzorce:

$$EA = \sum a_i \cdot k_i \quad [\text{km}^2] \quad a_i \dots \text{celková rozloha všech ploch } i\text{-tého biotopu v UA } [\text{km}^2]$$

$$k_i \dots \text{index kvality } i\text{-tého biotopu (v uzavřeném intervalu } 0;1).$$

Tab. 2: Kategorizace biotopů a indexy kvality

č.	k	Biotopy
1	0,0	sídla, průmyslové areály, těžba nerostných surovin
2	0,1	pole
3	0,2	sady, vodní toky, vodní plochy
4	0,5	louky
5	1,0	les, rašeliniště

(Zdroj: Anděl et al. 2005)

Efektivní plocha modeluje rozlohu skutečně využitelného prostoru. Vyhodnocení je možné:

- v absolutních hodnotách $[\text{km}^2]$ – základní srovnávací veličinou je limitní rozloha území. Optimální stav je, když je EA větší nebo rovna této limitní hodnotě,
- v relativních číslech (% z celkové rozlohy UA).

Riziko vzniku nových bariér uvnitř UAT má dvě základní potenciální příčiny: (a) dílčí bariéry, které částečně pronikají do UAT, (b) úzká místa ve tvaru UAT.

Jako modelová hodnota pro kvantifikaci budoucího rizika fragmentace dopravou byla zavedena veličina potenciální bariéra – PB $[\text{km}/\text{km}^2]$, která v sobě sdružuje jak hodnocení délky, tak propustnosti bariér. Potenciální bariéry lze rozdělit na: vnitřní (i), vnější (e) a celkovou (t).

Potenciální bariéra vnitřní (PB_i)

Postup výpočtu:

- komunikace zasahující do polygonu jsou rozděleny podle intenzity dopravy,
- pro každou třídu je určen její index rizika další fragmentace jako hodnota v uzavřeném intervalu $[0; 1]$,
- v každém polygonu se sečtou délky bariér jednotlivých kategorií,
- výsledná hodnota PB_i se vypočítá podle vzorce:

$$PBi = (\sum d_i \cdot r_i) / P \text{ [km/km}^2\text{]}$$

d_i ... celková délka silnic dané kategorie v UAT [km]
 r_i ... index rizika dané kategorie
 P ... plocha polygonu [km²].

Tab. 3: Kategorie silnic a indexy rizika

č.	intenzita dopravy (voz/den)	index rizika	Charakteristika
1	více než 1000	1,0	silnice s nadlimitní intenzitou, zasahující do UAT
2	800 – 1000	0,8	silnice s intenzitou, která se blíží k limitu
3	500 – 800	0,5	silnice s nižší intenzitou, riziko v dlouhém horizontu

(Zdroj: Anděl et al. 2005)

Výsledkem výpočtu je modelová hodnota, která vyjadřuje, jaká je délka nepropustných bariér uvnitř polygonu na 1 km².

Potenciální bariéra vnější (PBe)

Hodnotí tvar polygonu, který je dán dle definice bariér s nadlimitní intenzitou. Je modelem situace, kdy se vnější hranice dostávají vzájemně do blízkosti a hrozí jejich propojení. Obecně lze konstatovat, že čím je polygon menší a jeho tvar nepravidelnější, tím je riziko kritických míst větší.

Postup výpočtu:

- vstupními daty je obvod (c) a rozloha polygonu (P),
- jedná se o nadlimitní bariéry, proto index rizika = 1,
- výsledná hodnota PBe se vypočítá podle vzorce:

$$PBe = c/P \quad \text{[km/km}^2\text{]} \quad c \dots \text{obvod polygonu UA [km]}$$

$$P \dots \text{plocha polygonu UA [km}^2\text{]}$$

Výsledek ukazuje, jaká délka hranice polygonu připadá na 1 km² plochy. Čím je tato hodnota vyšší, tím vyšší je zranitelnost polygonu.

Potenciální bariéra celková (PBt)

Postup výpočtu:

Součet potenciální bariéry vnitřní a vnější:

$$PBt = PBi + PBe \quad \text{[km/km}^2\text{]}$$

Interpretace: Výsledek ukazuje, jaká modelová délka všech nadlimitních bariér (vnějších i vnitřních) připadá na 1 km² plochy polygonu. PBt je celkovou modelovou hodnotou pro odhad zranitelnosti polygonu.

Navrženy jsou dva způsoby hodnocení celkové kvality:

a) kategorizace UAT do 3 tříd (výborný – velmi dobrý – dobrý) vzájemnou kombinací kategorií kvality biotopů a rizikovosti bariér (viz tab. 4). Metoda je vhodná pro rozsáhlá území s velkým počtem UAT a zpracování pomocí GIS. Výše uvedené výpočty UAT jsou shrnuty v TP 180 (2006).

b) SWOT analýza UAT – jedná se o slovní podrobné zhodnocení UAT podle osnovy SWOT analýzy. Tento Postup je určen pro podrobné hodnocení menšího území.

Hodnotí se:

- S (Strengths): Silné stránky – popis všech vlastností, které jsou v daném polygonu pozitivní a vytvářejí jeho významnost, zaměřeno na současný stav
- W (Weaknesses): Slabé stránky – popis slabých míst, ve kterých jsou vlastnosti polygonu nedostatečné, zaměřeno na současný stav.
- (Opportunities): Příležitosti – zaměřeno na budoucnost, popis vlastností, které vytvářejí předpoklady pro pozitivní vývoj v budoucnosti.
- T (Threats): Hrozby – zaměřeno na budoucnost, popis vlastností, které mohou v budoucnu negativně ovlivnit existenci polygonu.

Tab. 4: Celková kvalita polygonů

Celková kvalita polygonů			potenciální bariéra (PB) [km/km ²]		
			výborná	velmi dobrá	dobrá
			méně než 0,06	0,06 – 0,12	více než 0,12
efektivní plocha (EA) [km ²]	výborná	větší než 100	výborná	výborná	velmi dobrá
	velmi dobrá	50 – 100	výborná	velmi dobrá	dobrá
	dobrá	méně než 50	velmi dobrá	dobrá	dobrá

(Zdroj: Anděl et al. 2005)

Územní systém ekologické stability (dále ÚSES) je podle § 3 písmene a) zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Vymezení ÚSES zajišťuje uchování a reprodukci přírodního bohatství, příznivé působení na okolní méně stabilní části krajiny a vytvoření základů pro mnohostranné využívání krajiny.

Hlavním smyslem ÚSES je posílit ekologickou stabilitu krajiny zachováním nebo obnovením stabilních ekosystémů a jejich vzájemných vazeb.

Tento systém je složen z biokoridorů (sloužících k pohybu organismů krajinou) a biocenter (zajišťujících podmínky pro dlouhodobé přežívání organismů) a doplněn o interakční prvky (často nepropojené izolované fragmenty v krajině, meze, remízky). Soustavou je rozmístění v krajině podle stanovených pravidel. Míchal (1994) uvádí tyto pravidla:

- rozmanitost potenciálních přírodních ekosystémů v řešeném území,
- jejich prostorové vazby (kritérium udává směry biokoridorů spojovacích i kontaktních a plochu přirozených migračních bariér),
- nezbytné prostorové parametry (minimální plochy biocenter různého typu, maximální délky biokoridorů a jejich minimální nutné šířky),
- aktuální stav krajiny,
- společenské limity a záměry určující současné a perspektivní možnosti kompletování uceleného systému.

Při vymezování ÚSES nutně dochází ke střetům a konfliktům s antropickými bariérami. Jak uvádí Low (1995), při křížení se silnicemi větších šířek je možné využívat terénních depresí, kde lze předpokládat u nově navrhovaných silnic nutnost přemostění a tím i možnost nepřerušování biokoridoru. Prvky vymezené v sousedství negativně působících vlivů je vhodné zvětšit (větší šířka biokoridorů nebo větší plocha biocenter).

1.5. Intenzita provozu a její vliv na migraci a mortalitu živočichů

Intenzita vozidel (roční průměr denní intenzity vozidel) může ve vztahu k migraci zvěře rozdělit komunikace do 3 kategorií (Anděl et al. 2006):

- nízká < 1000 vozidel/24 hodin – Nízká intenzita dopravy není dostatečným varováním pro většinu zvířat a ta se snaží komunikaci překonat. Proto je na těchto komunikacích mnoho zvířat všech velikostí usmrceno.
- střední 1000 – 10 000 vozidel/24 hodin – Tato intenzita dopravy již částečně odrazuje zvířata od překonání komunikace. Současně se vytváří narušená zóna v oboustranném pásu podél komunikace.

- vysoká > 10 000 vozidel/24 hodin – Tato vysoká intenzita dopravy má pro většinu zvířat silný odpudivý účinek. Ta se pokoušejí překonávat komunikaci pouze v případě stresových situací. Proto je také na těchto komunikacích počet zabíjených zvířat relativně nízký.

Tab. 5: Vývoj dopravních intenzit (vozidla/24 hodin) v ČR

Rok	Dálnice	Silnice I. třídy	Silnice II. třídy	Silnice III. třídy
1985	11 236	4 107	1 404	393
1990	14 519	4 888	1 563	407
1995	17 023	6 491	1 899	476
2000	22 044	7 981	2 178	570
2002	23 438	8 483	2 308	604
2004	27 984	9 140	2 480	649
2005	31 690	9 668	2 567	686
2006	32 641	9 861	2 618	700
2007	31 699	10 236	2 670	714
2008	32 415	10 502	2 724	732

(Zdroj: www.rsd.cz)

Vysoký provoz je na dálnicích i v nočních hodinách. Z tohoto důvodu je dálnice význačnou migrační bariérou. Samotná intenzita dopravy ovšem není nejdůležitějším faktorem vzhledem k mortalitě zvířete na silnici. Pro zvířet je důležité, jaký má skutečný čas na překonání komunikace. Proto je třeba sledovat především časové mezery mezi projíždějícími vozidly. V ČR byla ministerstvem dopravy vydána příručka pro stanovení intenzit dopravy na pozemních komunikacích (TP 189, 2008). V Německu je tato problematika řešena v příručce Forschungsgesellschaft für Strassen - und Verkehrswesen.

Tab. 6: Silniční komunikace v ČR (2009)

	Počet	Délka [m]
Dálnice	1 381	61 610
Rychlostní komunikace	782	29 649
Silnice I. třídy (bez rychlostních silnic)	4 178	111 884
Silnice II. třídy	5 689	80 906
Silnice III. třídy	10 564	109 737
Celkem	22 594	393 782

(Zdroj: www.rsd.cz)

Intenzita dopravy je považována za jeden z hlavních faktorů, který určuje bariérový efekt (Trocmé et al. 2003, Roth & Klatt 1991). Iuell et al. (2003) řadí intenzitu dopravy s cca 8500 vozidly/24 hod. do kategorie, kdy komunikace představuje významnou bariéru.

Mertzanis et al. (2003) konstatoval, že za minulé dvě desetiletí se značně zvýšila intenzita provozu v Řecku i v celé Evropě.

Van Langevelde (2009) sledoval oblasti, kde došlo ke snížení intenzity dopravy a kde k tomuto snížení nedošlo, a vzájemně tyto oblasti porovnával. Neustálý růst intenzity provozu

v rozvinutých zemích s hustým lidským osídlením se nechá i nadále očekávat, zejména na vedlejších silnicích. Předpokládá se, že z tohoto důvodu se dramaticky zvětší fragmentace divokých populací. V lidmi využívané krajině se vedlejší silnice vyskytují ve vysokých hustotách a zvěř na ně často naráží. Snahou proto je na těchto silnicích snížit intenzitu dopravy a rychlost vozidel, což má výrazně kladný účinek na snížení mortality savců. Van Langeveldeho (2009) model navrhuje, aby snížená doprava zvyšovala perspektivu srnčí zvěře (*Capreolus capreolus*) v krajině s hustou silniční sítí. Vyhodnocoval, jaká intenzita provozu se nepromítne do populační hustoty živočichů. Stejně jako Van Langevelde přemýšlel i Elvik (2001). Podle něj se snížení dopravy ukazuje jako vylepšení situace pro volně žijící živočichy. Myšlenka pro zmírnění dopravy na vedlejších silnicích byla vyvinuta v Nizozemí, v industrializované zemi s vysokou hustotou obyvatelstva. Určoval hustotu dopravy a rychlost vozidel, která je považována za dostačující pro životaschopnost místních populací.

Snížení fragmentace krajiny je na vedlejších silnicích možné dosáhnout redukcí dopravy buď pomocí semaforů trvale, nebo snížením rychlosti vozidel (Jones 2000), což ukázalo dramatické snížení rizika úmrtnosti živočichů (Jaarsma et al. 2006).

V ČR byly vydány v roce 2008 Technické podmínky č. 189: Stanovení intenzit dopravy na pozemních komunikacích, které vydalo Ministerstvo dopravy a spojů České republiky.

1.6. EIA a SEA

Na úrovni celostátních koncepcí, které určují další směr v rozvoji dopravy, musí být problematika migrace živočichů a fragmentace krajiny zahrnuta mezi kritéria, která posuzují vliv realizace koncepce na životní prostředí. Základním materiálem, ve kterém dochází k hodnocení vlivů na životní prostředí, je tzv. strategická EIA (SEA), která se zpracovává v souladu s požadavky zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí v platném znění.

Jedním z předpokladů trvale udržitelného rozvoje, racionálního obhospodařování a využívání kulturní krajiny je systematické zkoumání důsledků lidských činností, záměrů, technologií a technik, jakožto i programů, koncepcí, strategií, politik a politických zájmů. Proces EIA (Hodnocení vlivů na životní prostředí) a proces SEA (Strategické posuzování životního prostředí) představují formalizované environmentální nástroje pro komplexní multikriteriální posouzení dopadů budoucích záměrů či strategií ve vztahu k životnímu prostředí, lidskému zdraví a socio-ekonomickým aspektům. Jejich funkčním smyslem je zjistit, popsat a komplexně vyhodnotit předpokládané přímé i nepřímé impakty

oznamovaných záměrů, respektive předkládaných koncepcí na úrovni ochrany přírody a krajiny a veřejného zdraví.

V hierarchii nástrojů sloužících k ochraně a obnově krajiny (tzv. ekologických aplikací v krajině) mají EIA i SEA neopomenutelnou úlohu, která je garantována platnou legislativní normou ČR. Hodnocení vlivů na životní prostředí a strategické posuzování životního prostředí náleží do obligatorní skupiny environmentálních nástrojů, jejichž přímá aplikace je vynucována legislativou a průběh procesu (v prostředí České republiky), je charakterizován zákonem č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí v platném znění.

Účelem posuzování vlivů na životní prostředí je získat objektivní odborný podklad pro vydání rozhodnutí, popřípadě opatření podle zvláštních právních předpisů a přispět tak k udržitelnému rozvoji společnosti (§ 1 zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí v platném znění). Projekty u nichž je pravděpodobné, že budou mít významné vlivy na životní prostředí vzhledem ke své povaze, velikosti nebo umístění, budou podléhat požadavku získat souhlas se stavebním záměrem a požadavku posouzení ohledně jejich vlivů (článek 2 směrnice Rady č. 97/11/EC o posuzování vlivů jistých státních a soukromých projektů na životní prostředí).

Cílem strategického posuzování životního prostředí je zajistit vysokou úroveň ochrany životního prostředí a přispět k zahrnutí úvah o životním prostředí do přípravy a přijetí plánů a programů s cílem podporovat udržitelný rozvoj stanovením, aby v souladu se směrnicí 2001/42/ES některé plány a programy, které mohou mít významný vliv na životní prostředí, podléhaly posouzení vlivů na životní prostředí (směrnice Evropského parlamentu a Rady 2001/42/ES o posuzování vlivů některých plánů a programů na životní prostředí).

1.7. Kategorizace živočichů

Je nezbytné respektovat základní biologické, ekologické a etologické potřeby druhů, k nimž patří především umožnění volného pohybu v celém areálu rozšíření populace. Díky dopravním koridorům dálničního typu je tento pohyb značně omezen. Ve státech s výrazně hustší dálniční sítí se okruh ohrožených druhů rozšiřuje i na savce středních velikostí, tedy jezevce lesního (*Meles meles*), vydra říční (*Lutra lutra*), ale i na lišku obecnou (*Vulpes vulpes*) (Hlaváč 2005). Problematice zajištění migrační propustnosti krajiny (pro druhy s velkými prostorovými nároky – velké kopytníky, velké šelmy) je zejména v souvislosti s dopravními stavbami věnována pozornost již delší dobu a v současnosti existují odborné metodiky popisující základní východiska a potřebná opatření (Anděl & Hlaváč 2001, TP 180, 2006).

Biotopové vazby a nároky na charakter prostředí při migraci vybraných druhů živočichů vysokých teritoriálních nároků byly popsány jak v zahraničí (Swenson & Angelstam 1993, Miquet 1994), tak i v konkrétních lokalitách České republiky (např. Červený et al. 2007, Šustr et al. 2007). Izolované „ostrovní“ populace jsou oproti propojeným populacím více náchylné k jakýmkoli výkyvům prostředí, přechodně zhoršeným podmínkám nebo přírodním katastrofám. Výkyvy početnosti způsobené těmito vlivy by byly v prostředí, kde dochází k pravidelným migracím jedinců z prosperujících částí populace, bez větších problémů nahrazeny. Soubor vlivů, které působí na vzájemně izolované populace, se nazývá „ostrovní efekt“ (Anděl et al. 2005).

Kategorizace živočichů

- Kategorie A – Velcí savci a druhy nejnáročnější na parametry přechodu (jelen, rys, medvěd, vlk a los). Základním typem migrace je liniová dálková migrace celorepublikového a evropského formátu. Tato kategorie musí splňovat nejnáročnější parametry technického řešení jak z hlediska rozměrů, tak doprovodných prvků. Optimálním řešením jsou přirozená přemostění hlubokých údolí nebo speciální ekodukty. V rovinnaté krajině je realizace účinného migračního profilu kategorie A velmi náročná a často problematická.
- Kategorie B – Střední savci, kopytníci (srnec, prase divoké). Základním typem migrace je lokální migrace, která zahrnuje cesty mezi zdroji potravy, vodou a místy odpočinku. Využívá ji především místní populace, která je na tamní podmínky dobře adaptovaná. U prasat divokých je nutné počítat s delšími nepravidelnými přesuny jedinců i celých tlup. Jednak vzhledem k velikosti zvířat, jednak z důvodu adaptace místní populace mohou být technické parametry přechodů mírnější než u kategorie A. Na druhou stranu je nutná jejich větší četnost. Zvířata této kategorie mohou bez problémů využívat migračních profilů kategorie A.
- Kategorie C – Střední savci, šelmy (liška, jezevec, vydra, drobné lasicovité šelmy). Rozměry nejsou hlavním faktorem. Důležitější je jejich dostatečná četnost v místech migračního tlaku (500 -1 000 m). Je zde zapotřebí zajistit dostatečný pruh souše (1 m) podél převáděného vodního toku. Tyto živočichové podnikají migrace mezi zdroji potravy, vody a různými částmi obývaného teritoria a migrace osamostatňujících se mláďat. Migrační profily využívá především místní populace. Tyto druhy nejsou příliš citlivé na rušivé antropogenní vlivy.

- Kategorie D – Obojživelníci.
- Kategorie E – Ekosystém. Pokud bariéra rozděluje specifický ekosystém (mokřad, rašeliniště, vřesoviště, step apod.), je nutné počítat s tím, že je nezbytné zajistit podmínky pro propojení celých společenstev. V praxi to znamená, že propojovací prvek musí mít shodné pedologické, hydrologické a světelné podmínky jako propojovaný ekosystém. Jedině tak dojde ke vzniku shodných rostlinných společenstev, na které jsou následně vázaná společenstva bezobratlých i drobných terestrických obratlovců. Optimální propojovacím prvkem zde obvykle bude dostatečně široký nadchod – ekodukt, který na rozdíl od mostů není stíněn konstrukcí komunikace a díky dobrým světelným podmínkám umožňuje optimální rozvoj vegetace.

1.8. Migrační objekty

Nadchody a podchody jsou velice nákladná zařízení, mohou však mít význam spíše z hlediska udržení genetického kontaktu (páření) dílčích populací, které by mohly vzniknout na rozdílných stranách oplocených dálnic. Tato funkce je však mnohdy suplována běžnými technickými zařízeními (Hlaváč & Anděl 2001). V ČR byly vydány v roce 2006 Ministerstvem dopravy a spojů České republiky technické podmínky č. 180: Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy. Živočichové mohou překonávat dálnice buď vrchem po „nadchodu“ nebo průchodem pod dálnicí. Nadchody jsou obvykle stavbami určenými speciálně k zajištění průchodnosti pro živočichy (zelené mosty, ekodukty).

V Evropě je v současné době s těmito stavbami dostatek zkušeností. Problematice překonání pozemní komunikace, např. po speciálních migračních objektech, se věnuje Iuell et al. (2003) (výsledek evropského projektu COST 341), Jaeger et al. (2005), Roedenbeck & Jaeger (2006), Anděl et al. (2006) atd. Velmi důležité je vymezení migračně významných území na ploše celého státu. To je v současné době řešeno například v Rakousku, Holandsku, Švýcarsku a v dalších zemích. V Německu probíhá momentálně projekt na přípravu „koridorů pro člověka a přírodu“ (Reck et al. 2005). Problému průchodnosti dálnic se u nás věnuje havlíčkobrodské středisko Agentury ochrany přírody a krajiny ČR. Práce vyústily ve zpracování „Metodiky k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy“, kterou v r. 2001 schválilo Ministerstvo životního prostředí ČR jako podklad pro další přípravu a povolování staveb dálnic. Pro navrhování dopravních staveb je

zpracována metodika hodnocení fragmentace a migrační propustnosti. V praxi se však tyto metodické přístupy uplatňují jen velmi pozvolna. Důsledné hodnocení z hlediska fragmentace a migrační propustnosti je u dopravních liniových staveb zpracováno ojediněle a vlastní realizace potřebných opatření také není příliš častá (migrační objekty na D 11, D 47 atd.).

Funkčnost migračního profilu určují dvě složky (Anděl et al. 2005):

a) Ekologická – vyjádřena jako migrační potenciál ekologický (MPE). Je dána vlastnostmi samotné migrační cesty, kterou má v tomto profilu v době před výstavbou pozemní komunikace. Je třeba uvažovat s výhledem jejího využívání do budoucna především z hlediska celkového vývoje širšího území. MPE vyjadřuje pravděpodobnost s jakou je migrační cesta plně využívána zvěří v tzv. nulové variantě, tj. bez výstavby komunikace. Je modelem celkového migračního tlaku v dané lokalitě.

b) Technická - vyjádřena jako migrační potenciál technický (MPT). Je dána vlastnostmi migračního objektu, jeho celkovou konstrukcí, rozměry a doprovodnými opatřeními. MPT vyjadřuje pravděpodobnost, s jakou navržené technické řešení umožní plnou migraci živočichů, to znamená, jak budou zachovány původní parametry migrace při realizaci daného objektu.

Celkový migrační potenciál je definován jako součin migračního potenciálu ekologického a technického: $MP = MPE * MPT$. Výsledná hodnota je pomocným kritériem při rozhodování o realizaci objektu a při ekonomické optimalizaci návrhu. Dovoluje modelově posoudit, nakolik se změna rozměrů nebo technického řešení, která bude mít vliv na cenu objektu, odrazí na jeho funkčnosti.

Významné je též zjištění, že křížení nadregionálních biokoridorů ÚSES s dálnicí jsou z velké části pro velké savce zcela neprostupné. Příčinou tohoto stavu je především zkušenost, že dokumentace ÚSES byla ve většině případů zpracována v době, kdy dálnice již existovaly, popř. existovalo schválené technické řešení. Nutné je také připomenout paradoxní skutečnost, že přerušení biokoridoru není v rozporu s oficiální metodikou ÚSES. Připustit lze tedy možnost přerušení biokoridoru neprůchodnou liniovou bariérou, kterou nelze žádným způsobem obejít. Takové přerušení má pro funkčnost biokoridoru vždy fatální následky.

Na základě požadavku Ředitelství silnic a dálnic ČR byl v letech 1999 – 2000 zpracován návrh základního přístupu k navrhování migračních profilů pro projektanty silničních staveb (Anděl 2000). V průběhu prací na záchranném programu pro vydru říční bylo ověřováno využívání jednotlivých typů mostů. Poznatky byly získávány sledováním stop na sněhu a telemetrickým sledováním zvířat. Analyzováno bylo také 90 případů usmrcení vydry autoprovozem. Výsledkem těchto prací bylo vydání metodiky „Křížení komunikací

a vodních toků s funkcí biokoridorů“ (Toman & Hlaváč 1995). Užití této metodiky v praxi oficiálně doporučilo MŽP.

O co nižší je množství realizovaných opatření, o to závažnější je fakt, že tyto realizované stavby a opatření byly doposud z různých důvodů pojmány osamoceně, bez řešení širších vazeb, což může ohrožovat jejich funkčnost a v důsledku tedy i efektivitu vynaloženého úsilí a prostředků. Počet objektů závisí na velikosti spádové oblasti objektu, na možnostech propojení, cílových druzích atd. Otázka, zda je účinnější např. jeden široký ekodukt nebo více užších, nebyla zatím vyřešena, záleží však vždy především na místních podmínkách (Pfister et al. 1999).

Umístění a počet objektů se musí řídit výskytem a prostředím cílových druhů živočichů. Přístup k objektu musí zasahovat alespoň do okrajových oblastí jejich životních prostorů. Tam, kde jsou postižena jádra životních prostorů, by měl objekt ležet pokud možno centrálně v této oblasti. Jsou-li v oblasti tradiční migrační cesty zvířat, měl by být objekt umístěn co nejbližší k těmto cestám. Posouzení umístění objektu by mělo být provedeno na národní, regionální i lokální úrovni. Nutné je vyvarovat se místům s lidským rušením. Ekodukty jsou budovány především přes víceproude komunikace nebo komunikace s vysokou intenzitou dopravy. Nezbytné jsou v případech, kdy:

- komunikace má za následek výrazné poškození nebo ztrátu výjimečných biotopů nebo druhů,
- komunikace ovlivňuje druhy zvláště citlivé k bariérovému efektu nebo mortalitě,
- celková propustnost krajiny je komunikací výrazně oslabena,
- přechody pro zvěř se zdají být vhodným řešením pro zmírnění bariérového efektu,
- ostatní méně nákladná opatření budou pravděpodobně neefektivní,
- komunikace je oplocena po celé své délce (Iuell et al. 2003).

Tab. 7: Kategorizace migračních objektů

MIGRAČNÍ OBJEKTY	Podchody	Propusty	Trubní propust
			Rámový propust
		Mosty na silnici	Most víceúčelový
			Most speciální
	Nadchody	Mosty přes silnici	Most velký, přirozený
			Most víceúčelový
		Tunely	Most speciální - ekodukt
			Tunel speciální - ekodukt

(Zdroj: Hlaváč & Anděl 2001)

Keller et al. (2003) uvedl, že nejdůležitější pro migraci zvěře jsou široké nadchody a podchody určené pro velkou zvěř.

V roce 2002 provedl Hlaváč prověrku mostních objektů u dálničních a rychlostních komunikací v celé České republice. Mosty byly hodnoceny jako podchody nebo nadchody. U každého byly zaznamenány rozměrové parametry, identifikační číslo mostu, zeměpisné souřadnice, intenzita rušivých vlivů a pořízena fotodokumentace.

Podle rozměrů, intenzity rušení a charakteru okolí byly mostní objekty rozděleny do čtyř kategorií, a to:

- mosty zcela neprůchodné
- mosty průchodné pro zvířata do velikosti lišky, jezevce a vydry ▪ ($i < 1$)
- mosty průchodné pro zvířata do velikosti srnce a prasete divokého ▪ ($1 < i < 4$)
- mosty průchodné pro všechny druhy, včetně jelena a losa ▪ ($i > 4$)

($i = \frac{\text{š} \times \text{v}}{\text{d}}$, kde „š“ je šířka mostu, „v“ je výška mostu a „d“ je délka mostu)

Celkem bylo inventarizováno 779 mostních objektů, z toho bylo 415 posouzeno jako zcela neprůchodné, 290 je průchodných pro zvířata velikosti lišky, 43 pro zvířata velikosti srnce a prasete divokého a jen 31 z nich pak pro jelena a losa.

Propustnost úseku komunikace se počítala pro zvířata velikosti lišky 1 km na obě strany od průchodu, pro zvířata velikosti srnce obecného 2 km a 3 km pro losy a jeleny. Takto získané údaje o průchodnosti jednotlivých úseků komunikace se porovnávaly s mapou kategorizace území České republiky z hlediska výskytu a migrací velkých savců, s údaji o nadregionálních ÚSES a s údaji o místech, kde dochází ke srážkám mezi zvěří a automobily. Výsledkem jsou pak tzv. kritické úseky.

Celkem bylo zjištěno 7 kritických úseků, u kterých je velmi důležité, aby byly provedeny četné úpravy pro jejich zpřístupnění pro velké savce:

1. D1 – úsek Humpolec – Jihlava
2. D1 – úsek Loket – Hořice
3. D2 – úsek Lanžhot – státní hranice
4. D2 – okolí Hustopečí
5. D5 – úsek Přimda - státní hranice
6. D5 – úsek Rokycany – Cerhovice
7. R 35 úsek Turnov – Liberec

Na dálnici D11 (kilometráž 0-83,6) existuje 60 mostů, podchodů a nadchodů. To znamená, že v průměru se vyskytuje na každých 1,39 km dálnice některé z výše uvedených zařízení. Z tohoto počtu zařízení bylo na zkoumané dálnici 14 zřízeno speciálně z ekologických důvodů (tj. most přes nadregionální koridor, zelené mosty, mosty přes vodoteče atd.), lze je tedy považovat za funkční z hlediska migrací zvěře. Kromě toho je zřejmé, že podle zjištění Havránka & Hučka (2009) dálnice nejsou pro zvěř výrazně větším nebezpečím, než například silnice první nebo nižší třídy. Rizikové úseky silnic jsou definovány komplexem faktorů, jako je okolní prostředí, hustota zvěře, rychlost projíždějících automobilů a jejich četnost v rizikových hodinách atd.

Clevenger & Waltho (2005) zkoumali pohyb velkých savců průchody pro zvěř v národním parku Banff, Alberta. Bylo pozorováno 4 209 průchodů velkými savci ve 13ti průchodech. Sledování probíhalo od listopadu 1997 do srpna 2000. Byla zde sledována závislost průchodů zvěří na parametrech podchodu a na jednotlivých ročních obdobích. Bylo zjištěno, že např. medvědi procházejí nejčastěji podchody vysokými, širokými a krátkými. Délka podchodu byla nejdůležitějším faktorem pro průchod pumy (záporná korelace). Parametry průchodu byly významným faktorem u medvěda, losa a jelena.

Göransson (2003) sledoval využívání průchodů zvířaty na švédských silnicích. Zjišťoval jejich počet mezi Malmö (jižní Švédsko) a Kodaní (spojující most). Silnice byla otevřena v červenci 2000. Inventarizace zde probíhala 3 roky. Zvířata využívala 6 podchodů a 1 nadchod. Nejčastěji sledovanými savci byli králík, zajíc, kočka divoká, ale také ježci, liška a srnec obecný. Zaznamenáni byli také bažanti a havrani.

Veenbaas (2003) uvedl, že v Nizozemí bylo zkonstruováno mnoho průchodů pro zvěř a mnohem více jich je v následujících letech naplánováno. Shromažďoval data o druzích, které využívají podchody, ale cílem výzkumu bylo zjistit nejdůležitější faktory, které ovlivňují účinnost průchodů. Také Grift (2005) se zabýval fragmentací krajiny vlivem komunikací v Nizozemí. Konstatoval, že je nutná defragmentace krajiny. Podle něj je důležité plánovat průchody pro zvěř tam, kde jsou životaschopné populace a kde jsou znalosti o kritických úsecích vzhledem k mortalitě zvěře. Monitorovací studie prokázala, že zvěř prochází průchody často a využívají je různé druhy divoké zvěře. Je nutné ovšem průchody kontrolovat a udržovat. Modelové situace naznačují, že nesprávně navržené průchody mohou mít za následek zánik místní populace zvěře. Podle Grifta (2005) je zapotřebí vybudovat více velkých průchodů, které mohou zmírnit problémy s nedostatečnou výměnou genetického materiálu. Aby byla úspěšně implantována defragmentační zařízení, musí být zpracované monitorovací studie, které budou dlouhodobě sledovat izolované skupiny živočichů a jejich

životaschopnost. V Austrálii se průchody zvěře pod pozemními komunikacemi zabýval Hunt et al. (1987).

Dopravní infrastruktura má velký dopad na populace volně žijící zvěře, např. kvůli rozdělení jejich přirozených lokalit výskytu a kvůli sraženým kusům na silnicích (Puky & Vogel 2003). Pro zmenšení těchto negativních účinků se v Maďarsku budují speciální nadchody, podchody a tunely pro zvěř, a to především na nových silnicích. V Maďarsku vznikla první taková stavba v Parassapuszta v roce 1986, která byla postavena pro obojživelníky. Moderní stavby pro snížení mortality se zde začaly budovat až po roce 1990. V roce 1998 vznikl dlouhodobý průzkum, který se soustředil na existující silnice blízko národních parků a oblastí s velkým výskytem živočichů. Výzkum byl zaměřen na obojživelníky.

Tab. 8: Přehled prací zabývajících se migračními objekty

Studie	Snížující opatření	Lokalita	Sledovaná sk. živočichů	Období monitoringu	Zjištěné druhy
AMBS Consulting (1997)	podchody	New SouthWales, Austrálie	nespecifikováno	9 měsíců 1999	nespecifikováno
Aresco (2005)	plocení a propusty	FL, USA	plazi a obojživelníci	duben 2000-listopad 2003	plazi a obojživelníci
Ballon (1985)	nespecifikováno	Upper Rhine, Francie	nespecifikováno	9 měsíců 1985	kopytnatci
Cain et al. (2003)	mosty a propusty	TX, USA	rys červený (<i>Lynx rufus</i>)	srpen 1997-květen 1999	Rys červený (<i>Lynx rufus</i>)
Clevenger (1998)	podchody a nadchody	Alberta, Kanada	nespecifikováno	leden 1998-prosinec 1998	velcí savci
Clevenger & Waltho (2000)	podchody a propusty	Alberta, Kanada	velcí savci	leden 1995-březen 1996	Los evropský (<i>Alces alces</i>)
Clevenger & Waltho (2005)	podchody a nadchody	Alberta, Kanada	velcí savci	listopad 1997-srpen 2000	jelenovití (<i>Cervidae</i>)
Dodd et al. (2004)	propusty	FL, USA	nespecifikováno	březen 2001-březen 2002	žáby (<i>Anura</i>)
Donaldson (2005)	podchody	VA, USA	velcí savci	červen 2004-květen 2005	Jelenec běloocasý (<i>Odocoileus virginianus</i>)
Fitzgibbon (2001)	propusty	Vancouver, Kanada	obojživelníci a malí savci	2000	lasicovití (<i>Mustelidae</i>)
Foresman (2001)	propusty	MT, USA	malí savci	leden 2001-srpen 2001	nespecifikováno
Foster & Humphrey (1995)	podchody	FL, USA	Floridský panter (<i>P. concolor coryi</i>)	2 měsíce, 16 dní 1987	malí a střední živočichové
Hunt et al. (1987)	tunely	New South Wales, Austrálie	nespecifikováno	2 měsíce 1987	malí a střední živočichové
Jackson (1996)	tunely pro obojživelníky	MA, USA	mloci (<i>Salamandridae</i>)	jaro 1998	mloci (<i>Salamandroidea</i>)
Jackson & Tynning (1989)	ploty a tunely	MA, USA	mloci (<i>Salamandridae</i>)	1988	mloci (<i>Salamandroidea</i>)
Jones (2000)	odrazové skla, nájezdy, potrubí	Tasmania	Ďábel medvědovitý (<i>Sarcophilus harrisii</i>)	říjen 1990-duben 1993	nespecifikováno
Kaye et al. (2005)	propusty	MA, USA	želvy	duben 2004-červen 2004	nespecifikováno
Keller (1999)	nadchody	Švýc., Něm., Fr. a Nizozemí	nespecifikováno	nespecifikováno	jelenovití (<i>Cervidae</i>)
Land & Lotz (1996)	podchody	FL, USA	Floridský panter (<i>P. concolor coryi</i>)	nespecifikováno	M. severní (<i>Procyon lotor</i>), Jelenec běloocasý (<i>Odocoileus virginianus</i>)
Langton (2002)	tunely pro obojživelníky	Anglie	obojživelníci	nespecifikováno	žáby (<i>Anura</i>)
LaPoint et al. (2003)	různé typy podchodů	NY, USA	nespecifikováno	březen 2002-duben 2002	Mýval severní (<i>Procyon lotor</i>)
Lesbarreres et al. (2004)	tunely pro obojživelníky	Francie	žáby (<i>Anura</i>)	únor 2001- květen 2002	žáby (<i>Anura</i>)
Pfister et al. (1997)	nadchody	Švýc., Něm., Fr. a Nizozemí	nespecifikováno	2 roky	savci
Puky & Vogel (2003)	různé typy průchodů	Maďarsko	obojživelníci	nespecifikováno	nespecifikováno
Reed et al. (1975)	podchody	WY, USA	jelenovití (<i>Cervidae</i>)	2002	kopytnatci
Rodriguez et al. (1996)	propusty, podchody a nadchody	Montes de Toledo, Španělsko	nespecifikováno	září 1991-červenec 1992	malí savci

Posouzení vlivu pozemních komunikací na mortalitu a migraci velkých savců

Roof & Wooding (1996)	podchody	FL, USA	Medvěd černý (<i>Ursus americanus</i>)	prosinec 1994-prosinec 1995	zajícovití (<i>Leporidae</i>)
Rosell et al. (1997)	podchody	Catalonia, Španělsko	nespecifikováno	11 měsíců 1997	nespecifikováno
Taylor & Goldingay (2004)	propusty	New South Wales, Austrálie	nespecifikováno	jaro/léto 2000	myšovití (<i>Muridae</i>)
Van Wieren & Worm (2001)	nadchody	Nizozemí	savci	1989,1994,1995	jelenovití (<i>Cervidae</i>)
Veenbaas & Brandjes (1999)	různé typy průchodů	Nizozemí	nespecifikováno	nespecifikováno	myšovití (<i>Muridae</i>)
Woods (1990)	podchody	Alberta, Kanada	nespecifikováno	3 roky	kopytnatci
Yanes et al. (1995)	propusty	centrální Španělsko	nespecifikováno	4 sezóny - přes 1 rok	malí savci

(Zdroj: Glista et al. 2009)

1.8.1. Podchody pro zvěř

Pro skutečnou využitelnost mostů nejsou rozhodující pouze rozměrové parametry. Zásadní roli hraje dále poloha mostu, stav vegetace v okolí, rušivé vlivy působené zástavbou, existence cest či silnic pod mostem, stáří dálnice atd. Velmi významné jsou také detaily technického řešení průchodu a způsob jeho napojení na přirozené krajinné struktury. Problematiku fragmentace krajiny je vždy nutné řešit pro daný druh a jeho konkrétní populace. Problematikou využívání podchodů pro zvěř se zabývali např. Ng et al. (2004), Ascensão & Mira (2007), Bond & Jones (2008) Braden et al. (2008).

Hobbs (1992) považuje propusty za příliš malé pro migraci většiny savců. Ovšem pouze málo studií sleduje jejich význam pro některé malé živočichy. Veenbaas (2003) pozoroval malé propusty, které využívají jezevci. Studoval, jaké další druhy využívají takto malé průchody a jaké faktory ovlivňují jejich využití. Jeho výzkum podchodů v Nizozemí proběhl během 8 týdnů na podzim 2001 a na jaře 2002. Do propustů instaloval papírové archy, na kterých sledoval stopní dráhy. Tento papír dával 1,5 až 2 m daleko do propustu. Tato varianta je podle Veenbaase lepší než uhrabaný písek. Sledování probíhalo v 50ti propustech a ve všech zvěř procházela. Byly využívány těmito živočichy: jezek, liška obecná, zajíc polní, králík divoký, lasice hranostaj, lasice kolčava, kuna skalní, jezevec lesní, tchoři, potkan, ropucha (neznámý druh) a žáby. Dalšími druhy, které využívaly propusty, byly kočka divoká a mýval severní. Využívání propustů mloky nebylo často prokázáno, ačkoli jejich stopní dráhy byly zaznamenány na některých kontrolních listech poblíž propustů. Bylo patrné, že mnoho druhů využívá propusty vědomě. Většina druhů využívala průchody ve stejné míře na jaře i na podzim. Nicméně jezevci využívali průchody častěji na podzim. Lasicovité šelmy a obojživelníci častěji užívali průchody s délkou 40 m Raději využívali podchody kratší než dlouhé.

Veenbaas & Brandjes (1999) publikovali, že savci užívali všechny sledované podchody podél vodních komunikací a 75 % jich bylo využívaných obojživelníky. Podchody s největšími průměry byl užívané nejčastěji savci. Tento vztah neplatil pro obojživelníky. Pasáže s rozšířeními a prodlouženými okraji byly celkově živočichy více využívány.

Dále Veenbaas (2003) vyhodnocoval využívání průchodů zvěří kamerovým systémem. Tyto záznamy sledoval zapisovač, který byl ukryt v okolí průchodu. Tuto metodu testoval v 7 malých průchodech, kde se ověřila jako vhodná. Ve velkých průchodech je tato metoda aplikovatelná pouze pro velké savce.

U viaduktů a říčních přechodů je limitující pouze jejich výška, jako minimální se doporučuje 5 m, v lesnatých oblastech 10 m. U podchodů pro střední a velké savce, ať u speciálních nebo modifikovaných, je hlavním parametrem pro průchodnost index propustnosti ($i = \frac{\text{š} \times \text{v}}{\text{d}}$, kde „š“ je šířka mostu, „v“ je výška mostu a „d“ je délka mostu). Délka je ve většině případů fixní a koresponduje se šířkou komunikace. Šířka a výška může být ovlivněna požadavky druhů. Zkušenosti ukázaly, že se savci mohou ve svých domácích okresech naučit podchody využívat. Více citlivými jsou pravděpodobně ty druhy, které užívají podchod jen nepravidelně, např. během sezónní migrace. Doporučené parametry pro kopytnaté savce jsou minimální šířka 15 m, minimální výška: 3 - 4 m, index $i > 1,5$ (Iuell et al. 2003).

Taylor & Goldingay (2009) sledoval vačnatce v okolí měst v Austrálii. Vakovec létavý (*Petauroides volans*) se vyskytuje ve zbylých lesnatých lokalitách ve Fostesturbunizig regionu, kde leží mnoho hlavních silnic. Autoři popisují mosty s dřevěnými sloupy, které mají sloužit těmto vačnatcům k překonání komunikace. Aktuálně není známo, jak budou vačnatci tyto podchody využívat. Jejich výška a rozestupy jim ovšem nedovolí plachtit přes silnici. Tomu zabraňují také ploty, které nedovolí vstup na komunikaci i ostatním savcům. V této oblasti neustále pokračuje výstavba infrastruktury, což bude mít hrozné důsledky pro divokou zvěř, pokud nebudou stavební inženýři instalovat efektivní přechody pro zvěř v místech, kde zvěř často migruje.

Clevenger & Waltho (2005) uvedli, že podél trans - kanadské dálnice byly podchody (krátké na délku, vysoké a široké) nejvíce užívané medvědy (*Ursus arctos horribilis*), vlky (*Canis lupus*), losy (*Alces alces*) a jeleny (*Cervus elaphus*). Zatímco více úzké podchody byly užívané častěji medvědy černými (*Ursus americanus*) a pumami (*Felis concolor*).

1.8.2. Nadchody – Ekodukty

Nadchody jsou převážně evropským fenoménem (Evink 2002), ale často jsou také budovány ve Spojených státech amerických, Kanadě a Austrálii. V Evropě nejčastěji ve Francii, Německu, Lucembursku a Nizozemí. Zvláštní zájem o jejich výstavbu byl vždy ze strany myslivců a ochránců přírody, kteří byli znepokojeni tím, že silnice brání živočichům v přirozené migraci (Bekker 1998, Folkson 2004).

První speciální nadchody pro snížení dopravní mortality a také udržení možnosti pohybu větších savců byly zřízeny především ve Francii – 125 malých nadchodů. Postupně vznikala snaha spojit životní prostory zvířat po obou stranách komunikace (Roth & Klatt 1991, Bank et al. 2002).

V Německu bylo v roce 2002 více než 30 nadchodů a téměř stejný počet byl plánovaný. Ve Švýcarsku bylo v témže roce více než 20 nadchodů (Bank et al. 2002). Nadchody jsou dále často budovány ve Španělsku, Nizozemí, Itálii, Chorvatsku, Rakousku, Maďarsku, České republice, Švédsku a Norsku (Santolini et al. 1997, Stahan 1998, Keller et al. 2003, Iuell et al. 2003, Mata et al. 2003, Folkesson 2004, Kusak et al. 2009).

V USA byl první nadchod vybudován v roce 2000 na Floridě. Další byly vystavěny na Havaji, New Jersey, Utahu, Montaně a Connecticutu (Bank et al. 2002). V Kanadě jsou dva nadchody vybudovány v Národním parku Alberta (Evink 2002). V Austrálii sledovali nadchody Bond & Jones (2008).

Využívání nadchodů divokou zvěří ovlivňuje několik faktorů např. lokalita, šířka a délka nadchodu, vzhled, vegetace u vstupu na ekodukt (Putman 1997, Bekker 1998, Ng et al. 2004).

Existuje mnoho typů konstrukcí ekoduktů. Jako vhodný tvar se ukázal tvar hyperbolický (trychtýřový), kdy je zvěř na nadchod přirozeně navedena a šířka ve středu nemusí být příliš velká. Z hlediska konstrukce se používají dva základní typy: typ tunelový vhodný v hlubokých zářezech a typ mostový, který je používán v rovinatém terénu (Iuell et al. 2003).

Nejdiskutovanější otázkou je šířka ekoduktu, která se považuje pro velké savce za limitující faktor. Pokud je hlavním cílem ekoduktu propojení na úrovni populací a metapopulací, doporučená standardní šířka bývá 40 — 50 m (Iuell et al. 2003, Müller & Berthould 1997, Broker & Vastenhout 1995 atd.). Samozřejmě čím je objekt širší, tím je pro velké savce vhodnější. Jelikož se ale jedná o velmi nákladné stavby, základní otázkou je spíše minimální šířka, kterou by byly druhy schopny akceptovat. V různých zemích (Francie, Německo, Holandsko atd.) byly provedeny výzkumy, které zkoumaly využitelnost jednotlivých objektů. Výsledky ukázaly, že nadchody s šířkou pod 20 m byly využívány méně, proto se šířka pod 20 m nedoporučuje (Iuell et al. 2003). Avšak v místech, kde jsou všechny ostatní parametry optimální (velký migrační tlak, dokonalá vegetační úprava ekoduktu, malé rušení atd.) může být minimální šířka i menší. Müller & Berthould (1997) uvádí jako minimální šířku pro srnce a prase 7 m a pro jelena a losa 8 — 12 m. To lze realizovat u hyperbolického tvaru objektu, šířka při vstupu by měla být větší.

Aby ekodukt sloužil k propojení na úrovni krajiny a ekosystému, měla by být jeho šířka větší než 80 m. V mimořádně významných územích může být šířka ekoduktu i několik stovek metrů, aby byla zachována propojenost krajiny.

V Evropě existují zelené mosty o různých šířkách. V roce 2002 byly jejich šířky v rozsahu 3,4–870 m (Evink 2002). Obecné pravidlo říká, že čím širší ekodukt, tím lépe bude svému účelu sloužit (Jackson & Curtice 1998) a také, že pokud most splňuje nároky pro prostorově náročné živočichy, jako jsou velké šelmy, splňuje i podmínky pro menší živočichy (Kusak 2009). Mata et al. 2005 upozorňuje na souvislost mezi prostorovými nároky živočichů při plánování frekvence průchodů pro zvěř na dálnicích. Pro zachování konektivity mezi populacemi velkých savců je nutné počítat s většími a dražšími stavbami 3 - 5 km vzdálenými, zatímco pro menší savce (kteří jsou méně prostorově nároční a obývají mnohem menší domovské okrsky) je potřeba zachovat frekvenci i menších propustků 1 - 2 km (Mata et al. 2005).

Publikované studie zabývající se využíváním zelených mostů velkými savci o jejich důležitosti a významu nepochybují. Velcí savci zelené mosty využívají poměrně hojně (1 - 15 přechodů za den). Živočichové je často preferují před podchody a v některých případech některé druhy ani jiné objekty nevyužívají. Dokládají to příklady z Německa, Švédska, Chorvatska a Španělska, kde byl doposud výzkum nejčastěji prováděn. Základním předpokladem k využívání mostů volně žijícími živočichy je však nízká intenzita lidských aktivit v jejich okolí. K tomu by se mělo přihlížet již při plánování dálničních staveb. Na ekodukty by se proto nemělo pohlížet jako na oddělené stavby, ale jejich cena by měla být zahrnuta v celkové ceně nových dálnic.

Keller (1999) poznamenal, že srnec obecný (*Capreolus capreolus*) je savec, který nejčastěji využívá nadchody ve Švýcarsku, Německu, Francii a Nizozemí.

Pfister et al. 1997 sledoval pohyb živočichů pomocí infračervených videokamer umístěných na 21 ekoduktech (3,4 - 186 m širokých během 223 nocí). Ve všech sledovaných regionech se vyskytovaly běžné druhy velkých i menších savců – srnci (*Capreolus capreolus*), lišky (*Vulpes vulpes*), někde také jeleni (*Cervus elaphus*), divoká prasata (*Sus scrofa*) a jezevci (*Meles meles*). Ze studie vyplývá, že frekvence pohybu uvedených druhů byla na mostech užších než 15 m velmi nízká. Více využívány byly ekodukty 15 - 50 a > 50 m široké. Statistické analýzy potvrdily, že mosty minimálně 60 m široké jsou pro průchod zvěře efektivnější než mosty užší než 50 m, obzvláště v případě velkých savců. Zvířata na širších ekoduktech vykazovala také signifikantně vyšší míru normálního chování.

Jiná studie zaměřená na migraci srnce a losa, která probíhala ve jižním Švédsku (Olsson 2007), zjistila, že oplocení dálnice může redukovat počet přechodů losů o 90 % a výstavba dvou ekoduktů snížila bariérový efekt o 23 %. Žádný průchod zvěří nebyl

zaznamenán v podchodu, ačkoliv byl podchod umístěný méně než 3 km od každého nadchodu. Preferenci nadchodů před podchody potvrzují i jiné práce z Evropy.

Vysokou frekvenci využívání zelených mostů potvrdil i výzkum na silnici A-52 v severozápadním Španělsku mezi městy Camarzana de Tera a Orense (Mata 2008). S vysokou frekvencí je využívali velké psovité šelmy (vlci a psi), zajáci (*Lupus europaeus*), divoká prasata (*Sus scrofa*), která zde průměrně přecházela 2,5 krát za den. Srnci jinými průchody než zelenými mosty dálnici nepřecházeli (Mata 2008).

Polští experti, kteří mají metodiku migračních koridorů velmi dobře propracovanou (Jędrzejewski et al. 2006), rozdělují nadchody pro zvěř do dvou kategorií: (1) tzv. zelený most šířky 35–80 m, kde je doporučeno zachovat poměr šířky a délky minimálně 0,8 a (2) tzv. most krajinářský („krajobrazový“) s minimální šířkou 80 m. Šířka tohoto typu mostu se navíc zvětšuje ve směru k oběma koncům, aby byl přechod z okolního prostředí na most plynulý. Krajinářský most autoři doporučují v oblastech z přírodovědného hlediska cenných a rovněž jako nejvhodnější pro všechny tři druhy velkých šelem (Jędrzejewski et al. 2006).

Vegetační úprava je zásadní především pro funkčnost nadchodů. Měla by cíleně navádět druhy na přechod a co nejvíce napodobovat okolní vegetaci. Hlavní zásady pro ekodukty jsou následující (Iuell et al. 2003):

- preferované jsou domácí druhy rostlin, vhodné druhy mohou přilákat k nadchodu býložravce,
- výsev travních nebo bylinných směsí není vždy nutný, k dobrým výsledkům může vést i přirozená sukcese; alternativou k výsevu drahých travních směsí může být také navezení okolního materiálu (ornice, seno atd.) obsahující semena rostlin,
- keřové formace podél okrajů by měly být zhuštěné a sloužit tak k navádění zvířat a jako ochrana před hlukem a osvětlením ze silnice,
- preferované jsou druhy, které snesou nepřirozené půdní a vlhkostní podmínky a druhy stabilní, které nebudou svými kořeny způsobovat problémy s údržbou,
- pro některé druhy zvířat je vhodné instalovat na objekt různé druhy úkrytů (keře, pařezy, větve atd.).

Půdní kryt by měl být na všech typech objektů přirozený. Vhodný je kryt z lehké, sypké okolní půdy, zpevněné přechody zvířata nepřijímají (Roth & Klatt 1991). Doporučená mocnost ornice na ekoduktech je pro trávu a byliny 0,3 m, pro keře 0,6 m a pro stromy 1,5 m (Iuell et al. 2003).

Vzniklo mnoho dlouhodobých monitorových programů, které sledovaly využívání ekoduktů živočichy (Clevenger & Waltho 2005, Mata et al. 2005, Bond & Jonesy 2008).

Ve Francii sledovali van Wieren & Worm (2001), jak využívá dva nadchody srnčí zvěř (*Capreolus capreolus*), prase divoké (*Sus scrofa*), jezevec (*Meles meles*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*). Četnost přechodu byla omezená kvůli častému využívání nadchodů lidmi a malými rozměrovými parametry. Opět ve Francii zkoumali Vassant & Brandt (1998) využívání nadchodů srnčí zvěří (*Capreolus capreolus*), jelenem lesním (*Cervus elaphus*) a prasetem divokým (*Sus scrofa*).

V Německu byl sledovaný nadchod často využívaný liškou obecnou (*Vulpes vulpes*), zajícem polním (*Lepus europaeus*) a domácí kočkou (*Felis catus*), zatímco zkoumaný nadchod ve Švýcarsku využíval srnec obecný (*Capreolus capreolus*), jezevec lesní (*Meles meles*), prase divoké (*Sus scrofa*), kuna skalní (*Martes martes*), liška obecná (*Vulpes vulpes*) a zajíc polní (*Lepus europaeus*) (Wieren & Worm 2001).

V Nizozemí přecházel často zkoumané nadchody ježek západní (*Erinaceus europaeus*), veverka obecná (*Sciurus vulgární*), králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*), zajíc polní (*Lepus europaeus*), liška obecná (*Vulpes vulpes*), kuna skalní (*Martes foina*), a srnec obecný (*Capreolus capreolus*) (Nieuwenhuizen & van Apeldoorn 1994, Wieren & Worm 2001).

Studie ze severozápadního Španělska udávají, že malí savci a liška obecná (*Vulpes vulpes*) obecně užívají všechny typy nadchodů a podchodů, jelen lesní (*Cervus elaphus*) využívá široké nadchody, srnec obecný (*Capreolus capreolus*) využívá převážně podjezdy a prasata divoká (*Sus scrofa*) hlavně nadchody (Mata et al. 2003, 2005, 2007).

Los evropský (*Alces alces*) a srnčí zvěř (*Capreolus capreolus*) vyžívá ve Švédsku nadchody většinou v nočních hodinách a úspěšnost překonání klesá se zvýšením intenzity dopravy (Olsson et al. 2008).

Na sedmdesátakilometrovém dálničním úseku Zagreb–Rijeka v chorvatském Gorském Kotaru byly nadchody pro zvěř využívány 3 – 6 krát více než podchody; například i relativně úzký (na chorvatské poměry), 100 m široký zelený most byl využíván 3,5 x více velkými savci než mostní estakáda široká 567 m a vysoká 20–30 m (Kusak 2009). To mohlo být ovšem způsobeno menším stupněm zalesnění okolí mostní estakády a blízkostí vesnice. Zelený most denně přecházelo 6–7 srnců (*Capreolus capreolus*), 2–3 divočáci (*Sus scrofa*), 1–2 medvědi (*Ursus arctos*) a v menší míře také vlci (*Canis lupus*) a rysi (*Lynx lynx*). Celkově tedy v průměru více než 15 velkých a středně velkých zvířat denně. Ve sledovaném dálničním úseku však přecházelo mnohem více zvířat přes 800 m široký tunel (průměrně 37

velkých savců za den). Při sledování zvířat pomocí GPS telemetrie byly zaznamenány přechody všech 3 velkých šelem přes sledované objekty, jednotlivá zvířata se však značně lišila ke své toleranci k dálnici a odvaze přeházet na druhou stranu (Kusak 2009).

V Kanadě proběhl v roce 1996 výzkum, který ukázal, že nadchody jsou účinné pro losa (*Alces alces*), jelence (*Odocoileus* spp.) a kojota (*Canis latrans*), ale ne pro velké masožravce jako jsou vlci (*Canis lupus*), pumy (*Puma concolor*), medvěd černý (*Ursus americanus*) a medvěd hnědý (*Ursus arctos*) (Clevenger & Waltho 2000).

Jelenovití využívají 12 krát častěji nadchody než podjezdy (Evink 2002). Los (*Alces alce*) využíval 6 krát častěji nadchod než podchod (jen jednou využil podchod). Všichni masožravci kromě pum užívají nadchody i podchody. Masožravci začali využívat nadchody ve větší míře až po 3 letech po výstavbě (Evink 2002). Staines et al. (2001) ovšem argumentuje, že výsledky některých studií poukazují na častější využívání podchodů než nadchodů divokou zvěří.

Samotné využívání nadchodů zvěří nemusí být dostačující k tomu, aby bylo garantováno přežití celých populací (Bekker 1998), protože je druhově rozdílné minimální množství jedinců využívajících nadchody, tak aby byl zajištěn tok genů mezi lokalitami výskytu. Většina tvrzení o genetické účinnosti nadchodů na populace savců je založena na nepřímých předpokladech.

Podle Wrighta (1931) a Wanga (2004) by migrace jednoho jedince za generaci mohla předejít inbreedingové depresi. U nestabilních populací jsou ovšem často porušeny předpoklady Hardy – Weinbergovi rovnováhy, kdy je zapotřebí alespoň 10 zvířat, aby byla udržována aktuální úroveň genetické diverzity (Mills & Allendorf 1996, Vucetich & Waite 2000). Nicméně minimální množství jedinců požadovaných na udržení toku genů je u jednotlivých druhů odlišné (Whitlock & McCauley 1999, Toro & Caballero 2005).

1.9. Redukce mortality živočichů

Celkový bariérový účinek konkrétní komunikace je dán kombinací negativních dopadů dopravy – fyzickou nepřekonatelností cesty (celkové technické řešení komunikace – svodidla, ploty, příkopy atd.), intenzitou provozu spolu s mortalitou a disturbancemi (hluk, znečištění atd.). Jednotlivé negativní dopady, a tedy i celkový bariérový efekt, je možné zmírnit i pomocí různých doprovodných opatření.

Groot (1996) upozorňoval na sezónní a denní pravidelnost při srážení zvěře, což souvisí se způsobem života jednotlivých druhů zvěře. Nenašel žádný silný důkaz o efektivnosti výstražných zařízení, světelných zrcadel, pachových repelentů a akustických

plašidel na snížení počtu sražené zvěře. Pro vedlejší silnice doporučuje varovné světelné značky a dále zdůrazňuje vzdělávací programy pro veřejnost.

Tab. 9: Opatření redukcující dopravní mortalitu

REDUKCE MORTALITY	Specifická opatření	Plocení
		Umělé odpuzovače - světelné, akustické, pachové atd.
		Varovná značení a systémy
	Úprava biotopu	Odstranění vegetace
		Výsadba vegetace (živé ploty)
		Výběr druhů rostlin
	Úprava komunikace	Protihlukové stěny
		Úprava okrajů
		Umělé osvětlení

- světelné - reflektory, zrcadla

(Zdroj: Hlaváč & Anděl 2001)

1.9.1. Specifická opatření

1.9.1.1. Plocení

Důvodem oplocení dálničních komunikací je snížit počet nehod způsobených střetem mezi automobily a volně žijícími zvířaty. Oplocení dálničních komunikací však sebou přináší i svá rizika. Samo oplocení může ještě více přispívat k fragmentaci krajiny. Například u dálničních komunikací s nízkou intenzitou dopravy má spíše bariérový účinek. Oplocení má tedy smysl u komunikací s vysokou intenzitou dopravy, kde by mělo zvíře jen malou šanci úspěšně přeběhnout vozovku.

Ideálním řešením by byl dostatečný počet průchodů všech kategorií při úplném oplocení všech úseků dálnic mezi těmito objekty. Zkušenosti však ukazují, že dosažení tohoto vztahu je v praxi velmi obtížné. V prvé řadě je nutné zdůraznit, že oplocení, aby plnilo svoji funkci, musí být udržováno ve funkčním stavu, což se zdá být velmi obtížně splnitelnou podmínkou. Jakmile se totiž naruší jeho celistvost, zvěř se dostává za plot, kde velmi snadno propadne „zmatkovitému chování“, snaží se uniknout, naráží do oplocení a nakonec končí pod koly vozidel. Stejný problém jako porušení oplocení způsobí jeho špatná zakončení u mostních objektů, kudy rovněž často vniká zvěř za plot. Značný význam má také poloha oplocení (Hlaváč 2005).

S výstavbou plotů samozřejmě souvisí i umístění nadchodů nebo podchodů pro zvířata. V úseku dálnice, kde tyto zařízení neexistují nebo nejsou zvířata z nějakého důvodu využívány, by oplocení dálničních komunikací přispělo jen k úplnému bariérovému efektu. Než se rozhodne o samotné výstavbě plotu, je také třeba posoudit, jestli je populace žijící na

tomto území ohrožena spíše fragmentací krajiny nebo samotnými ztrátami při přebíhání komunikace.

Běžné ploty jsou vyráběny z drátového pletiva. Jejich výška a velikost ok závisí na cílových druzích. Aby plot opravdu plnil funkci bariéry, musí splňovat dvě základní podmínky: výška musí být taková, aby ji zvířata nemohla přeskočit, a oka plotu nesmí zvířata prolézt. Jako minimální výška pro jelena, daňka a losa je udávána 2,2 m, optimální 2,6 — 2,8 m. Pro srnce obecného a prase divoké je minimální výška plotu 1,5 m, optimální 1,6 — 1,8 m. V dolní třetině plotu se doporučuje instalovat hustší pletivo, aby zabránilo průchodu menší zvěři. Pro velikost ok jsou udávány tyto rozměry (vodorovně x svisle): dolní třetina 5 — 15 cm x 15 cm, zbytek 15 — 20 cm x 15 cm (Iuell et al. 2003). Tyče, na kterých je pletivo uchyceno, musí být dostatečně silné, aby odolaly případným nárazům zvěře. Jako materiál je vhodný kov i dřevo (Müller & Berthould 1997).

Konstrukce plotů musí být taková, aby ji zvěř nemohla prorazit. Toto nebezpečí hrozí hlavně od prasete divokého. Oplocení by mělo být umístěno v blízkosti dálnice za sečeným pásem zeleně (asi 3-5 m od okraje vozovky), aby zvířata měla šanci v pásu zeleně zastavit, zorientovat se a změnit směr. Toto umístění však může být problémem pro údržbu silnic a dálnic a také může znemožňovat únik osob z prostoru dálnice při mimořádných situacích. Oplocení se také samozřejmě musí stavět oboustranně. Na naší dálniční síti je bohužel často oplocení umístěno zcela nevhodně, až vně zeleného pásu. Důležité je také dbát na napojení plotů u mostních objektů a křižovatek, aby zvěř nemohla proniknout do oploceného prostoru. Také vyústění propustků musí být umístěno vně oploceného prostoru dálniční komunikace.

Efektivnosti plocení silnic se v jižní Africe věnoval Eloff (2005). Uvedl, že se zde této problematice věnovalo pouze málo studií. Problém tam mají především s kudu velkým, který ve Východním mysu často způsobuje kolize s vozidly. Z tohoto důvodu jsou zde často značeny rizikové úseky. V letech 1994 – 1998 sledoval mortalitu v těchto v rizikových úsecích. Monitoroval, zda se díky plotům podaří vysokou mortalitu zvěře snížit. Zvěř však byla srážena ještě ve větší míře, než tomu bylo před instalací plotů. Dříve se zvěř srážela nepravidelně v celých úsecích silnic. Po instalaci plotu se zvěř shlukovala v místech, kde plot skončil a zde pak docházelo k častým kolizím se zvěří. Výsledky práce jsou takové, že ploty zde byly nainstalovány neodborně a je potřeba dalších studií pro napravení situace.

Jaeger (2003) porovnával, zda instalace plotu zvětší pravděpodobnost přežití pro populace savců. Výsledky ukazují, že plot může buď zvýšit nebo snížit pravděpodobnost přežití zvěře v závislosti na její schopnosti vyhnout se projíždějícím vozidlům. Výsledky signalizují, že ploty podél silnic jsou užitečné pro zmírnění mortality. Nicméně musí být

užívány obezřetně, neboť představují riziko pro druhy, které obývají velké území a mají malé populační hustoty, nebo pro ty, které potřebují přístup k různým typům lokalit, mezi nimiž se nachází komunikace. Proto je důležité přesně identifikovat podmínky, při kterých jsou ploty ještě prospěšné a kde je nutno uvažovat o jiných alternativách ochrany zvěře proti projíždějícím vozidlům, nebo použití plotů v kombinaci s dalšími opatřeními.

Ve Švýcarsku je povinné plocení v celé délce dálnic. Ale právě výzkumy realizované na dálnici mezi Ženevou a Lausanne dokázaly, že jde o uspokojivě spolehlivé opatření ve vztahu ke zvěři spárkaté, nikoliv však ke středně velkým savcům a ptákům. Za třináct let existence souvislého oboustranného oplocení našli cestáři na dálnici značné množství zabitých volně žijících zvířat, např. 487 lišek, 238 jezevců, 444 kun skalních, 263 zajíců, 808 ježků, 211 káňat lesních, 96 sov, ale pouze 20 ks zvěře srnčí a 9 ks divokých prasat (Burnand et al. 1985). Zkušenosti z alpských zemí ukazují, že je vhodné v kritických úsecích kombinovat plocení s vegetační úpravou, např. s živými ploty, které nejsou pro býložravce atraktivní (Nováková 1986).

Clevenger et al. (2001) vyhodnocoval plocení dálnic jako opatření ke snížení mortality savců v kanadském Banff národním parku. Plocení dálnice zde má velice pozitivní vliv na snížení srážek, jelikož se počet uhynulých zvířat na silnici snížil o 80 %. Nejčastěji docházelo ke srážkám v místech kde končil plot a v místech, kde jsou odvodňovací stavby.

Studie v Coloradu a Utahu v USA (Conocer 1997) sledovala usmrcené kopytnaté savce, kteří se zamotali do drátěných plotů při dálnici. Tato mortalita byla odhadnuta na 0,25 úmrtí/km za rok (0,08 úmrtí/km za rok – *Odocoileus hemionus*, 0,11 úmrtí/km za rok - *Antilocapra americana*, 0,06 úmrtí/km za rok - *Cervus elaphus*). Nedospělí jedinci byli nalezeni usmrceni 8 krát častěji, než jedinci dospělí.

1.9.1.2. Umělé odpuzovače – pachové, světelné, akustické atd.

Než se rozhodne o investicích do některého z opatření na ochranu zvěře a lidí na silnicích v honitbě, je třeba zvážit řadu faktorů tak, aby finance a práce byly využity co nejefektivněji. Vytipování rizikového úseku většinou není tak složité. Horší je to s výběrem nejvhodnějšího opatření z hlediska účinnosti a nákladů. Například vstupní investice do odrazek je značná, avšak jejich zajištění a aplikace bývá realizována příslušnou správou silnic a dálnic. Výhodou pachových repelentů je jejich mobilita (možnost posunování) podle potřeby v čase a prostoru. Je však třeba je vybírat nejen podle ceny za 1 litr, ale také podle intervalu, po kterém je nutno je obnovovat, a podle toho, jak dlouhý úsek silnice s nimi

ošetříme. Zvažovat je třeba i střídání různých pachových repelentů tak, aby nedošlo k návyku zvěře. První aplikaci a následné obnovování je pak výhodné provádět v době, kdy je riziko srážek automobilů se zvěří největší.

V Německu je v současnosti ošetřeno pachovým repelentem Duftzaun asi 35 000 km rizikových úseků silnic. Ukazuje se, že zde v průměru poklesl počet střetů zvěře a vozidel o 76 %. Podobných výsledků bylo dosaženo v Rakousku, Itálii, Švédsku, Švýcarsku a Španělsku. Konkrétní informace o účinnosti repelentu přináší objektivní hodnocení projektů a tisk. Například „Chander Model“, „Zever Model“ nebo projekt „Wild und Strasse“ („Zvěř s silnicí“). Důležitá je i pozitivní odezva jednotlivců a mysliveckých spolků (Havránek & Hučko 2009). Také Lutz (1994) hodnotil výsledky použití Duftzaun v Německu. Přípravky měly působit na jelena lesního, siku, srnčí zvěř a muflona. Přípravek se opětovně aplikoval po 14 dnech. Každý druh zvěře projevil specifické chování vůči tomuto přípravku. Jelena lesního (*Cervus elaphus*) se podařilo odpudit od silnice pouze na krátkou dobu, zatímco daněk evropský (*Dama dama*) nebyl odpuzen vůbec. Srnčí zvěř (*Capreolus capreolus*) se velmi opatrně přibližovala k ošetřenému plotu. Mufloni (*Ovis musimon*) se plotu vyhýbali pouze jen po velice krátkou dobu. U této zvěře byl ovšem zaznamenán nejdelší čas, kdy se vzhledem k aplikaci pachové oplocenky nepřiblížila k silnici. Sledování u žádného druhu zvěře neprokázalo únikovou reakci v řádu několika hodin nebo celého dne. Výzkum trval 1 rok na úseku velmi frekventované silnice dlouhé 2,8 km. Silnice vedla lesnatým úsekem. Tento výzkum neprokázal snížení mortality zvěře vlivem silniční dopravy.

Mezi další opatření patří audio signály a písťaly. Tato zařízení se instalují na vozidla nebo vedle vozovky a varují tak zvěř před blížícím se nebezpečím. V podstatě všechny známé studie hodnotící tento typ zařízení se shodují v neúčinnosti jednotlivých typů a forem těchto přístrojů. Výjimku tvoří produkt Eco pillar vyráběný ve Slovinsku, u kterého bylo v rámci studie provedené Institutem pro ekologický výzkum Erico, ve spolupráci se státní organizací spravující silnice ve Slovinsku, zjištěno po jeho zavedení snížení počtu kolizí o 66 %. Jelikož se však jedná o jedinou studii, je záhodno toto zařízení podrobit dalším testům (Hučko & Havránek 2008).

Mezi velice diskutované opatření na snížení mortality velkých savců patří odrazky proti zvěři. Názory na efektivitu těchto odrazek se podle různých studií značně liší. Některé je považují za neefektivní, podle jiných se pomocí odrazek dokáží snížit úhyny zvěře při dopravních nehodách až o 80 %. Jedna taková projektová dokumentace byla zpracována CDV na zkušebním úseku na silnici č.I/40 Poštorná – Valtice. Počet nehod se zvěří byl za stejný časový interval před instalací odrazek 19 a po instalaci pouze 7 nehod. Odrazky (optické

repelenty) značky Swaraflex je možno instalovat na patníky nebo stromy podél silnic. Snížení nehod na takto ošetřených silnicích je na úrovni 60 – 65 % (údaj z Rakouska). Podle zkušeností z ČR je účinnost optických repelentů poněkud nižší než u pachových. Přitom samozřejmě neplatí, že pokud se nasadí pachové i optické repelenty na jedno místo, budou střety vozidel a zvíře zcela vyloučeny. V Německu se v okrese Budyšín umístilo okolo silnic asi 10 000 modrých odrazek. Ukázalo se, že v pokusném období se snížil počet střetů vozidel se srnčí zvěří téměř o tři čtvrtiny.

Na Pardubicku v úseku Býšť – Chvojenec byly použity odrazová skla Swaraflex a bylo za sledované období evidováno 7 střetů morových vozidel se zvěří (4 ks srnčí a 3 prasata). Znamená to, že celkově poklesl střet se zvěří o 65 %.

Úsek Vamberk – Šedivec byl osazen odrazovými skly Swaraflex a bylo zde za sledované období evidováno 5 střetů se spárkatou zvěří. Počet střetů v předchozím roce byl 28 ks. To znamená, že pokles v počtu střetů byl nižší o 82 % (Kurča 2010).

Podle některých autorů lze účinnost dalších nástrojů seřadit následujícím sestupným způsobem: odváděcí pastevní plochy, varovné značky a osvětová činnost. V roce 2000 vydalo Ministerstvo dopravy a spojů České republiky technické podmínky č. 130 - Odrazky proti zvěři. Ty podrobně popisují účinnost a aplikaci tohoto optického zařízení, které brání zvěři ke vstupu na komunikaci.

1.9.1.3. Varovná značení a systémy

Huijser (2003) preferuje výstražný systém, který je umístěn na povolených cestách. Tyto systémy objeví velká zvířata, která se blíží k silnicím. Varovný systém (značky), jež je na detekční systém napojen, řidiče na zvěř v okolí silnice upozorní. Ploty, podle Huijsera, populace od sebe příliš izolují.

Stejný systém ochrany zvěře upřednostňuje Newhouse (2003). Autor popisuje, že systém ochrany pracuje na principu sledování zvěře kamerami, které mají zjistit její přítomnost v okolí silnice. Když systém tuto zvěř objeví, upozorní řidiče, který sníží rychlost a projíždí tímto úsekem opatrněji. První zkouška tohoto systému byla zahájena v létě 2002 v Národním parku Kootenay, v Britské Kolumbii v Kanadě. Kamery byly nainstalovány na 6ti metrovou tyč a byly napojeny na počítačový systém. Sledovaly okolí silnice 24 hodin denně. Systém zaznamenával procházející zvěř a rychlost automobilu před a uvnitř kamerami monitorovaného úseku. Nastaly ovšem také technické problémy, které zabránily neustálému provozu kamer. Videá poskytla jedinečnou možnost sledovat chování zvěře v bezprostředním okolí silnice. Výhodou systému je, že si na něj zvěř nemůže zvyknout, jako na pachové

repelenty, odrazky proti zvěři atd. Řidiči jsou omezeni pouze v případech, kdy se v okolí silnice vyskytne zvěř. Zvěř může plynule migrovat, tzn. že kamery pro ni nevytvářejí trvalou překážku. Kamery mohou také sloužit v lokalitách, kde se plánuje výstavba nové silnice. Mohou se tak vytipovat místa, kde budou navrženy přechody pro zvěř.

Dále se ke snížení rychlosti vozidel používají značky s vyobrazenou zvěří (v některých případech kombinované s doporučenou rychlostí). Tyto značky jsou zejména v poslední době ve světě různě zvýrazňovány (barvy, reflexní materiál, LED diody) a výsledkem bývá většinou alespoň částečné snížení rychlosti a také snížení rizika srážek všeobecně. Nestandardní značky mohou být větší, více grafické, mohou být doprovázené blikajícími světly, LED diodami, blikajícími nápisy. Takové nestandardní značky mají větší vliv na řidiče. Uniformita značek je také důležitá (mnohde předepsaná), což brání jejich většímu rozšíření. Sezónní výstražné značky jsou používány k varování řidičů v lokalitách, kde hrozí zvýšené riziko střetu se zvěří ve specifických ročních obdobích (např. sezónní migrace). V několika testech se pokusně ověřilo, že se pomocí sezónních značek spojených s blikajícími světly výrazně zredukoval počet kolizí s migrující zvěří (Hučko & Havránek 2008).

1.9.2. Úprava biotopu, odstranění vegetace, výsadba vegetace a výběr druhů rostlin

Úprava vegetace podél komunikace je z hlediska bezpečnosti velmi důležitá. Doporučuje se odstranit všechny dřeviny v šíři 3 — 10 m podél silnice, což snižuje atraktivitu okrajů zvláště pro velké savce a zvyšuje viditelnost řidičů. Trocmé (2003) např. uvádí, že odstranění opadavé vegetace z travnatých pásů mělo ve Skandinávii vliv na snížení počtu nehod losa (*Alces alces*) o 20 % až 50 %.

Výsadba je doporučena jen v místech, kde živé ploty navádí zvířata k migračním objektům. Tyto ploty navíc snižují snahu zvířat plot přeskocit a jsou vhodné i pro redukci kolizí ptáků, neboť je nutí létat vysoko.

Odstranění vysoké a husté vegetace z okolí silnic je opatřením vycházejícím z poznatku, že zvěř překračuje silnice zejména v místech, kde na sebe navazují pozemky skýtající kryt. Je logické, že čím déle má možnost řidič spatřit zvěř a zvěř spatřit vozidlo, tím nižší je šance střetu. Kolize mohou být podle různých studií sníženy asi o 20 % až 56 %. Úspěšnost snížení rizika střetů souvisí také se vzdáleností, na jakou je od vozovky vegetace odstraněna. Tato vzdálenost by měla být alespoň 40 m, samozřejmě v závislosti na terénu (Hučko & Havránek 2008).

Charakter nutriční hodnoty nebo ovlivnění druhového složení vegetace sousedící se silnicemi funguje často jako lákadlo pro zvěř, a tím se zvyšuje riziko kolizí. Někteří autoři

proto doporučují vysetí neatraktivních druhů rostlin do pásů podél silnic nebo použití chemikálií snižujících atraktivitu pastvy. Doporučuje se také speciální mulčovací režim tak, aby se první seč provedla ihned po vytvoření listů. Tím se sníží kvalita pastvy pro zvěř.

Rea (2003) provedl výzkum vlivu vegetace podél dálnice v Britské Kolumbii. Konstatoval, že je zapotřebí zamezit odtěžování stromů v okolí dálnice z důvodů bezpečnosti provozu. Řidič má sice větší šanci zaregistrovat přicházející zvěř ke komunikaci, ale zároveň se zde pro ni vytvářejí pastevní plochy, na kterých se především los (*Alces alces*) často zdržuje. Zvýšená pasoucí se aktivita zvěře uvnitř koridoru zvyšuje pravděpodobnost její srážky s automobilem. Aktivita zvěře v okolí dopravních koridorů je největší na jaře a na podzim, kdy zde zvěř nachází atraktivní potravu (Harrison et al. 1980, Bashore et al. 1985, Kelsall & Simpson 1987, Lavsund & Sandegren 1991). V těchto obdobích dochází také k nejčastějším srážkám se zvěří (McDonald 1991, Gleason & Jenks 1993, Sutton 1996, Sielecki 2000). Dále je větší pohybová aktivita přežvýkavců během pastevních cyklů, především za soumraku a úsvitu (Carbaugh et al. 1975, Jaren et al. 1991).

Často je publikována myšlenka, že krajinné prvky přímo ovlivňují frekvenci srážek (Trewick et al. 1997, Finder et al. 1999). Nicméně někteří autoři uvádějí, že ke srážkám dochází rovnoměrně v celých sledovaných úsecích (Allen & McCullough 1976, Gleason & Jenks 1993).

Obecně vyčištěné okolí dopravních koridorů poskytuje hojný zdroj preferované potravy pro kopytnatce (Bédard et al. 1978, Thompson & Stewart 1998, Finder, Roseberry & Woolf 1999), které je pro svoji výživnou kvalitu pro ně nadřazené (Hughes & Fandy 1991, Ricard & Doucet 1999) a více prostorově koncentrované než v přiléhajících zalesněných komplexech (Carbaugh, Vaughan et al. 1975, Groot Bruinderink & Hazebroek 1996).

Vegetace v okolí silnic a dálnic byla jako potrava zvěře studovaná u kamzíka běláka amerického (*Oreamnos americanus*) (Leedy & Adams 1982), ovce tlustorohé (*Ovis canadensis*) (Harrison et al. 1980, Leedy & Adams 1982), prasete divokého (*Sus scrofa*) (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996), bizona (*Bison bizon*) (Damas & Smith 1983), jelenovitých (Puglisi et al. 1974, Carbaugh et al. 1975, Waring, Griffiths & Vaughn 1991), losa (*Alces alces*) (Kelsall & Simpson 1987, Child et al. 1991, Thomas 1995) a dalších býložravců (Arnold et al. 1991, Bennett 1991).

Pěstování neatraktivních druhů rostlin podél pozemních komunikací se jeví jako praktický nástroj pro zmírnění srážek se zvěří (Jaren et al. 1991, Lavsund & Sandegren 1991, Gundersen et al. 1998). Některé studie prokázaly snížení mortality zvěře díky poklesu potravní nabídky podél komunikací, např. 56 % snížení srážek na studované železniční trati

v Norsku (Jaren et al. 1991). Opatření spočívalo v odstranění vegetace 20 – 30 m podél železniční tratě. Tato metoda se ovšem jeví jako velice nákladná (Jaren et al. 1991, Sielecki 2000).

Výsadba neatraktivních druhů dřevin podél komunikací nutí zvěř vyhledávat chutnější potravu, která je více vzdálena od silnice (Harrison et al. 1980, Cook & Daggett 1995, Romin & Bissonette 1996). Jako neatraktivní dřeviny pro zvěř jsou považovány bříza *Betula* spp., topol *Populus* spp. a vrba *Salix* spp. (Jaren et al. 1991, Lavsund & Sandegren 1991). Kvalita rostlinstva podél okraje silnice může být zhoršena pomocí škodlivých chemikálií, např. některých chloridů (Harrison et al. 1980). Nicméně, takové strategie jsou drahé a neekologické.

Ořez stromů a pravidelné sečení rostlin potenciálně odrazuje losy (*Alce alces*) od pastvy v blízkosti vozovky, čímž se snižuje pravděpodobnost srážky (Rea & Gillingham 2001).

1.9.3. Úprava komunikace

1.9.3.1. Protihlukové stěny

Protihlukové stěny se stávají ideálním řešením v místech, kde je zřízen dostatečný počet fungujících průchodů. Naopak ale také značným problémem v místech, kde tyto zařízení ještě chybí nebo nejsou funkční.

Pro ptáky jsou nebezpečné prosklené stěny, přestože jsou na nich umístěny siluety dravců. U prosklených stěn postavených v blízkosti stromů je toto riziko ještě větší. Protihlukové stěny, stojící pouze na jedné straně komunikace, jsou zase nebezpečné pro zvířata, která tuto komunikaci přebíhají. Nutí je k opětovnému přeběhnutí poté, co zjistí, že se na druhou stranu dálnice nedostanou.

Rechner (2003) informoval o studiích na protihlukové bariéry a jejich adaptace v krajině v Chorvatsku. Ty byly vypracovány se záměrem zhodnotit bariérový efekt, který vytvářejí. Výzkum probíhal ve všech typech krajiny. Výsledkem bylo konstatování, že by se ve zdejších přírodních charakteru krajiny měly používat především přírodní zábrany (zeleň, meze, travnaté násypy atd.) Zdi by se měly instalovat pouze v nejnútnejších případech, např. tam, kde není na přírodní variantu místo.

Bariérové zdi společně s propustmi byly účinné při redukci silniční mortality na 93,5 % v Paynes Prairie State Preserve, Florida (Dodd et al. 2004).

1.9.3.2. Úprava okrajů a silnic

Omezením používání soli nebo její náhradou, např. CaMg acetát, se dá také dosáhnout snížení množství kolizí se zvěří. Atraktivita soli pro zvěř je vysoká, a proto se vždy vyšší procento kolizí se zvěří odehraje v blízkosti zdroje slané vody. Grosman (2009) se zabýval snížením srážek losí zvěře vlivem solných jezer poblíž silnic. Mezi lety 1990 a 2002 se v Qubecku stalo každý rok více než 200 srážek s losí zvěří. Jednou z příčin takto vysoké mortality je přítomnost solných jezer poblíž okraje silnic, které na jaře a v létě přitahují losy k těsné blízkosti silnic. Grosman používal studie založené na technickém modelování. Ty vyšetřovaly, zda po odstranění a posunutí solného jezera o 100 až 1500 m od kraje silnice dojde ke snížení srážek s losí zvěří. Ze skupiny 47 jedinců jich bylo vybráno 12 a pomocí aplikace GIS se modelovaly jejich přirozené potřeby (pastva, migrace). Bylo sledováno 200 lokalit. Hodnotila se kvalita potravy v dané lokalitě, kryt, ochrana před predátory a teplota. Dále se monitorovala blízkost k solným jezerům, blízkost k vodě a svažitost terénu. Tento model může být využitý jako prostorová simulace výskytu solných jezer a chování zvěře. Podle tohoto modelu se dají měřit a modelovat srážky s losí zvěří v této oblasti.

Další možností, jak snížit rychlost vozidel, je ovlivnění rychlosti způsobem projektování a výstavby silnic. Některé geometrické faktory (jako zatáčky, užší silni atd.) mají pozitivní vliv na snížení rychlosti vozidel pohybujících se po silnicích. Tohoto opatření bylo využito např. v Yellowstone NP v USA. Zde se po jedné pozitivní zkušenosti začalo i při rekonstrukcích silnic využívat jejich „zpomalování“ zatáčkami. Tato metoda by měla být zvažována při rekonstrukcích silnic v oblastech s vysokým výskytem zvěře. Je důležité, aby v těchto oblastech naopak nedocházelo k jejich „zrychlování“ (narovnání zatáček, rozšiřování vozovky apod.)

Konstrukční tvary okraje silnice, jako příkop, hloubka a oříznutí svahu velice ovlivňuje migraci zvířat přes komunikaci (Kelsall & Simpson 1987, McGuire & Morrall 2000).

1.9.3.3. Umělé osvětlení

Dalším opatřením snižujícím riziko kolize vozidla se zvěří je osvětlení silnic. Většina srážek totiž probíhá za snížené viditelnosti. Studie, která proběhla na Aljašce, sice prokázala snížení počtu kolizí s losy na osvětleném úseku o 65 %, není však jasné, zda byl tento pokles způsoben zvýšenou viditelností, nebo tím, že se losi tomuto úseku vyhýbali. Ostatní studie prokázaly podobné výsledky (Hučko & Havránek 2008).

1.9.3.4. Další opatření ke snížení mortality

Detektory ve vozidlech využívají většinou infračervené záření v kombinaci se senzory umístěnými na vozidlech. Tyto senzory zaznamenávají, když je zvíře v určité vzdálenosti od vozidla a dávají řidiči čas na zpomalení vozidla a tím i zabránění střetu. Efektivita těchto systémů není zatím příliš prozkoumána, ale předpokládá se účinnost podobná účinnosti zemních detekčních systémů. Palubní počítač napojený na silniční detekční systém je zatím stále ve vývoji. Další možností opatření je informovanost a výchova občanů. Problematika by měla být veřejnosti předkládána formou videa, brožur, posterů, samolepek atd. Informovanost veřejnosti má většinou kladný efekt v součinnosti s dalšími opatřeními snižujícími riziko střetů se zvěří. Vyškolené osoby řídící provoz v místech s přecházející zvěří se uplatňují zejména v národních parcích, kde často dochází k tomu, že motoristé zastavují a pozorují zvěř, což zamezuje zvěři v překročení silnice. Např. v NP Rocky Mountain v Coloradu každoročně řídí provoz na silnicích parku skupina dobrovolníků během období říje losů.

Metoda odváděcího krmení se zaměřuje na strategické příkrmování zvěře v místech vzdálených od silnic. V USA, ve státu Utah proběhl dvouletý experiment s odváděcím krmením, jehož výstupem byla zjištěná redukce srážek se zvěří dosahující až 50 % (Hučko & Havránek 2008).

Mezi ostatní opatření, která snižují bariérový efekt silnic i mortalitu, patří např. dočasné snížení hustoty dopravy, omezování vjezdů na komunikaci, ponechání pouze jednoho funkčního pruhu nebo i dočasné vyřazení komunikace z provozu.

1.10. Železniční doprava a její vliv na migraci a mortalitu živočichů

Problém mortality zvěře, často diskutovaný v souvislosti se silniční dopravou, je v případě železničních tratí znám jen omezeně. Dopady železnic na divoké populace savců nejsou příliš odlišné od těch způsobených silnicemi. Ztráta lokality, úmrtnost kvůli srážkám, bariérový účinek a snížení kvality obývané lokality jsou hlavní dopady vlivem obytného rozdělení železnicemi. Toto může způsobit redukovanou populační životaschopnost nebo hrozit přežití jednotlivých druhů. Dále mohou vlaky ovlivnit lokality živočichů zavlečením exotických rostlinných druhů (semena) a znečištěním toxickými látkami (těžké kovy, herbicidy) (Grift 1999).

Mortalitu živočichů na železnicích ovlivňuje chování živočichů, výška sněhové pokrývky, teplota, železniční charakteristické rysy a pojezdová rychlost vlaků (L"sekug 1982, Child 1983, Child & Stuart 1987, Child et al. 1991, Andersen et al. 1991, Jaren et al.

1991, Modafferi 1991). Kopytnatci a masožravci jsou také často sráženi, protože v zimě využívají prohrnuté železniční tratě jako migrační koridory (Child 1983, Andersen et al. 1991, Paquet & Callaghan 1996, Wells 1996).

Železniční doprava na území České republiky má své počátky v první třetině 19. století. Tuto síť pak převzala po rozpadu Rakouska-Uherska již při svém vzniku Československá republika. Dominantním vlastníkem, stavitelem a provozovatelem železničních drah na našem území v průběhu historie byl nejčastěji stát, i když železnice zažila i období, kdy tomu tak nebylo. V současné době je vlastníkem většiny železničních tratí České republiky stát, zastoupený státní organizací Správa železniční dopravní cesty. České dráhy a.s. jsou největším národním dopravcem.

Délka železničních tratí k 31. 12. 2008 činila 9430 kilometrů, z čehož 3 078 km jsou tratě elektrizované a 6 352 km jsou tratě neelektrizované. Provoz vlaků na železničních tratích za rok 2008 činil 155 mil. km, z čehož provoz nákladních vlaků byl 34 mil. km a provoz vlaků osobní přepravy byl 121 mil. km. V České republice tak za 24 hodin projede průměrně 9 tis. vlaků osobní vlakové dopravy.

Rozdělení železničních tratí dle rychlosti:

Rychlost	Počet km
• do 80 km/h	7952
• od 81 do 120 km/h	2485
• od 121 do 159 km/h	244
• 160 km/h a více	728

Rozdělení železničních tratí dle počtu kolejí:

Počet kolejí	délka v km
• Jednokolejné	7523
• Dvoukolejné	1867
• Vícekolejné	39

Na frekvenci přebíhání zvěře přes železniční trať má vliv řada faktorů, z nichž k nejvýznamnějším patří:

- charakter okolní krajiny a koncentrace zvěře v okolí,

- niveleta (výška) trati ve vztahu k okolnímu terénu – spárkatá zvěř vbíhá na trať zpravidla v místech, kde je niveleta trati v úrovni okolního terénu,
- stáří trati – u nových staveb dochází daleko častěji k vbíhání zvířat na trať,
- potravní a migrační nároky zvěře.

Bariéry mohou krajíně škodit nejenom z estetického hlediska, ale výrazně přispívají k její fragmentaci, tedy k rozdělování původně větších krajinných celků na stále menší plochy. Protihlukové stěny podél železniční tratě jsou úplnou bariérou pro většinu živočichů a výrazně přispívají k fragmentaci krajiny.

Wells et al. (1999) vyjmenoval hlavní body, kterými by se měla společnost zabývat při snaze snížit mortalitu savců na železnici. Byly to:

- identifikace kritických míst, kde dochází ke srážkám nejčastěji,
- adaptovat výstražné systémy,
- odstranit sražené jedince, aby nepřitahovali další živočichy, kteří se živí zdechlinami,
- odstranit z okolí tratě rozsypané atraktanty (např. obilí),
- zamezit tomu, aby k rozsypaní takového nákladu docházelo,
- odstranit atraktivní rostlinstvo pro živočichy z okolí tratě,
- zakládat databáze o mortalitě živočichů.

Wells et al. (1999) také publikoval údaje o mortalitě savců v Britské Kolumbii v Kanadě. Vycházel z údajů ze dvou zdrojů:

- a) měsíční zpravodajství – zkušený biolog podnikal pravidelně mezi lety 1993-98 14 výjezdů na sledovanou trať. Ta byla dlouhá 125,6 mil a projelo po ní v průměru 25-35 vlaků denně. Zaznamenával datum, druh zvířete, pohlaví a věk.
- b) pozorovatelský tým - na stejné trati a ve stejné době zaznamenávali mortalitu savců zaměstnanci drah (denní dobu a počasí)

Tab. 10: Výsledky výzkumu mortality zvěře (Wells et al. 1999)

Druh	měsíční zpravodajství	pozorovatelský tým
<i>Castor canadensis</i>	4	3
<i>Ovis canadensis</i>	4	5
medvěd *	0	9
<i>Ursus americanus</i>	28	10
<i>Rangifer tarandus</i>	1	0
<i>Felis concolor</i>	1	0
<i>Canis latrans</i>	13	1
<i>Odocoileus sp.</i>	4	14
<i>Cervus elaphus</i>	55	25
<i>Ursus arctos</i>	2	1
<i>Oreamnos americanus</i>	0	2
<i>Alces alces</i>	47	19

<i>Odocoileus hemionus</i>	39	9
<i>Ondatra zibethicus</i>	5	1
<i>Odocoileus virginianus</i>	19	3
<i>Canis lupus</i>	7	2
<i>Gulo gulo</i>	5	1

*neznámý druh medvěda, buď medvěd černý nebo grizzly

Z obrázku je patrné, jak se výsledky odlišných metod sledování mohou poměrně výrazně lišit.

Jelenec ušatý (*Odocoileus hemionus*), jelen lesní (*Cervus elaphus*), los (*Alces alces*) a jelenec viržinský (*Odocoileus virginianus*) byli nejčastěji sráženi v zimních měsících. Naopak od května do poliviny září se tito savci sráželi minimálně. U losa došlo nejčastěji k úmrtí v lednu a únoru. U jelena lesního v lednu, březnu a dubnu. U jelence běloocasého v říjnu (více než 50 % srážek). U medvědů došlo k mortalitě v 70 % v květnu. U medvěda grizzlyho (*Ursus arctos*) došlo za sledované období pouze ke dvou srážkám (květen, listopad). U medvěda černého (*Ursus americanus*) došlo k 28 srážkám s vlaky.

Morrison (1997) navrhl několik strategií, jak redukovat mortalitu na železnicích vlivem troušení obilí z vagónů. To zahrnuje zlepšenou údržbu obilných vozů, opravit netěsnosti, zamezit rozsypání nákladu během překlady, rychlý a účinný úklid po vysypání a vyhnout se ponechání obilí u výhybek v oblastech s vysokou koncentrací medvědů (například 24 hodiny).

Železnice tvoří významnou bariéru při migraci velkých savců. V Arizoně brání oplocené železnice sezónním migracím u izolovaných populací vidloroha amerického (*Antilocapra americana*) (Ockenfels et al. 1997). Vysokorychlostní železnice v Evropě obvykle mají vysoké ploty, které migraci brání naprosto.

Zvířata také často nepřečázejí železniční tratě z důvodu hluku, světla, znečištění, ale i dalším lidským aktivitám (např. stavba a údržba železnic). Podle některých studií (Muzzi & Bisset 1990) ovlivňují železnice migraci u losa (*Alces alces*), jelena (*Cervus elaphus*), medvěda (*Ursus arctos*) a soba (*Rangifer tarandus*). Zatímco srnčí zvěř (*Capreolus capreolus*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*) nejsou pravděpodobně železniční dopravou tolik ovlivněni.

Výstavba nových železnic by se neměla projektovat do kvalitních lokalit pro výskyt savců. Mortalitu na železnicích je nutno redukovat hlukovým výstražným zařízením (Child 1983, Boscagli 1985, Muzzi & Bisset 1990), snížením pojezdové rychlosti vlaků (Child 1983, Becker & Grauvogel 1991), občasným prohrnutím sněhu podél železnice pro únik zvěře z koridoru za vysoké sněhové pokrývky (Child 1983, Child et al. 1991), studiem životního

prostředí savců (Child 1983, Jaren et al. 1991, Modafferi 1991, Schwartz & Bartley 1991), sledování populačního managementu (Child 1983, Modafferi 1991), odstranění zdechlin z okolí tratí (Gibeau & Heuer 1996), úklid rozsypaných obilných zrn a dalších potravinových zdrojů z okolí tratí (Gibeau & Heuer 1996) a výstavbou plotů (Boscagli 1985, SCV 1996).

Srážky se zvířei na železnicích mohou mít vážný dopad na zvířecí populace. Studie srážek vlaků s losem v Susitna Valley (Aljaška) odhalila udivující výroční úmrtnost 5,5 ks/km (Modafferi 1991). Srážky losů s vlaky byly velkou měrou odpovědné za snížení populační hustoty losů v této oblasti. Za několik let se zde zmenšila populace o 35 % (Becker & Grauvogel 1991). Studie v Kanadě a Norsku signalizují podobnou mortalitu (Child et al. 1991, Muzzi & Bisset 1990, Anderson et al. 1991, Jaren et al. 1991, Groot & Hazebroek 1996).

Mezi lety 1994 a 1996 bylo zabito 13 medvědů černých (*Ursus americanus*) podél 15ti kilometrů dlouhé železnice v Glacier National Park v Britské Kolumbii v Kanadě (Wells 1999, Munro 1997), zatímco pouze čtyři medvědi byli zabiti na blízké silnici.

Podobné závěry byly zjištěny v Bow Valley of Banff National Park. Mezi lety 1985 a 1995 bylo v průměru 9 – 11 % populace medvěda černého (*Ursus americanus*) každý rok zabito vlaky a auty (Gibeau & Heuer 1996). V roce 1996 byl jeden medvěd sražen vlakem a čtyři autem, zatímco celková populace v údolí byla odhadnuta na necelých 20 dospělých jedinců (Serrouya 1997).

V ČR jsou v současné době známy zejména výzkumy prováděné na trati mezi Trhovým Štěpánovem a Benešovem u Prahy (Jankovský & Čech 2001). Jedná se o železniční trať dlouhou 33 km, která protíná řadu velmi odlišných biotopů a umožňuje ucelenější pohled na celou problematiku. První průzkum na této trati byl proveden v zimním období v roce 1999-2000 a skládal se z několika pochůzek po trati a analýzou kosterních nálezů zvířei sražené vlakem. Z vyhodnocení vyplynulo, že nejohroženějšími druhy zvířei je zejména zvířei srnčí a zajecí. Zajícovití byli sraženi ve 32 %, sudokopytníci ve 22 % (v naprosté většině případů srnec obecný), šelmy v 18 %, ptáci v 10 %, hmyzožravci ve 4 % a plazi ve 2 % případech. Nálezy tělesných zbytků byly vázány na takové úseky, kde trať netvoří příliš výraznou výškovou bariéru, ať již svým náspem, či zářezem. Na takovýchto výrazněji převýšených a křovinami často zarostlých místech byly nacházeny naopak hojné kadávery bažantů. Ač především v lesních úsecích existuje množství frekventovaných srnčích ochozů protínající zde zařízlou železniční trať, kosterní zbytky nebyly na těchto křižovatkách, ani v blízkosti, nikdy nalezeny. Veškeré nálezy usmrcených kusů srnce obecného a zajíce polního spadají do otevřených rovinatých úseků trati, v jejichž bezprostřední blízkosti zvířata

dlouhodobě přetrvávají. K nejčastějším srážkám zvěře dochází podle zaměstnanců ČD v nočních hodinách.

V květnu 2006 byl proveden další výzkum opět trati mezi Trnovým Štěpánovem a Benešovem u Prahy. Vyhodnocením druhého průzkumu byl zjištěn nárůst mortality srnčí zvěře (Jankovský & Čech 2008).

V průběhu výzkumu na železniční trati Plzeň – Horažďovice předměstí v době od 1. 1. 2009 do 31. 12. 2009 bylo zjištěno, že na této 50 km dlouhé trati bylo z celkového počtu 60 ks sražené zvěře 46 % srnčí a 17 % zajací (Mach 2010). Ze získaných dat dále vyplývá, že mortalita zvěře na jednokolejné trati (dlouhé 36 km) činí 52 % a na dvoukolejné trati (dlouhé 24 km) činí 48 %. Na základě tohoto zjištění není možno jednoznačně souhlasit s výrokem, že běžná jednokolejná trať nepředstavuje pro velké savce žádnou podstatnou bariéru, kterou představují pouze vícekolejné tratě o velikosti větší nebo rovné 100 km² (Anděl 2005).

Znám je také výzkum na Českomoravské vrchovině z roku 2008. Na úseku 6 km železnice se prováděly pravidelně každý týden inventarizační pochůzky, jejichž cílem bylo kvantifikovat mortalitu spárkaté zvěře vlivem železniční dopravy a zjistit, které druhy naší zvěře jsou vlivem této dopravy nejvíce ohroženy. Celkem se během časového intervalu (srpen-prosinec) urazilo 264 km podél sledovaného úseku. Hledání zvěře probíhalo za pomoci vycvičeného barvářského psa. Přesná lokalizace úseku je mezi železničními zastávkami Dobrá Voda u Pelhřimova a Hřiběcím. Téměř celý úsek prochází lesním komplexem. Jedná se o trať, na které projíždí pouze regionální spoje a je zde omezená železniční nákladní doprava. Za sledovaný časový interval (5 měsíců) bylo nalezeno 5 ks uhynulé srnčí zvěře a 3 zajáci (Kušta & Ježek 2009).

Lehrer (1994) se zabýval expanzí železnic, výstavbou budov a logistických center v okolí měst. Studoval, jak ovlivňuje nová výstavba železnic periferie měst a jejich architekturu.

Belant (1995) sledoval mortalitu losa (*Alces alces*) v Minnesotě na železniční trati dlouhé 1200 km během let 1993 až 1994. Každý rok se zde srazili dva losi (3 dospělí samci a 1 dospělá samice). K srážkám došlo 1x v květnu, 2x v červu a 1x v říjnu. Maximálně zde ročně dochází ke 3 až 5 srážkám s losem. Tato trať je ovšem málo frekventovaná, vlaky zde projíždějí pomalou rychlostí a je zde malá populace losa (*Alces alces*). Autor připouští, že v severovýchodní Minnesotě je obtížné aplikovat opatření na snížení mortality savců na železnici. Ojedinele se v Kanadě umísťují opatření na snížení průjezdové rychlosti vlaků, varovné zařízení a odstranění vegetace (Muzzi & Bisset 1990, Becker & Grauvogel 1991, Jaren et al. 1991).

Hunt et al. (1987) sledoval migraci malých savců propustmi na železniční trati blízko Wollongongu v New South Wales. Nově vybudované propusty savci často nevyužívali. Autoři se domnívali, že to bylo způsobeno tím, že jejich okolí ještě nebylo porostlé vegetací. Postupem času si savci již na přítomnost propustů zvykli a začali je využívat. Tunely o parametrech 3,2 x 4,0 x 20,0 m procházeli liška obecná (*Vulpes vulpes*) a pes (*Canis lupus familiaris*). Malými propustmi o rozměrech cca 0,8 x 1 x 5 m procházeli nejčastěji *Rattus fuscipes*, *R. fuscipes*, *R. fuscipes*, *R. fuscipes*, *Peromyscus nasuta* a *Felis catus*.

Yanes et al. (1995) studoval migraci malých a středních savců propustmi pod španělskými železnicemi a silnicemi. Nejčastěji jimi procházeli savci z čeledi myšovití (*Muridae*). U nich bylo na jaře zaznamenáno v průměru 4,02 průchodů/den, v létě 2,61 průchodů/den, na podzim 2,40 průchodů/den a v zimě 2,55 průchodů/den. U králíka divokého bylo na jaře zaznamenáno denně v průměru 0,22 průchodů, v létě 0,73 průchodů, na podzim 0,08 průchodů a na podzim 0,32 průchodů. U masožravců (*Carnivora*) bylo na jaře zaznamenáno průměrně 0,07 průchodů, v létě 0,14 průchodů, na podzim 0,15 průchodů a v zimě 0,15 průchodů každý den.

Rodriguez et al. (1997) monitoroval migraci lišky obecné (*Vulpes vulpes*) a kočky divoké (*Felis silvestris*) v malých průchodech pod železniční tratí pomocí písčových ploch v centrálním Španělsku. Krajinu rozdělil do tří základních skupin, v nichž jsou průchody lokalizované:

- a) Bušovitá – mozaika keřovitých porostů a zemědělské půdy s poměrně vysokou lidskou aktivitou,
- b) Hraniční – rozhraní mezi bušovitým typem krajiny a zemědělskou půdou, s vysokou lidskou aktivitou v sousedství farem a intenzivní dopravou,
- c) Zemědělské pozemky – krajina s nízkou lidskou aktivitou.

Oba druhy procházely nejčastěji bušovitou krajinou (skup. a), konkrétně liška obecná (*Vulpes vulpes*) 7x častěji než v hraniční krajině (skup. b) a 30x častěji než v zemědělské krajině (skup. c). Kočka divoká (*Felis silvestris*) procházela v bušině 10x častěji oproti hraniční krajině a 11x častěji oproti zemědělským pozemkům. Liška obecná (*Vulpes vulpes*) procházela podchody nejčastěji od června do listopadu, naopak nejméně v únoru a březnu. Kočka divoká (*Felis silvestris*) procházela nejčastěji v květnu a září, nejméně v únoru a březnu. Z výsledků práce vyplývá, že oba druhy často využívají k překonání železnice krajinu v blízkosti lidských obydlí. To je pravděpodobně způsobeno bohatým krytem v této krajině.

Dále studoval Rodriguez et al. (1996) využívání malých průchodů pod železnicí mezi Madridem a Sevillou, která byla vybudována mezi lety 1987 – 1992. Trať vede převážně zemědělskou krajinou, protíná ale také horské oblasti. Monitoring probíhal 15 – 22 dní každý měsíc od září 1991 do července 1992. Průchody byly dlouhé 13 – 64 m, široké 1,2 – 6 m a vysoké 1,2 m – 3,5 m. Nejčastěji průchody využívali malí savci (55,6 % průchodů), dále masožravci (25,2 % průchodů), plazi (10,7 % průchodů) a zajícovití (*Leporidae*) (8,5 % průchodů). Velcí kopytnatci jako srnec obecný (*Capreolus capreolus*), jelen lesní (*Cervus elaphus*) a prase divoké (*Sus scrofa*) se v okolí železnice běžně vyskytovali, přesto takto malé průchody nevyužívali. Ze šelem průchody využívali liška obecná (*Vulpes vulpes*), kočka divoká (*Felis silvestris*), ženetka tečkovaná (*Genetta genetta*) a rys pardálový (*Lynx pardinus*). Nejčastěji využívali tyto živočichové podchody v létě, nejméně v zimě. V červenci procházeli průměrně 15x častěji než v březnu. Nejvíce využívali podchody v bušovité krajině. Z čeledi zajícovitých (*Leporidae*) procházeli podchody zajíc iberský (*Lepus granatensis*) a králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*). Podchody v bušovité krajině využívali v 16 % případů, v hraniční krajině ve 45 % případů a na zemědělských pozemcích v 39 % případů.

Gundersen & Andersen (1998) sledovali mortalitu losa evropského (*Alces Alces*) na železniční trati Røsenbanen v Norsku během let 1990 - 1997. Nejčastěji v tomto období docházelo ke srážkám s touto zvěří od prosince do března (79 % srážek). To bylo způsobeno migrací losa z výše položených míst, kde je vysoká sněhová pokrývka, do níže položených údolí. Na zvýšenou mortalitu měla podle statistického modelu vliv denní doba (přes den docházelo prokazatelně méně často ke kolizím než za úsvitu, v noci a soumraku), dále i fáze měsíce (k nejvíce srážkám docházelo za úplňku), výška sněhu (čím vyšší sněhová pokrývka, tím vyšší pravděpodobnost kolize), teplota vzduchu (čím nižší teplota, tím vyšší pravděpodobnost kolize) a pojezdová rychlost vlaků. V Norsku se počet sražených losů za rok neustále zvyšuje. V roce 1950 bylo ročně sraženo kolem 50 losů (Christensen 1956), během let 1990 – 1996 bylo sraženo ročně v průměru 676 losů (*Alces Alces*) (Gundersen et al. 1998). Podle Ulleberga a Jansena (1991) se nejvíce srážek losů evropských (*Alces Alces*) na železnici v Norsku stane v zimě. Více než 80 % těchto kolizí se stane od listopadu do dubna, s vrcholem mezi prosincem a únorem.

Alonso et al. (1994) pozoroval mortalitu ptáků na železnici jihozápadním Španělsku, která byla často způsobena nárazem do elektrického vedení tratě.

Také práce Havlína (1987) byla zaměřena na avifaunu a její mortalitu vlivem železnice v agrární krajině. Konkrétně studoval železniční trať 314 km dlouhou v okolí města Brna během let 1981 – 1986. Celkem bylo sraženo 91 ptáků (19 druhů) a 149 savců

(11 druhů). Nejčastěji byl srážen zajíc polní (*Lepus europaeus*) a bažant divoký (*Phasianus colchicus*). Ptáků bylo v tomto období průměrně sraženo 0,29 na km tratě, savců 149 na km tratě, celkově 0,76 obratlovců na km tratě.

Andreassen et. al. (2005) analyzoval účinnost pachové oplocenky, odstranění vegetace podél tratě a odváděcí příkrmování podél železnice v Norsku. Výzkum byl započat v roce 1985 a byl zakončen v roce 1990, přičemž bylo zaznamenáno 1045 srážek s živočichy. Bylo prokázáno 46 % snížení počtu nehod během období, kdy se na trati prováděly opatření na snížení mortality savců. Jako spolehlivé způsoby redukující srážky se projevilo odstranění vegetace a odváděcí příkrmování. Velice účinné jsou také protihlukové stěny podél železniční tratě, ty jsou ovšem úplnou bariérou pro většinu živočichů a výrazně přispívají k fragmentaci krajiny a významnému nárůstu bariérového efektu. Účinnost pachových oplocenek se při tomto výzkumu jevila velice sporně.

2. Cíle, očekávané výsledky a přínos práce

Cílem disertační práce bylo vyhodnocení vlivu liniových staveb na migraci a mortalitu savců. Dále pak zjistit změny krajinných struktur (Land use) a s tím provázanými změnami krajinného managementu v okolí modelových úseků dálnice D1 a budoucího pražského obchvatu R1 pomocí leteckých snímků. Jednalo se zejména o přímý zabor biotopů a zemědělských půd z důvodu výstavby průmyslových areálů v okolí komunikace, změna zemědělství na přilehlých pozemcích a výstavba obytných souborů a doprovodné infrastruktury podél pozemní komunikace. Dalším cílem bylo kvantifikovat mortalitu velkých savců na pěti modelových železničních tratích v ČR.

Výsledkem práce je posouzení příčin, které ovlivňují úhyny jedinců na pozemních komunikacích a posouzení faktorů ovlivňující funkčnost dopravních staveb a dopravních opatření, jež mají za úkol omezit mortalitu živočichů. V neposlední řadě je také výsledkem získání informací o migraci živočichů v závislosti na změně struktury krajiny a posouzení vlivu limitujících bariér na migraci velkých savců.

Přínosem disertační práce jsou vědecké poznatky o migraci velkých druhů savců. Na základě obecně biologických znalostí a údajů o rozšíření byly zhodnoceny nezbytné migrační potřeby jednotlivých druhů v rozsahu, který je podmínkou pro trvalé přežití současných populací. Přínosem práce je vyhodnocení skutečné migrační propustnosti krajiny v modelových oblastech pro velké savce s důrazem na prase divoké (*Sus scrofa*), srnce

obecného (*Capreolus capreolus*), jelena lesního (*Cervus elaphus*), jelena siku (*Cervus nippon*), daňka evropského (*Dama dama*), losa evropského (*Alces alces*), muflona (*Ovis musimon*) a zajíce polního (*Lepus europaeus*). Získané informace o migračních trasách velkých savců mohou být využity při výstavbě nákladných migračních objektů na nových dálnicích a zajistit tak jejich účinnost. Na základě zjištěných výsledků jsou navržena opatření k zachování, případně zlepšení migrační prostupnosti krajiny, a zpracování podkladů pro ochranu vhodných migračních profilů.

3. Metodologie a výsledky dílčích výzkumů

Z důvodu přehlednosti je tato kapitola rozdělena do pěti podkapitol podle problematiky výzkumu. Každá podkapitola obsahuje vlastní metodiku práce, výsledky a diskusi.

Oblasti výzkumu:

- 1) Vyhodnocení dat Policie ČR o mortalitě zvěře na komunikacích v České republice
- 2) Monitoring mortality, migrace zvěře a změn krajinného managementu v modelových lokalitách na D1 a plánovaném okruhu 511 D1 – Běchovice
- 3) Různé metodické aspekty sledování velkých savců podél silnice III/1634 Přední Zvonková (bývalá rota) – státní hranice
- 4) Vyhodnocení pachových oplocenek jako opatření pro snížení mortality zvěře na silnicích
- 5) Kvantifikace mortality velkých savců na železnicích

3.1. Vyhodnocení dat Policie ČR o mortalitě zvěře na komunikacích v České republice

3.1.1. Metodika

Výsledky mortality zvěře byly vyhodnoceny na základě databáze získané od Dopravní policie ČR a z jednotné dopravní vektorové mapy Policie ČR. Do těchto statistik jsou

zahrnuty pouze nehody, které byly Policii ČR nahlášený, lépe řečeno ty, u kterých došlo ke zranění či úmrtí osob, nebo škodě na hmotném majetku. Počty uhynulé zvěře z těchto pramenů neodpovídají skutečným, nicméně z protokolu o nehodě lze získat velice zajímavé informace (datum a přesný čas nehody, druh vozidla, viditelnost v době nehody atd.). Ve skutečnosti dochází k nehodám daleko častěji. Přesto databáze poskytuje dostatečně reprezentativní vzorek dat, který umožňuje celkový přehled o mortalitě zvěře v ČR a statistické vyhodnocení. Podrobně se vyhodnocovaly nehody se zvěří z let 2006 – 2009. U těchto nehod se podrobně vyhodnocovalo na jakých silnicích (dle kategorií) dochází ke srážkám nejčastěji, jakými dopravními prostředky, za jakých světelných podmínek a v jakém ročním období.

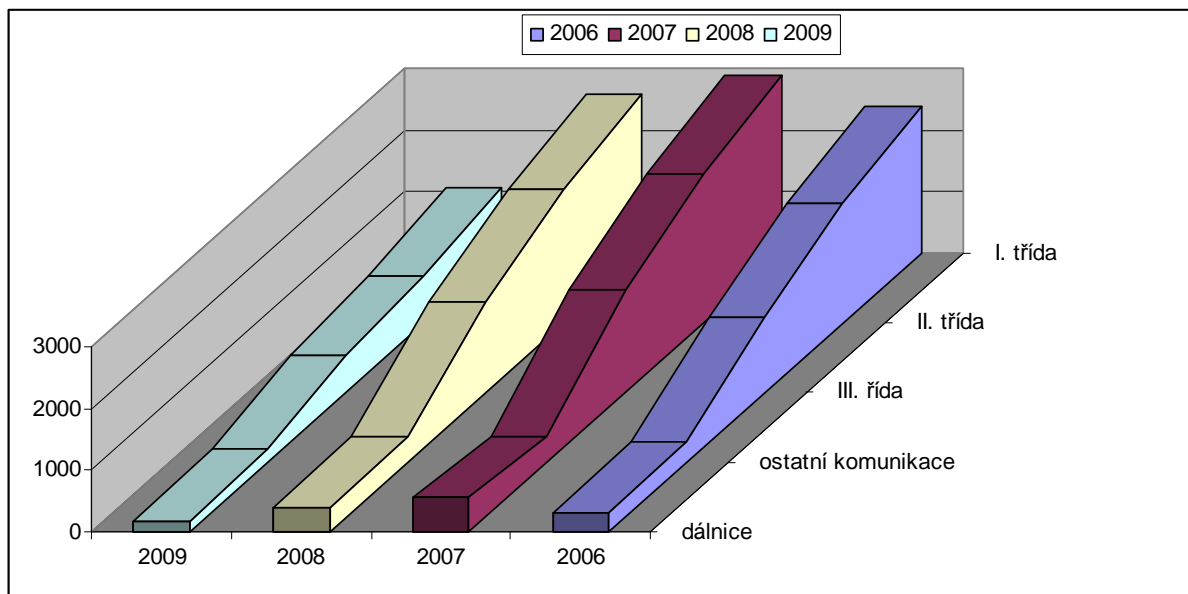
Zároveň byly prostudovány protokoly o nehodách (zdroj JDVM). Sledovány byly nehody od roku 2007 – 2009. V každém roce se vybralo 50 pozemních komunikací, na kterých došlo k nejvíce nehodám. Celkem bylo podrobně prošetřeno za tyto 3 roky 7 475 dopravních nehod se zvěří. Výzkum byl zaměřen na čas a datum nehody, povětrnostní podmínky, viditelnost, lokalitu a bariéry podél komunikace v místě nehody. Lokalita a bariéry podél komunikace v místě nehody byly zjištěny pomocí internetového prohlížeče Gogole Street View. Data byla vyhodnocena statistickým testem Principal Components Analysis, Kruskal-Wallisovou ANOVOU, neparametrickým testem Chi-Kvadrat a shlukovou analýzou.



Obr. 3: Ukázka určování lokalit ve vyhledávači Gogole Street View

3.1.2. Výsledky a diskuse

Vyhodnocením výsledků z databáze nehod se zvěří dopravní policie ČR na českých komunikacích a z jednotné dopravní vektorové mapy byla získána data o počtu srážek se zvěří na jednotlivých komunikacích dle kategorie, o vozidlech, které ji nejčastěji sráží, za jakých světelných podmínek a ve kterých měsících k těmto událostem nejčastěji dochází.



Obr. 4: Mortalita zvěře v ČR na jednotlivých komunikacích dle kategorií

Z obrázku č. 4 je patrné, že nejčastěji za sledované období (2006 – 2009) docházelo k nehodám se zvěří na silnicích I. třídy. Nejvíce nehod bylo evidováno na silnicích I. třídy v roce 2007, a to 2884. Naopak k nejméně nehodám (155 nehod se zvěří) došlo v roce 2009 na dálnicích. To je patrně způsobeno tím, že je v ČR relativně málo kilometrů dálnic v poměru se silnicemi I. – III. třídy. Zvěř také často vzhledem k bariérám podél dálnic a vysoké intenzitě provozu nedokáže, nebo se bojí, tyto komunikace překonat. Zároveň je z obrázku patrný prudký pokles nehod v roce 2009.

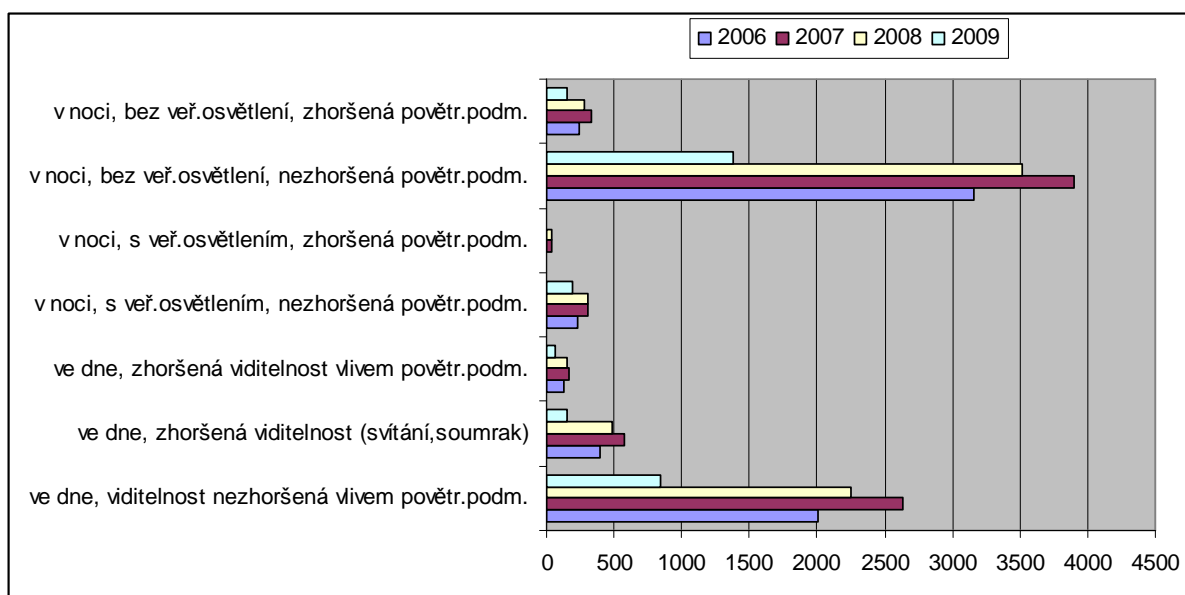
Pomocí Kruskal-Wallisovy ANOVY $H [(2, N= 409) =59,57995 \text{ } p=0,0000]$ se podařilo prokázat statisticky významný rozdíl mezi komunikacemi, na kterých ke srážkám se zvěří nejvíce dochází (dálnice, silnice I. a II. třídy). Počty nehod se zvěří byly u jednotlivých komunikací přepočítány na kilometrový průběh komunikace. V testu byly tedy zohledněny délky komunikací podle kategorií. Vícerozměrným porovnáním hodnot „p“ byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi dálnicemi a silnicemi II. třídy ($p=0,0000$) a mezi silnicemi I. třídy a II. třídy ($p=0,0000$). Také neparametrický test Chi-Kvadr. ($sv=2 \text{ } p=0,0000$) prokázal signifikantní rozdíl mezi počty srážek na různých typech komunikací. V těchto testech byly

zpracovány nehody z pozemních komunikací z let 2007 – 2009, na nichž se v daném roce stalo alespoň 10 nehod se zvěří.

Tab. 11: Počty sražené zvěře různými dopravními prostředky

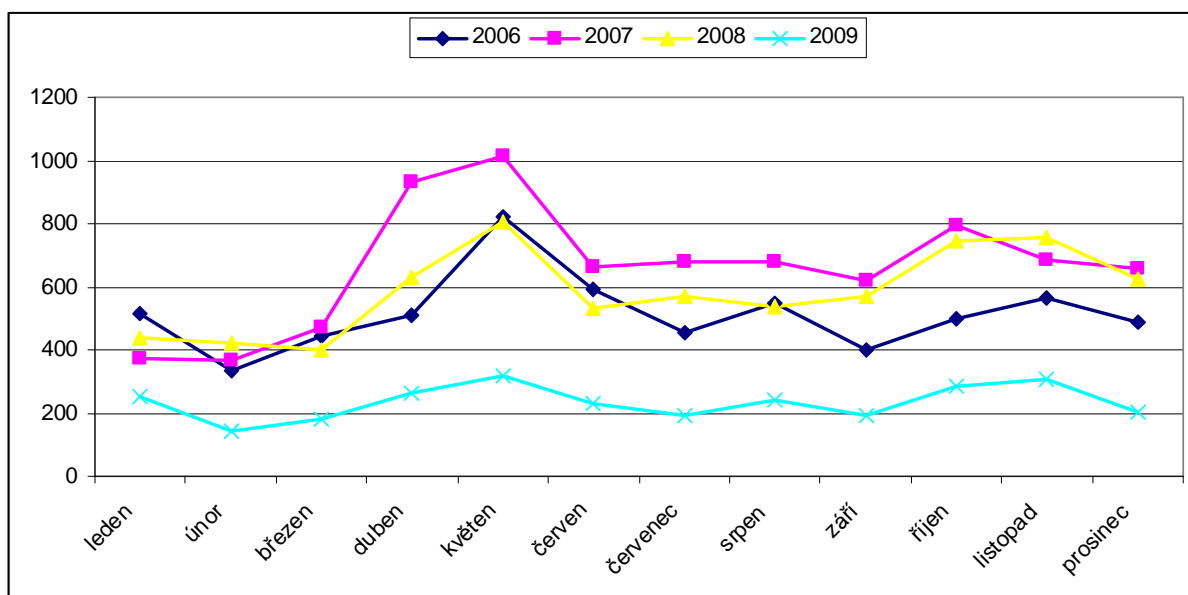
	2006	2007	2008	2009
Moped	0	1	0	1
malý motocykl	4	3	2	3
Motocykl	32	56	43	31
osobní auto	5106	6467	5523	2233
osobní auto + přívěs	17	28	26	5
nákladní sólo	691	951	1020	365
nákladní + přívěs	39	56	52	10
nákladní + návěs	199	259	229	102
Autobus	82	104	121	47
Tramvaj	0	1	0	0
Trolejbus	0	0	1	0
jiné motorové voz.	1	2	0	1
jízdní kolo	4	4	9	4
neznámé vozidlo	2	4	4	2
nehody celkem	6177	7936	7030	2804

Tabulka č. 11 vykazuje počty nehod s jednotlivými druhy vozidel. K nejvíce nehodám docházelo s osobními automobily. Tyto nehody jsou také patrně nejčastěji hlášeny z důvodu pojistných událostí.



Obr. 5: Mortalita zvěře v ČR za různých světelných podmínek

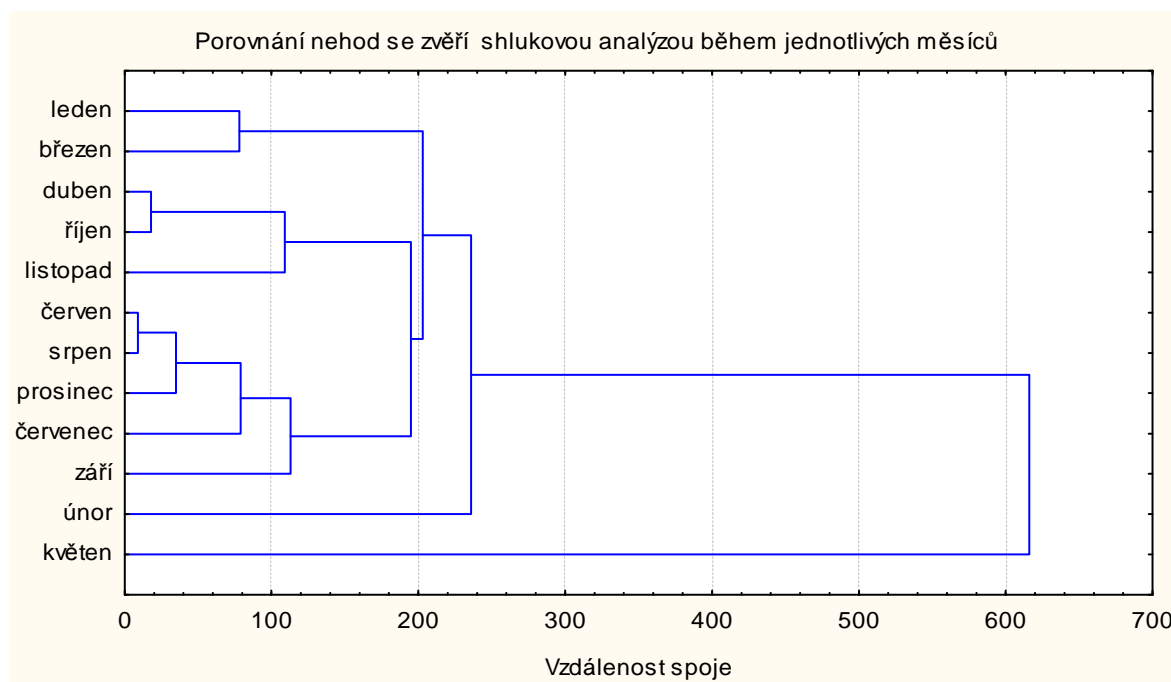
Ve všech sledovaných letech docházelo nejčastěji k nehodám v noci. V případech, kdy zde bylo veřejné osvětlení, docházelo k nehodám výrazně méně často. Zhoršená viditelnost z důvodu povětrnostních podmínek nehrála u srážek zvěře s automobily významnou roli.



Obr. 6: Mortalita zvířete v ČR v jednotlivých měsících

Nejčastěji docházelo k nehodám se zvířeti v měsících dubnu a květnu. Druhá vlna častějších srážek přicházela pravidelně od října do prosince. K nejvíce srážkám došlo v květnu 2007 (821), k nejméně kolizím v únoru 2009 (140).

Pomocí Kruskal-Wallisovy ANOVY ($H=12,28957$ $p=0,3423$) se neprokázal statisticky signifikantní rozdíl ve srážení zvířete během jednotlivých měsíců mezi lety 2006 – 2009. Také neparametrický test Chi-Kvadr. ($sv = 11$ $p=0,2330$) tento rozdíl neprokázal.



Obr. 7: Shluková analýza nehod se zvířeti během jednotlivých měsíců

Shluková analýza ovšem poukazuje na fakt, že výrazně odlišný počet nehod vzhledem k ostatním měsícům se stal v květnu.

Dále byla data analyzována testem Principal Components Analysis. Zpracovány byly nehody z let 2007 – 2009. V každém z těchto let bylo vybráno 50 pozemních komunikací, na kterých došlo k nejvíce nehodám. U nehod na dálnicích se sledoval čas a datum nehody, povětrnostní podmínky, viditelnost, lokalita a bariéry podél komunikace v místě nehody. U silnic se bariéry podél komunikace v místě nehody nezjišťovaly, protože to v těchto lokalitách neumožňoval internetový prohlížeč Gogole Street View. U dálnic bylo zhodnoceno tímto testem 520 a u silnic 6 388 nehod. Statistika byla provedena podle dvou různých kritérií (hodnota Eigenvalue je rovna 1,0 a podle max. počtu komponentů, kterých bylo 5, resp. 6).

Tab. 12: Hodnocené parametry při PCA analýze

Datum	1 – 12 (měsíce)
Čas	1 – 6 (hodiny: 1 - 0:01 - 4:00; 2 - 4:01 - 8:00; 3 - 8:01 - 12:00; 4 - 12:01 - 16:00; 5 - 16:01 - 20:00; 6 - 20:01 - 24:00)
Povětrnostní podmínky	1 – neztížené, 2 – vítr, 3 – mlha, 4 – déšť, sníh, námraza
Viditelnost	1 – den, 2 – svítání nebo soumrak, 3 – noc
Lokalita	1 – louka, pole 2 – les, 3 – z jedné strany pole nebo louka z druhé les
Bariéry	0 – dálnice průchodná z obou stran, 1 – z jedné strany neprůchodná, 2 – ze dvou stran neprůchodná (hodnoceny pouze u dálnic)

Tabulka č. 12 popisuje kriteria (komponenty) a jejich rozdělení, která byla při testu PCA hodnocena.

Tab. 13: Výsledky PCA testu u silnic

Principal Components Analysis			
<i>Komponent</i>		<i>Procento</i>	<i>Nárůst</i>
Číslo	Hodnota	Rozdíl	Procent
1	1,24481	24,896	24,896
2	1,05855	21,171	46,067
3	0,996126	19,923	65,99
4	0,937963	18,759	84,749
5	0,762555	15,251	100

Tab. 14: Výsledky PCA testu u silnic (Table of Component Weights)

Table of Component Weights					
	<i>Komponent</i>	<i>Komponent</i>	<i>Komponent</i>	<i>Komponent</i>	<i>Komponent</i>
	1	2	3	4	5
čas	0,655013	-0,213729	0,265011	0,0591827	0,671971
datum	0,212835	0,630784	-0,0848122	0,740358	-0,0385928
počasí	0,12429	0,724509	-0,0532861	-0,649343	0,187491
viditelnost	0,69154	-0,0810667	0,0325404	-0,162411	-0,698401
lokalita	-0,178841	0,157941	0,958477	0,018562	-0,155075

Tabulka 13 je stejná pro oba postupy PCA testu, a to tedy, když je hodnota Eigenvalue rovna 1,0, tak i podle max. počtu komponentů. Je z ní patrné, že existují celkem 3 komponenty (čas, datum a počasí), které vysvětlují 66 % rozptylu hodnot (třetí komponent je hraniční, neboť Eigenvalue je tu rovna 1).

Tabulka 14 ukazuje, že 1. komponent vysvětluje rozptyl hodnot z 25 % a je kombinací faktoru času a viditelnosti (korel. Koef. = 0,66 a 0,69). Druhý komponent vysvětluje rozptyl hodnot z dalších 21 % a je kombinací datumu a počasí (korel. Koef. 0,63 resp. 0,72). Třetí komponentu vysvětluje rozptyl hodnot z dalších 20 % a je kombinací faktorů času a lokality (korel. Koef. 0,27 resp. 0,96).

U dálnic byla data u testu Principal Components Analysis hodnocena podle hranice Eigenvalue.

Tab. 15: Výsledky PCA testu u dálnic

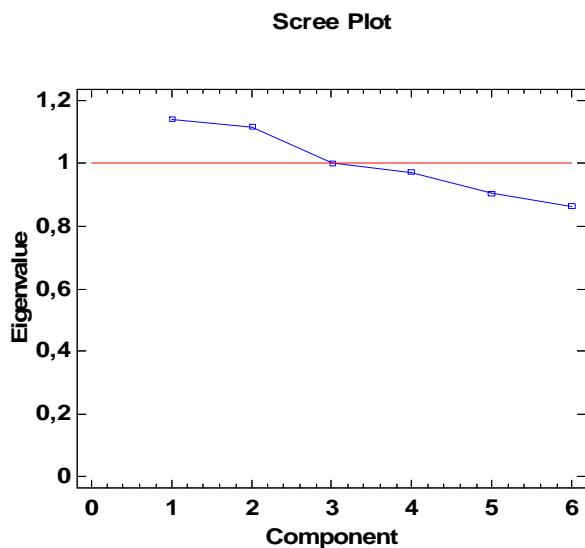
Principal Components Analysis			
<i>Komponent</i>		<i>Procento</i>	<i>Nárůst</i>
Číslo	Hodnota	Rozdíl	Procent
1	1,14195	19,032	19,032
2	1,11693	18,615	37,648
3	1,00	16,695	54,343
4	0,9726	16,21	70,553
5	0,904741	15,079	85,632
6	0,862075	14,368	100

Vyhodnocení říká, že existují celkem 3 komponenty, které vysvětlují 54 % rozptylu hodnot (čas, datum a počasí).

Tab. 16: Výsledky PCA testu u dálnic (Table of Component Weights)

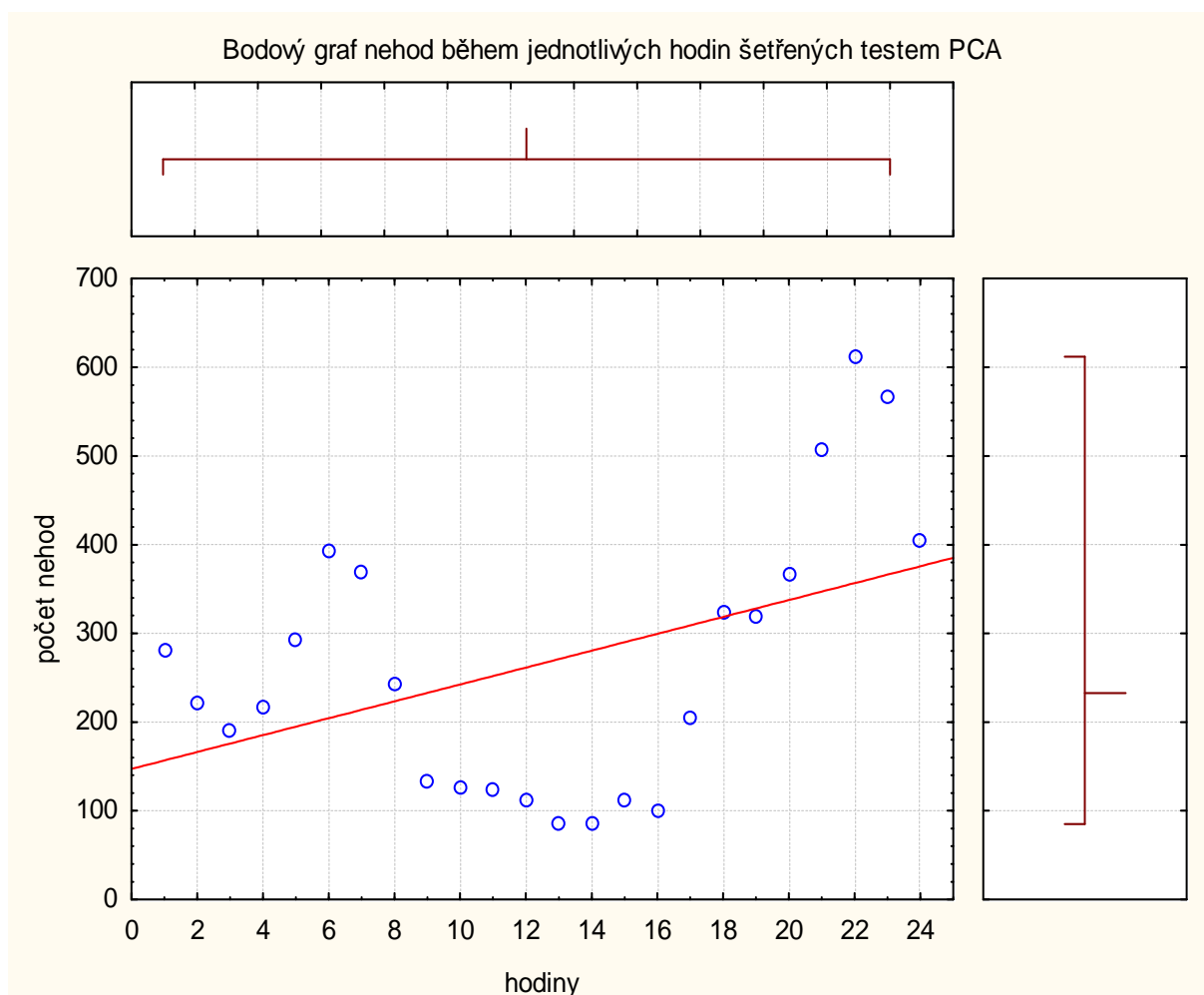
Table of Component Weights			
	<i>Komponent</i>	<i>Komponent</i>	<i>Komponent</i>
	1	2	3
čas	0,614806	-0,0570649	0,20777
datum	0,114603	0,570981	-0,573155
počasí	0,486232	0,421384	-0,18028
viditelnost	0,371943	0,18339	0,4681
lokality	0,166211	-0,457075	-0,604603
bariéry	-0,454412	0,500609	0,105653

Tabulka 16 ukazuje že 1. komponent vysvětluje rozptyl hodnot z 19 % a je kombinací faktoru času, počasí, viditelnosti a negativně bariér (korel. Koef. = 0,61, 0,49, 0,37 a -0,45). Druhý komponent vysvětluje rozptyl hodnot z dalších 19 % a je kombinací datumu, počasí a negativně lokality (korel. Koef. 0,57, 0,42 a -0,46). Třetí komponent vysvětluje rozptyl hodnot z 16,7 % a je kombinací faktorů negativně datumu, lokality a pozitivně viditelnosti (korel. Koef. -0,57 resp. -0,60 a 0,47).



Obr. 8: Výstup testu Principal Components Analysis u hodnocených nehod na dálnicích

Z výsledků je zřejmé, že nejvíce ovlivňuje nehodu čas (hodina) a druhým nejdůležitějším faktorem je měsíc, ve kterém ke srážce došlo.



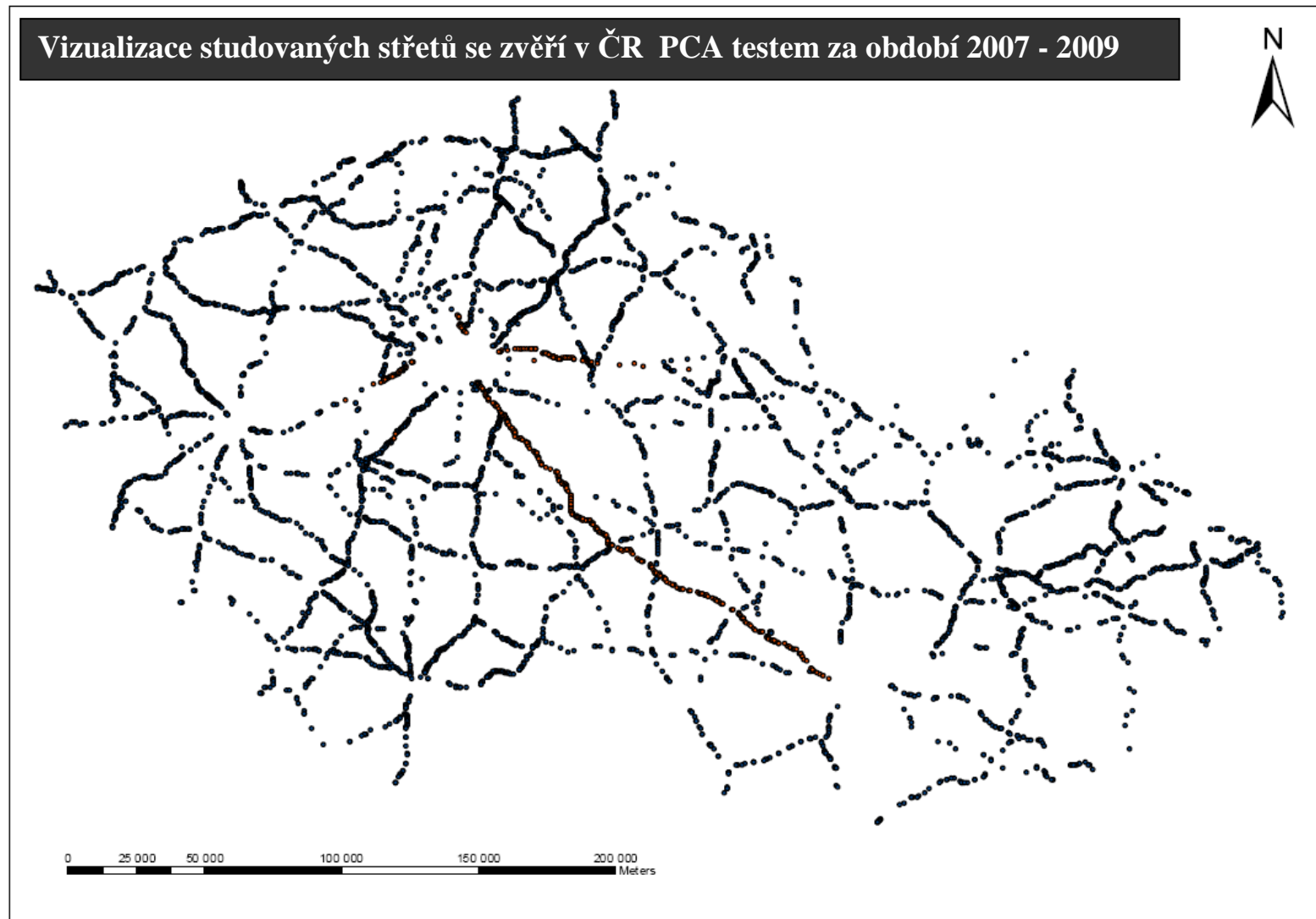
Obr. 9: Bodový graf nehod během jednotlivých hodin šetřených testem PCA

Z obrázku 9 je patrné, že k nehodám docházelo nejčastěji kolem 22:00 a další vrchol nastal v 6:00 hodin.

Zajímavé bylo také porovnání lokalit (data z PCA testu), na kterých ke srážkám docházelo. Na silnicích se stalo 3 758 dopravních nehod v úsecích, na kterých byla z obou stran komunikace louka nebo pole. Pouze 1 129 nehod bylo v lesnatých úsecích a 1 502 nehod v úsecích z jedné strany obklopených loukami nebo polnostmi a z druhé strany byl les. Rozdíl mezi typy lokalit potvrzuje také Chi-Kvadrat ($sv=2$ $p=0,0000$), který mezi nimi prokázal statisticky významný rozdíl.

Na dálnicích se stalo 289 dopravních nehod v úsecích, na kterých byla z obou stran komunikace louka nebo pole. Pouze 134 nehod bylo v lesnatých úsecích a 97 nehod v úsecích z jedné strany obklopených loukami nebo polnostmi a z druhé strany byl les. Také zde našel Chi-Kvadrat ($sv=2$ $p=0,0000$) statisticky významný rozdíl mezi lokalitami, kde docházelo ke srážkám.

Dále bylo zjištěno, že 417 nehod se stalo v úsecích, které jsou pro zvěř z obou stran průchodné, 66 nehod v úsecích z jedné strany neprůchodné a 37 nehod z obou stran neprůchodné.



Obr. 10: Vizualizace studovaných střetů se zvěří v ČR PCA testem za období 2007 - 2009

V roce 2006 byla hmotná škoda (dále HMS) na majetku vzniklá při střetu motorového vozidla se zvěří vyčíslena na 186 926 600 Kč a nebyla při nich usmrcena žádná osoba. V roce 2007 byla HMS na majetku při střetu motorového vozidla se zvěří 253 461 800 Kč a byly usmrceny 3 osoby. V roce 2008 byla HMS na majetku 223 802 900 Kč a usmrceny byly 2 osoby. V roce 2009 byla HMS na majetku „pouze“ 111 985 900 Kč a nebyla usmrcena žádná osoba. I tato statistika (zdroj Policie ČR) potvrzuje výrazný pokles počtu nehod v roce 2009, což se následně logicky promítlo ve výrazném poklesu HMS na majetku poškozených vozidel.

3.2. Monitoring mortality, migrace zvěře a změn krajinného managementu v modelových lokalitách na D1 a plánovaném okruhu 511 D1 – Běchovice

3.2.1. Metodika

Pomocí GPS a aplikace GIS byla mapována jak migrační propustnost krajiny, tak změny krajinných struktur v území ovlivněném liniovou stavbou dálničního charakteru. Kvantifikace vývoje makrostruktury krajiny postihnuté výstavbou a následným provozem liniové stavby dálničního typu a k ní náležícím liniovým i polygonovým stavbám doprovodného charakteru byla na vybraných inventarizačních plochách sledována pomocí DPZ. Pomocí leteckých snímků byly sledovány změny krajinných struktur a odlišný přístup k jejich managementu v okolí dálnice.

Z těchto snímků byla sestavena časová řada vývoje charakteru krajiny. Sledovaly se úseky dálnice D1 (11 – 29 km a 75 – 87 km). V úseku D1 11 – 29 km se časová řada skládala z let 1974, 1988 a 2007. Tento úsek byl zvolen především z důvodu strategické lokalizace vůči Praze a s tím spojeným silným antropogenním tlakem na ovlivňování krajinných struktur v těsném okolí liniové stavby, a to zejména díky doprovodným výstavbám liniového či polygonového charakteru, jež zastávají servisní funkce. V úseku D1 75 – 87 km se časová řada složila z let 1975, 1983 a 2007. Při porovnání biotopů mezi oběma úseky se vzájemně porovnávaly roky 1974 (11 – 29 km) a 1975 (75 – 87 km), 1988 – 1983 a z roku 2007 byly k dispozici snímky z obou úseků.

Jednotlivým snímkům byl přiřazen koordinační systém. Na takto upravené vrstvě se editovala linie, která kopírovala střed dálnice, respektive její osu v délce zkoumaného úseku. Vytvořil se buffer - 200 m na každou stranu od osy dálnice, který určil rozsah polygonu zájmového území. V takto vyznačeném polygonu byly vektorizovány jednotlivé typy

zastoupených biotopů. U nich se následně vyhodnocovala jejich rozloha a proměna v čase. Studovala se tedy postupná fragmentace krajiny a změny v jejím managementu.

Všechna data byla testována na normalitu. Vzhledem k tomu, že nespádají pod normální rozdělení, byly použity neparametrické testy. Změny velikostí polygonů se vyhodnocovaly pomocí míry variability změn rozlohy a shlukové analýzy. Vzájemné zastoupení biotopů mezi jednotlivými roky bez rozdílu rozlohy bylo testováno pomocí Kruskal-Wallisovy ANOVY. Pro zjištění rozdílu mezi zastoupením jednotlivých typů biotopů mezi 11 – 29 km a 75 – 87 km (v každém ze sledovaných dekád), byl použit neparametrický Mann-Whitney U test.

Pomocí T – testu se srovnávaly celkové výměry zastoupených kategorií land use v jednotlivých letech a zároveň byl testován rozdíl mezi rozlohami jednotlivých typů polygonů pro jednotlivé roky mezi 11 – 29 km a 75 – 87 km.

Intenzita provozu se stanovila podle příručky schválené Ministerstvem dopravy – Stanovení intenzit dopravy na pozemních komunikacích 2008. Tato metodika však není modifikována na sledování intenzity dopravy v nočních hodinách. Proto měření probíhalo přímým počítáním vozidel po celých 24 hodin. Veškerá motorová vozidla byla zahrnuta do jedné kategorie.

Ke zjištění závislosti intenzity provozu na mortalitě živočichů byla použita Kruskal-Wallisova ANOVA. Intenzita provozu se rozdělila do těchto kategorií:

A) 0 – 1000 (vozidel/0,5 hodiny), B) 1001 – 2000 (v/0,5h) C) < 2001 (v/0,5h). Při nehodách šetřených Policií ČR je zaznamenáván přesný čas nehody se zvěří. Z této databáze byla data o mortalitě pro toto statistické zpracování využita. Kruskal-Wallisovou ANOVOU se tedy porovnávaly intenzity provozu a úhyny zvěře, které se v nich staly, během každé půlhodiny dne.

Přímý vliv provozu na migraci zvěře se vyhodnocoval z časových mezer mezi projíždějícími vozidly. Počítaly se mezery mezi vozidly v těchto intervalech (pomocí koeficientů se vyhodnocoval vliv intenzity provozu na migraci a mortalitu zvěře):

a) mezery nad 10 vteřin (koeficient 1); b) mezery nad 15 vteřin (koeficient 1,5); c) mezery nad 20 vteřin (koeficient 2); d) mezery nad 25 vteřin (koeficient 2,5)

Sečetl se tedy počet mezer v jednotlivých hodinách - podle intervalů - a každý typ (a,b,c,d) se vynásobil příslušným koeficientem. Podle této sumy se vyhodnocovala celková možnost zvěře dálnici překonat. Interval byl 0 – 1, kdy 0 je 0 % a 1 je 100 % možnost zvěře překonat dálnici. Tyto parametry se vyhodnocovaly z následující tabulky:

Tab. 17: Pravděpodobnost zvěře překonat dálnici vlivem intenzity provozu

Interval	Výsledná hodnota mezer	Propustnost
0	0 - 5	> 5 %
0,1	5 - 10	> 10 %
0,2	10 - 20	> 20 %
0,3	20 - 30	> 30 %
0,4	30 - 40	> 40 %
0,5	40 - 50	> 50 %
0,6	50 - 60	> 60 %
0,7	60 - 70	> 70 %
0,8	70 - 80	> 80 %
0,9	80 - 90	> 90 %
1	90 - 100	> 100 %

Výsledná hodnota mezer je součet typů a,b,c,d přepočítán jednotlivými koeficienty.

Mortalita živočichů se zjišťovala kombinací několika metod. Vzhledem ke spolupráci s ŘSD byla data převzata z jejich evidence, dále byly zaznamenávány kadávery živočichů při inventarizačních pochůzkách a v neposlední řadě byla také využita data od Policie ČR. Právě při nehodách šetřených Policií ČR je zaznamenáván datum, přesný čas, viditelnost a příčina nehody. Mortalita živočichů se vyhodnocovala pomocí statistického testu Chi-Kvadrat.

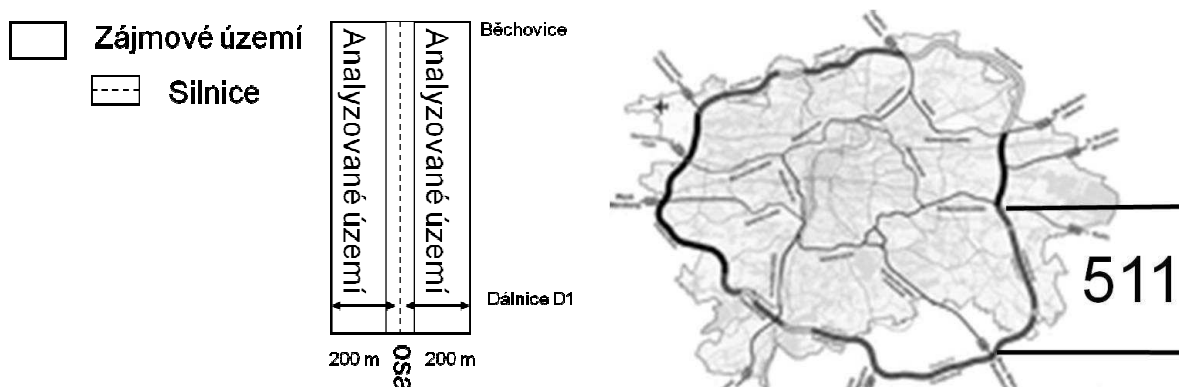
Pomocí fotografických pastí byly monitorováni živočichové, kteří využívají průchodů přes pozemní komunikace a sledovány migrační koridory zvěře na zkusných úsecích komunikace. Ve zvolených úsecích dálnice D1 se sledovalo, jak zvěř prochází pod čtyřmi velkými mosty přes údolí. Byly to mosty u obcí Mirošovice ($i = 68$), Senohraby ($i = 191$), Švihov - Želivka ($i = 250$) a Koberovice ($i = 154$). Možnost zvěře úspěšně překonat dálniční most se vyjadřovala indexem „ i “ $i = \frac{\text{š} \times \text{v}}{\text{d}}$, kde „š“ je šířka mostu, „v“ je výška mostu a „d“ je délka mostu (Anděl et al. 2005). Záznamy z fotopastí byly rozděleny do 4 časových období (0:00-6:00,6:00-12:00,12:00-18:00,18:00-24:00). Počty průchodů během těchto období byly vyhodnoceny pomocí neparametrického testu Chi-Kvadrát. Tímto testem se také vyhodnocovalo, jakým způsobem zvěř dálnici podchází. Toto chování bylo rozděleno do 4 skupin: A - klidný průchod se zalehnutím, postáváním nebo pastvou, B - klidná chůze, C - klus, D – skokem.

Pomocí stopování na obnově a na pískových ložích (uhrabaný písek pod dálničními mosty) byl určen počet jedinců, kteří překonali (nepřekonali) dopravní liniovou stavbu přímo nebo průchody. Hlukoměrem se zaznamenával hluk pod jednotlivými mosty v různých časových obdobích.

Pomocí GPS byly v terénu zaměřovány bariéry, které při překonávání komunikace vytváří pro zvěř překážky. Tato data byla přenesena pomocí aplikace GIS do současné

digitální ortofotomapy. Byl proveden podrobný popis všech jednotlivých antropogenních bariér v modelových úsecích, jejich klasifikace podle typu a parametrizace na základě jejich prostorových a technických vlastností.

Na základě detailních znalostí charakteru analyzovaného úseku Silničního okruhu kolem Prahy, stavby 511 dálnice D1 – Běchovice (viz obr. č. 12) byl stanoven předpokládaný rozsah území pod přímým vlivem realizace plánovaného záměru. Zájmové území lze chápat jako polygon kopírující osu dálnice v šíři 200 m na obě strany (viz obr. č. 11).



Obr. 11 a 12: Rozsah analyzovaného (zájmového) území a umístění Stavby 511 v rámci Silničního okruhu kolem Prahy R1

Cílem výzkumu bylo vyhodnotit charakter a kvantitu změn krajinné struktury v důsledku realizace stavby 511 za pomoci:

- koeficientu ekologické stability (podle Míchala),
- koeficientu ekologické stability (podle Miklóse),
- stupně ekologické stability.

Jako podklady byly použity letecké snímky z roku 2007, na kterých byla vektorizována vrstva reprezentující plánovaný záměr (stavbu 511). Na základě toho se vyhodnocovala proměna koeficientů ekologické stability a stupně ekologické stability ve variantě s realizací a variantě s nerealizací záměru.

Koeficient ekologické stability

Míchal (1994) definuje ekologickou stabilitu jako schopnost přírodního systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu (disturbancí) a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách vnějšího narušování. Za ukazatele ekologické stability krajiny lze považovat koeficient ekologické stability (K_{es}), který slouží jako ukazatel stability,

respektive lability daného krajinného celku. Koeficient ekologické stability lze vypočítat různými metodami v závislosti požadovaného účelu použití a očekávané přesnosti (Lipský 2000). K_{es} je nejčastěji vypočítáván pomocí následujících třech metod (Lipský 2000).

1. Koeficient je konstruován jako poměr ploch relativně ekologicky stabilních k plochám relativně ekologicky nestabilním. Za plochy relativně stabilní se považují lesy, vodní plochy, trvalé travní porosty a sady, do kategorie ploch nestabilních patří pole a urbanizované, zastavěné plochy. Tato metoda vyhodnocení poskytuje pohotovou představu o stabilitě, resp. labilitě velkých územních celků (Lipský 2000).

$$K_{es} = \frac{S}{L}$$

kde: S..... výměra ploch relativně stabilních;
L..... výměra ploch relativně nestabilních.

2. koeficient ekologické stability podle Miklóse je zaměřen na diferenciaci ekologické významnosti jednotlivých ploch zavedením číselných koeficientů (Lipský 2000).

$$K_{es} = \frac{\sum P_a \cdot K_{PN}}{P}$$

kde: P_a výměra jednotlivých kultur;
 P výměra katastrálního území;
 K_{PN} koeficient ekologické významnosti kultur;
pole 0,14; louky 0,62; pastviny 0,68; zahrady 0,50; ovocné sady 0,30; lesy a voda 1,0;
ostatní 0,1 (Miklós 1986 in Lipský 2000).

Výsledné hodnoty koeficientu jsou obecně klasifikovány takto:

- $K_{es} < 0,10$ území s maximálním narušením přírodních struktur, základní ekologické funkce musí být intenzívně a trvale nahrazovány technickými zásahy;
- $0,10 < K_{es} < 0,30$ území nadprůměrně využívané, se zřetelným narušením přírodních struktur, základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy;

- $0,30 < K_{es} < 1,00$ území intenzívně využívané, zejména zemědělskou velkovýrobou, oslabení autoregulačních pochodů v agrosystémech způsobuje jejich značnou ekologickou labilitu a vyžaduje vysoké vklady dodatkové energie;
- $1,00 < K_{es} < 3,00$ v celku vyvážená krajina, v níž jsou technické objekty relativně v souladu s dochovanými přírodními strukturami, důsledkem je i nižší potřeba energomateriálových vkladů.

Stupeň ekologické stability

Stupněm ekologické stability vyznačujeme významnost ekologického prvku pro dané území. Na rozdíl od K_{ES} je při výpočtu SES zahrnut a zohledněn stav jednotlivých krajinnotvorných prvků, které se ve zkoumaném území vyskytují.

Škála stupně významnosti prvku pro dané území a následně pro jeho ekologickou stabilitu se pohybuje po stupnici 0-5:

- | | |
|---|---------------------|
| 0 | bez významu; |
| 1 | velmi malý význam; |
| 2 | malý význam; |
| 3 | střední význam; |
| 4 | velký význam; |
| 5 | velmi velký význam. |

$$SES = \frac{\sum SES_i \cdot F_i}{\sum F}$$

Celkový SES se vypočte jako vážený průměr ploch jednotlivých složek.

kde: F_i plocha prvku;
 SES_iStupeň významnosti prvku;
 F celková plocha území.

Kategorie land use:

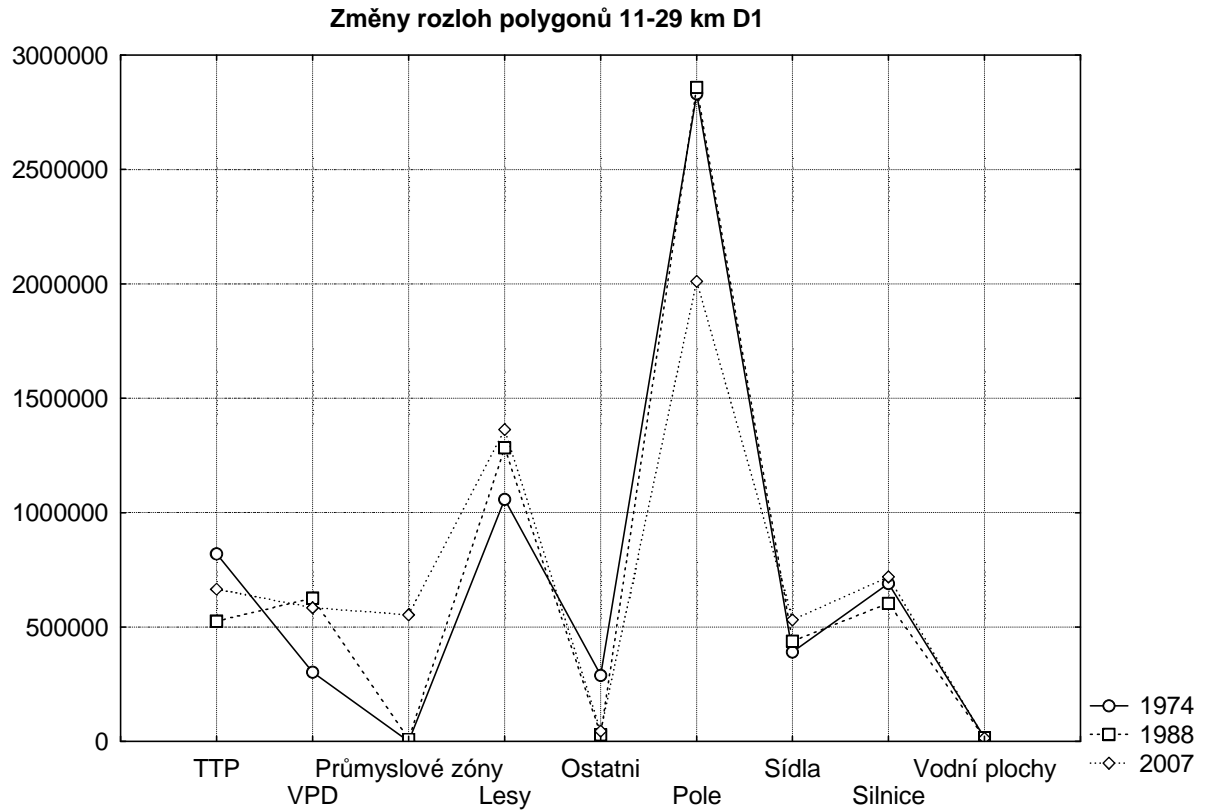
ESP	ekostabilizační prvek v krajině (nezpevněná polní cestní síť doprovázená solitérní, liniovou nebo rozptýlenou zelení)
Komerční zóny	představují logistická centra, obchodní centra, business centra, výrobní centra, autobazary atd.

Les	pozemky určené k plnění funkce lesa
Ostatní	zbylé, neidentifikovatelné plochy
Pole	intenzivně zemědělsky využívané území
Sídla	aglomerace
Silnice	komunikace se zpevněným asfaltovým povrchem
TTP	trvalé travní porosty
Zahrady	zahrady
Železnice	železniční koridory

Zároveň byly v prostředí GIS vytipovány lokality, které mohou být v budoucnosti ohroženy výstavbou logistických center, tudíž dojde k zástavbě obytných ploch živočichů a zároveň zde bude přerušena jejich migrace.

3.2.2. Výsledky a diskuse

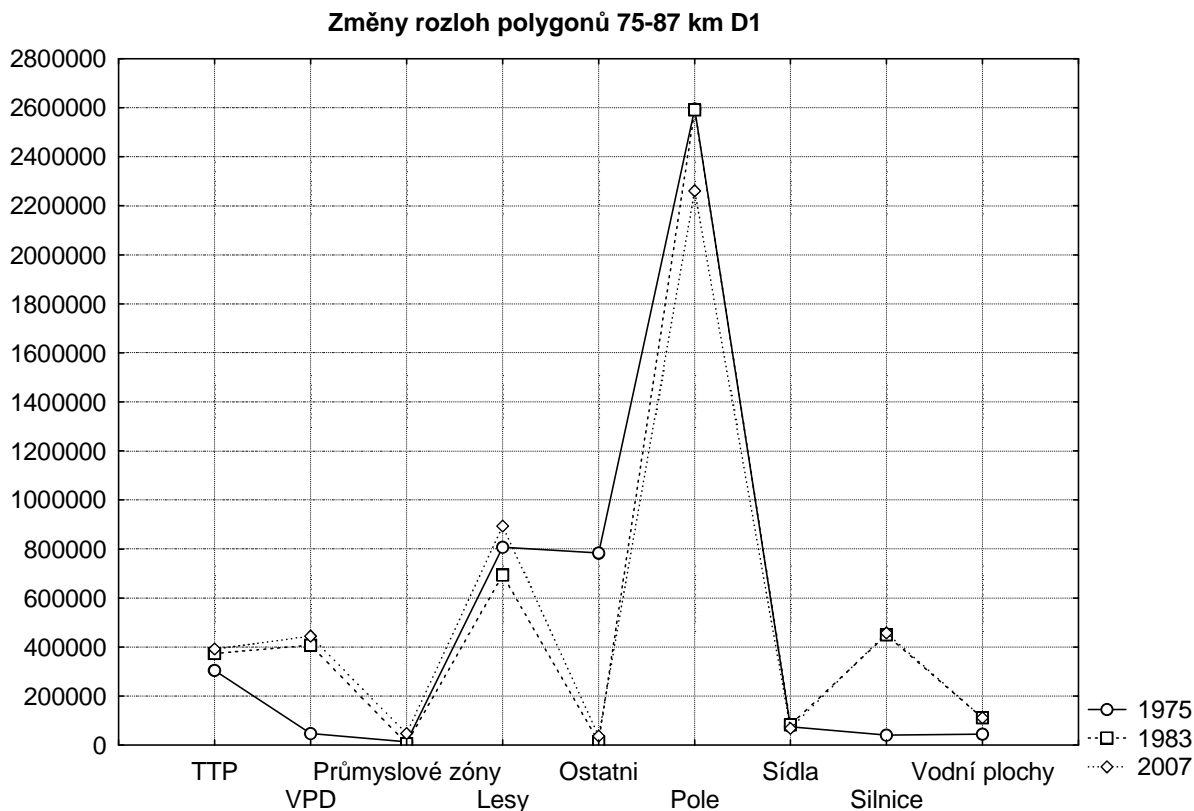
Z analýzy časových řad leteckých snímků v úseku dálnice D1 11 - 29 km je patrné, jak v každém sledovaném období zaujímal kategoriemi land use „pole“ vždy největší rozlohu v zájmovém území (200 m na obě strany od osy dálnice). V roce 1974 zaujímal pole 44,24 % plochy zájmového území, komerční centra se zde v tomto časovém období nevyskytovala. V roce 1988 zaujímal komerční centra 0,16 % rozlohy a zastoupení polí kleslo na 44,72 %. Zároveň se postupně zvětšovala rozloha lesních porostů. V roce 1974 zaujímal kategoriemi les 16,53 % a v roce 1988 vzrostla na více než 20 %. V roce 2007 zaujímal kategoriemi pole již pouze 31 % zájmového území, avšak je zde stále dominantní. Dále se v roce 2007 výrazně zvýšila plocha komerčních center, která zaujímá již 8,53 % rozlohy. Zastoupení lesních pozemků se v roce 2007 zvýšilo na 21 %. Ve sledovaném období na úseku dálnice D1 11 – 29 km je také jasně identifikovatelný trend urbanizace v podobě suburbanního rozvoje aglomerací „sídla“ v roce 1974 6,10 %; v roce 1988 6,86 %; v roce 2007 8,19 % rozlohy.



Pozn. TTP - Trvale travnaté porosty, VPD – Vegetace podél dálnice

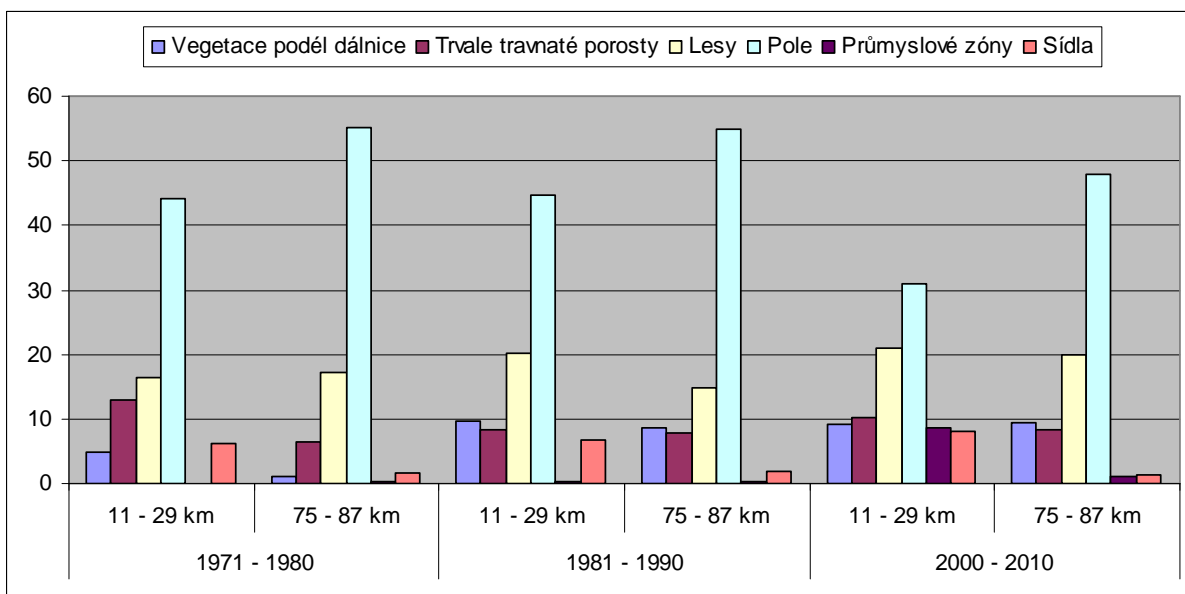
Obr. 13: Změny rozlohy kategorií land use ve sledovaných letech – úsek 11 – 29 km

V úseku dálnice D1 75 – 89 km nedošlo zdaleka k tak dramatickým změnám v zastoupení jednotlivých kategorií land use jako v úseku 11 – 29 km. V roce 1975 zaujímala největší plochu zájmového území kategorie „pole“ 55,07 %. Komerční centra se vyskytovala pouze na 0,28 % území. Les tvořil 17,13 % zájmového území. Mezi lety 1975 – 1983 se jednotlivá výměra kategorií land use příliš nezměnila. Největší rozlohu zaujímalo stále pole 54,78 %. V roce 2007 se snížila plocha polí na 47,98 % z celkové rozlohy. Komerční centra se vyskytovala na 1 % analyzované plochy. Kategorie „les“ byla zastoupena 18,95 % rozlohy zájmového území.



Pozn. TTP - Trvale travnaté porosty, VPD – Vegetace podél dálnice

Obr. 14: Změny rozlohy kategorií land use ve sledovaných letech – úsek 75 – 87 km



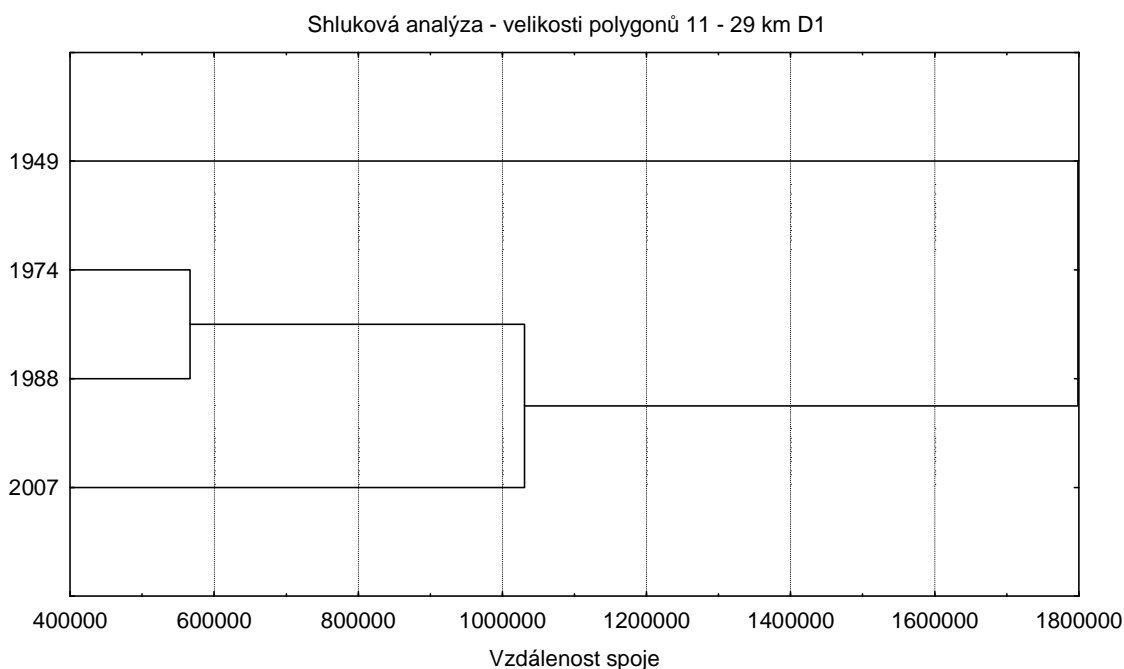
Obr. 15: Vzájemné porovnání změn rozloh kategorií land use ve sledovaných úsecích

Vzájemné testování zastoupení biotopů mezi jednotlivými roky bez rozdílu rozlohy neprokázalo pomocí Kruskal-Wallisovy ANOVY signifikantní změnu v zastoupení jednotlivých biotopů ($H=3,790365$, $p=0,1503$). Stejný výsledek lze konstatovat také v úseku 75 – 87 km ($H=3,070869$ $p=0,2154$).

Při porovnání rozdílů v zastoupení jednotlivých typů biotopů mezi 11 – 29 km a 75 – 87 km byl zaznamenán neparаметrickým Mann-Whitney U testem významný statistický rozdíl pouze mezi lety 1988 (11 – 29 km) a 1983 (75 – 87 km), a to $p=0,3649$.

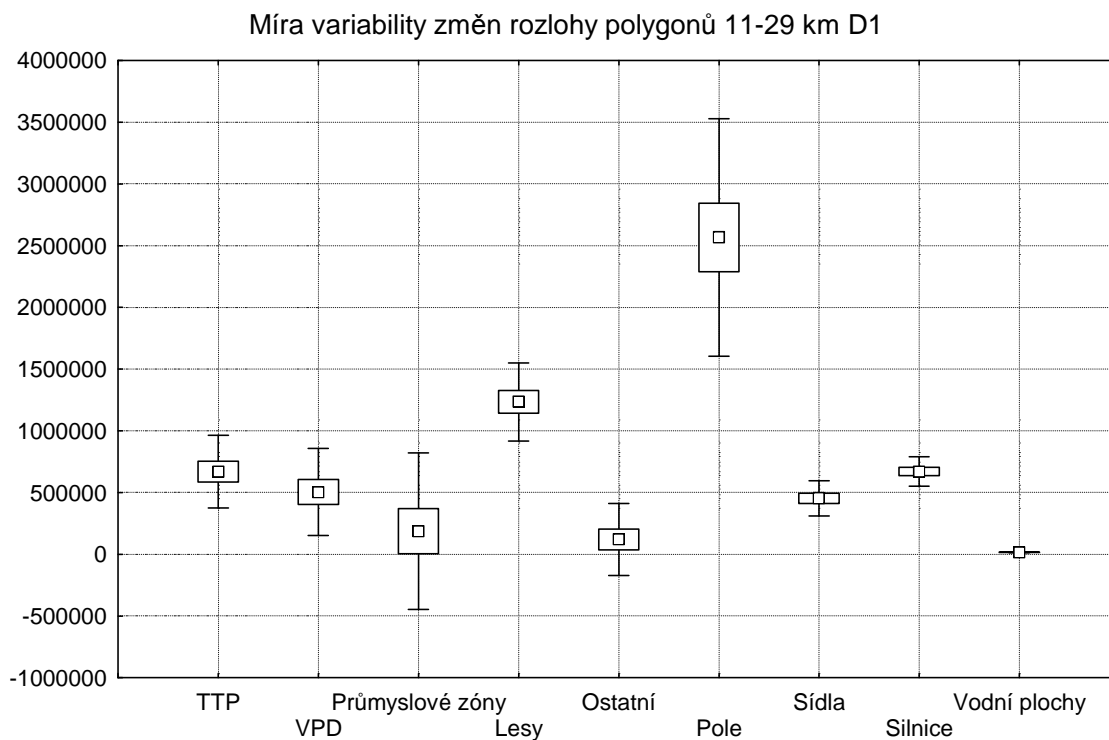
Dále se mezi lokalitami srovnávaly celkové výměry zastoupených kategorií land use v jednotlivých letech, přičemž byl použit parametrický T-test. Bylo zjištěno, že mezi lety 1974 u úseku (11 – 29 km) a 1975 u úseku (75 – 87 km) byl zaznamenán rozdíl $p=0,0754$, mezi lety 1988 (11 – 29 km) a 1983 (75 – 87 km) významný statistický rozdíl $p=0,0064$ a v roce 2007 mezi úseky také významný statistický rozdíl $p=0,0159$. Z tohoto testu je patrná postupná diferenciacce biotopů, a to především v úseku 11 – 29 km, což je způsobeno postupnou výstavbou logistických center v okolí dálničního tělesa.

Pomocí T-testu se také testoval rozdíl ve velikostech jednotlivých typů biotopů mezi úseky pro jednotlivé roky. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn pouze u kategorie „pole“, a to při vzájemném porovnání dat z osmdesátých let ($p=0,0136$) a z roku 2007 ($p=0,0040$).



Obr. 16: Shluková analýza – velikosti polygonů 11-29 km D1

Do shlukové analýzy na úseku 11 – 29 km D1 byla také zařazena data roku 1949. Ty se od ostatních let výrazně lišily, což také obrázek vystihuje. Polygony kategorie „pole“ v tomto roce zaujímaly 69,43 % zájmového území.



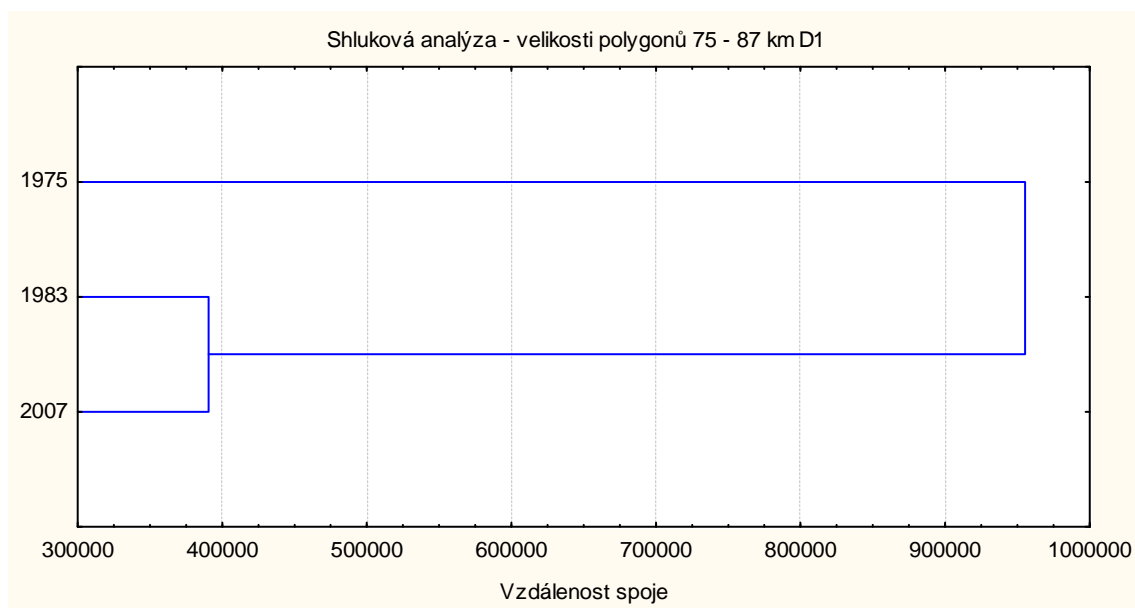
Pozn. TTP - Trvale travnaté porosty, VPD – Vegetace podél dálnice

Mean Mean±SE Mean±SD

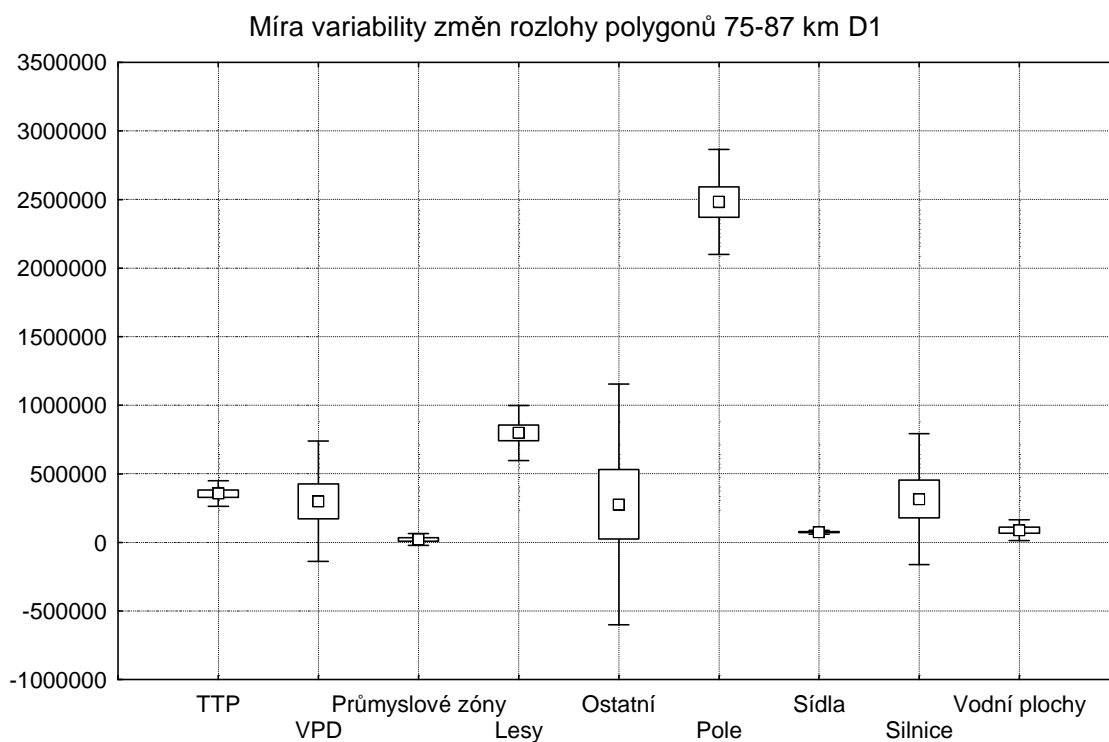
Obr. 17: Míra variability změn rozlohy pro jednotlivé kategorie v modelové oblasti 11-29 km D1

Obrázek č. 17 ukazuje míru variability změn rozlohy jednotlivých kategorií. Největší změna rozlohy byla zaznamenána u pole. Ostatní druhy polygonů se jeví jako relativně stabilní.

Vícerozměrná regrese neprokázala, že snížení vlivu rozlohy polí má významný vliv na změnu jiného typu polygonu.



Obr. 18: Shluková analýza – velikosti polygonů 75-87 km D1

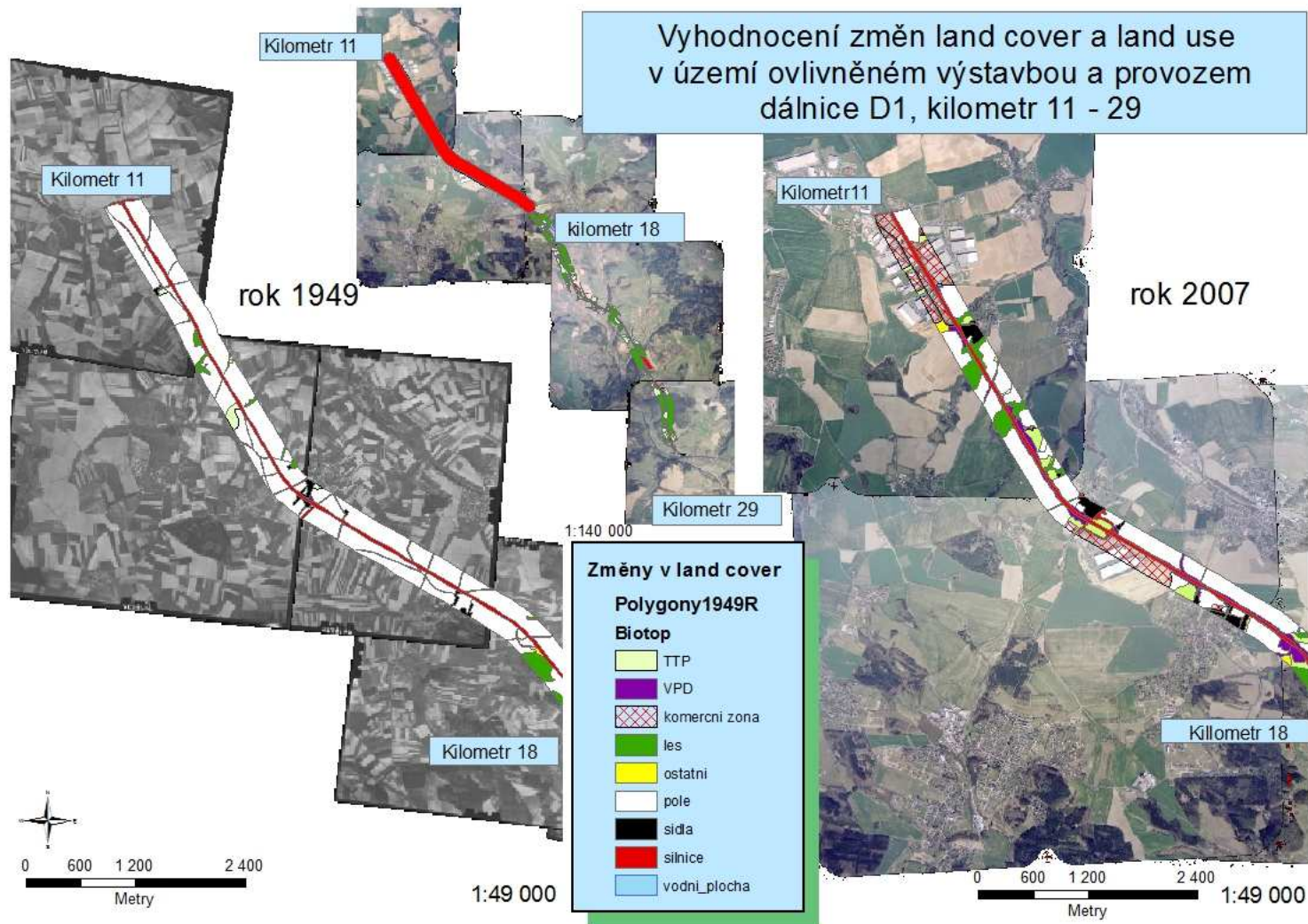


Pozn. TTP - Trvale travnaté porosty, VPD – Vegetace podél dálnice

Mean Mean±SE Mean±SD

Obr. 19: Míra variability změn rozlohy pro jednotlivé kategorie v modelové oblasti 75 – 87 km D1

Ani v úseku 75 - 87 km D1 vícerozměrná regrese neprokázala významné snížení vlivu rozlohy polí na změnu jiného typu polygonu. Nejvíce nestabilní byla rozloha polygonu kategorie „ostatní“, což bylo ale způsobeno tím, že do ní bylo v roce 1975 zahrnuto území, na kterém probíhala výstavba dálnice, včetně samotného dálničního tělesa.

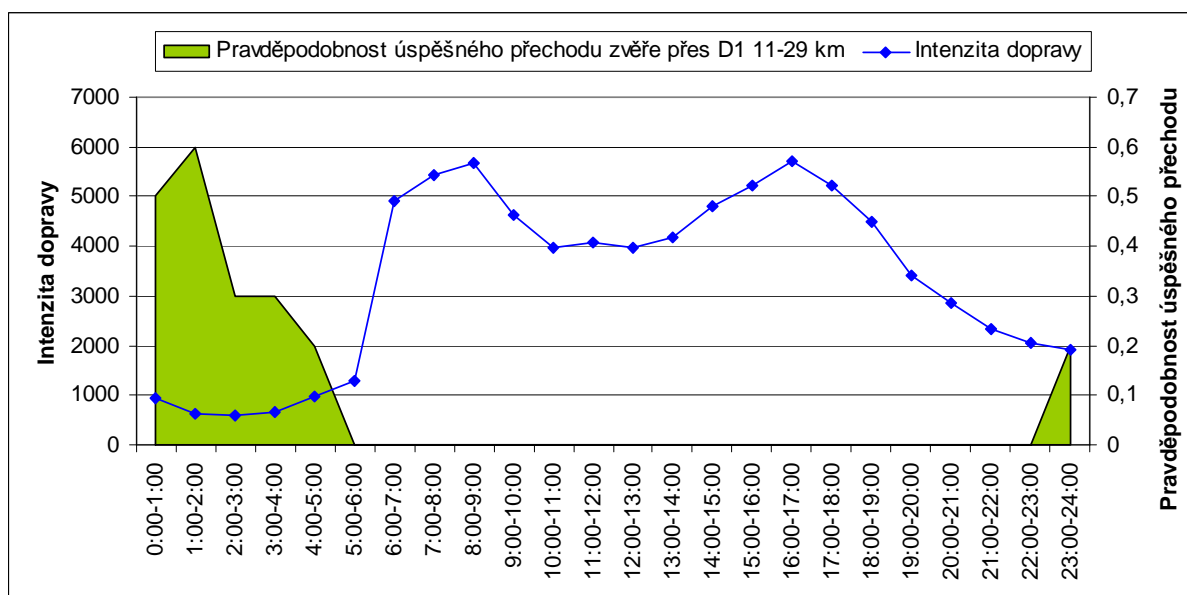


Obr. 20: Grafický výstup z aplikace GIS – porovnání 11 - 18 km D1 (1949 a 2007)

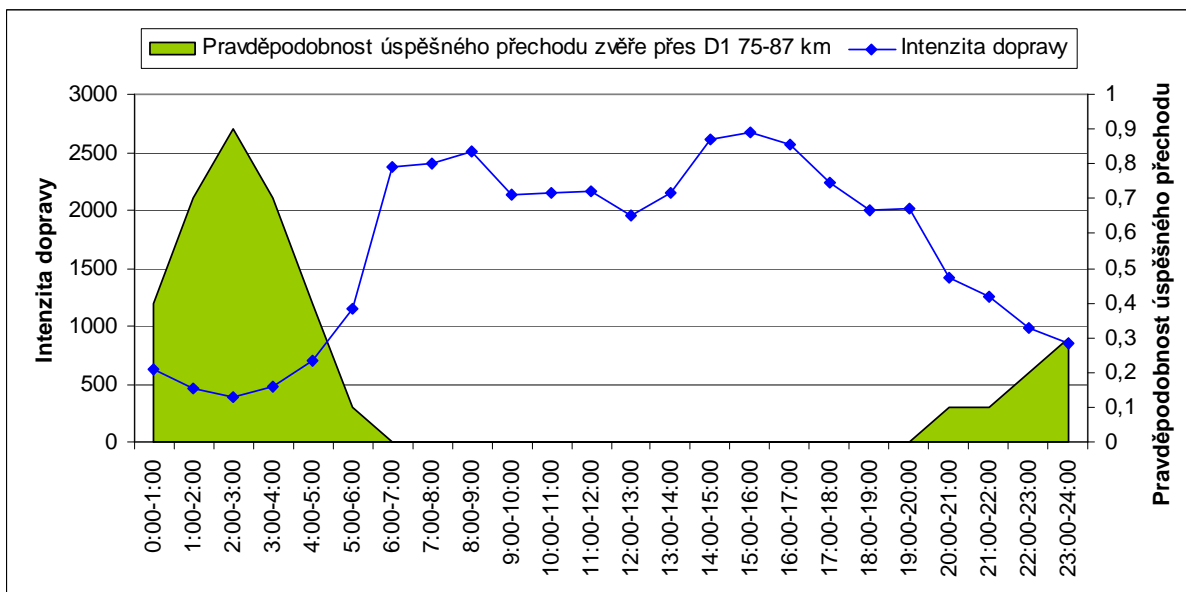
Negativní dopady antropogenních aktivit na krajinu a míra fragmentace krajiny byly sledovány i ve studii Lebeua (2002), v které je konstatováno, že mezi léty 1978 – 1989 zmizel ve Švýcarsku ve prospěch urbánních struktur denně přírodní prostor o rozloze deseti fotbalových hřišť (cca 74 304 m²), což činí průměrný zábor 0,86 m² každou vteřinu. Dlouhodobý negativní trend ve vývoji krajinných struktur z pohledu záborů přírodních stanovišť může značně ovlivnit i celkovou stabilitu krajiny.

Budování infrastruktury má za následek přímé ničení a odstranění existujících ekosystémů a rekonfigurace místního charakteru krajiny. Účinky silniční dopavy jsou měřeny jak na biotických, tak i abiotických součástech přírody, ale i na vodních ekosystémech (Coffin 2009). Například ve Spojených státech, kde plocha vlastních silnic a železnic představuje asi 1 % celého území, se odhaduje, že 15 – 20 % země je přímo ovlivněno přítomností silnic nebo automobilů (Jackson 2000). Podobná je plocha liniových staveb i v evropských státech.

Také ve Švýcarsku byl sledován počet nehod v závislosti na okolních biotopech. Celkově se 52 % nehod stalo v otevřené krajině (po obou stranách silnice louka, pastvina, pole), 16 % mezi otevřeným biotopem a lesem, 22 % mezi lesními biotopy a zbytek v různých biotopech (hodnoty jsou průměrnými hodnotami pro celé Švýcarsko). Nehody se zřídka kdy staly dál než 400 m od lesa.

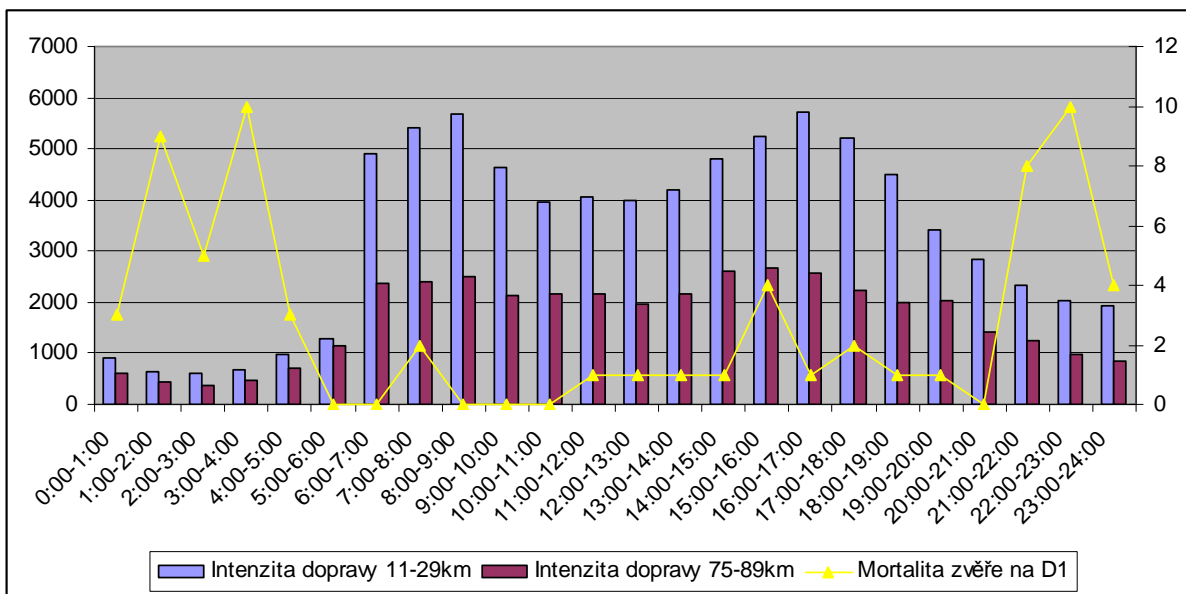


Obr. 21: Pravděpodobnost úspěšného průchodu zvěře a intenzita provozu v úseku 11-29 km D1



Obr. 22: Praviděpodobnost úspěšného průchodu zvěře a intenzita provozu v úseku 75-89 km D1

Největší praviděpodobnost úspěšného průchodu zvěře přes dálnici se zjišťovala pomocí časových mezer, které vznikaly mezi projíždějícími vozidly (viz. metodika str. 97 – 98). Časté dlouhé intervaly mezi vozidly byly zaznamenány pouze v nočních hodinách. Podle těchto časových mezer bylo vypočítáno, že zvěř s největší praviděpodobností úspěšně překoná dálnici mezi 0:00 až 4:00 hodinou ranní.



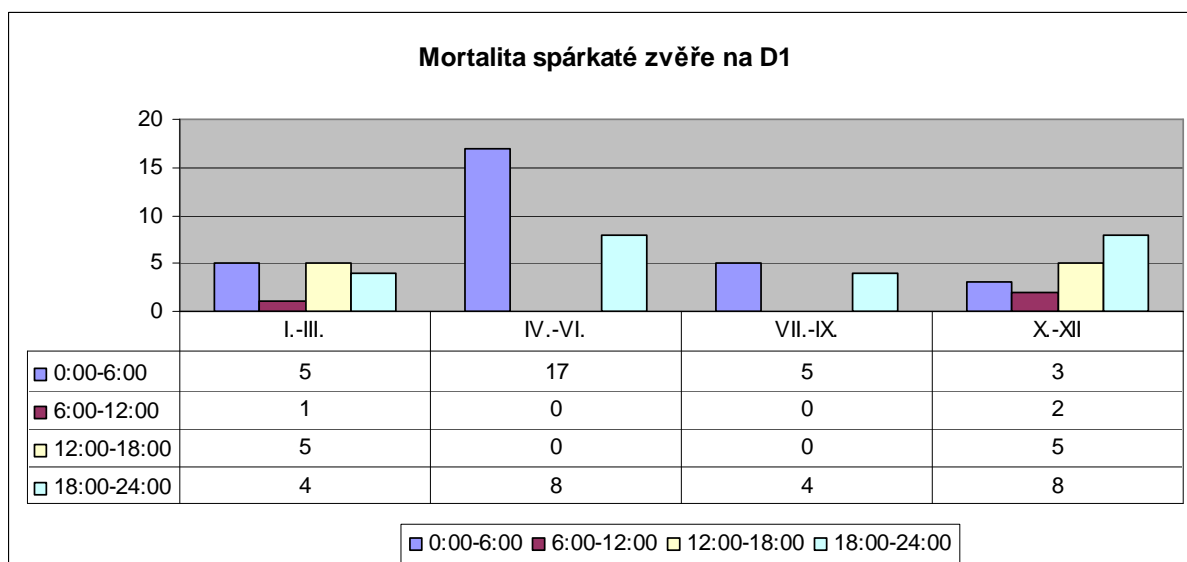
Obr. 23: Mortalita zvěře a intenzita provozu v modelových úsecích na D1

Obr. 23 vzájemně porovnává intenzity provozu v úsecích 11 - 29 km, 75 - 89 km D1 a mortalitu zvěře na D1. Zvěř je srážena převážně v nočních hodinách, i když je v těchto časových intervalech největší praviděpodobnost, že dálnici úspěšně překoná. Srážky, které

byly zaznamenány v denních hodinách, se staly převážně v zimním období, kdy se den výrazně zkracuje.

Podle Kruskal-Wallisovy ANOVY - $H [(2, N= 48) =8,0606 \text{ p}=0,0178]$ vyšlo statisticky signifikantní, že při jednotlivých intenzitách provozu [A) 0 – 1000 (vozidel/0,5 hodiny), B) 1001 – 2000 (v/0,5h) C) < 2001 (v/0,5h)] nedochází v úseku 11 - 29 km D1 stejně pravidelně ke srážkám se zvěří. Ke stejnému závěru bylo dosaženo i pomocí neparametrického testu Chi-Kvadrat. = 12,16403 sv=2 p=0,0023. Statisticky signifikantní rozdíl byl podle Kruskal-Wallisova testu prokázán mezi intenzitami typu A a C (p = 0,0207).

Stejně výsledky byly zjištěny také v úseku 75 - 89 km D1 - Kruskal-Wallisova ANOVA - $H [(1, N= 48) =8,739155 \text{ p} =0,0031]$ a Chi-Kvadrat. = 11,73333 sv = 1 p=0,0006. V tomto úseku se vzájemně porovnávaly pouze intenzity provozu A a B, protože více než 2001 projetých vozidel za 0,5h zde nebylo spočítáno.



Obr. 24: Mortalita spárkaté zvěře na dálnici D1 v roce 2009

Obr. č. 24 zobrazuje mortalitu spárkaté zvěře na dálnici D1, která byla vyšetřována Policií ČR. Díky této evidenci bylo možné stanovit v jaké době a za jakých podmínek k nehodě se zvěří došlo. V letních měsících docházelo k nehodám se zvěří pouze v nočních hodinách. V zimním období k nim docházelo také i přes den. Do jisté míry je to ovšem zapříčiněno dřívějším soumrakem a pozdějším svítáním.

Tab. 18: Statistické zhodnocení mortality v jednotlivých měsících

Porovnání časů v jednotlivých měsících	Statistické výsledky
0:00-6:00	Chi-Kvadr. = 16,40000 sv = 3 p = 0,000939
6:00-12:00	Chi-Kvadr. = 3,666667 sv = 3 p = 0,299782
12:00-18:00	Chi-Kvadr. = 10,00000 sv = 3 p = 0,018567
18:00-24:00	Chi-Kvadr. = 2,666667 sv = 3 p = 0,445923

Ze statistického neparametrického testu Chi-Kvadrat vyplývá, že v časovém období 0:00 - 6:00 a 12:00 - 18:00 nedocházelo v jednotlivých měsících k nehodám se zvěří na D1 stejně pravidelně. To je podle tohoto testu statisticky signifikantní na hladině významnosti 0,05.

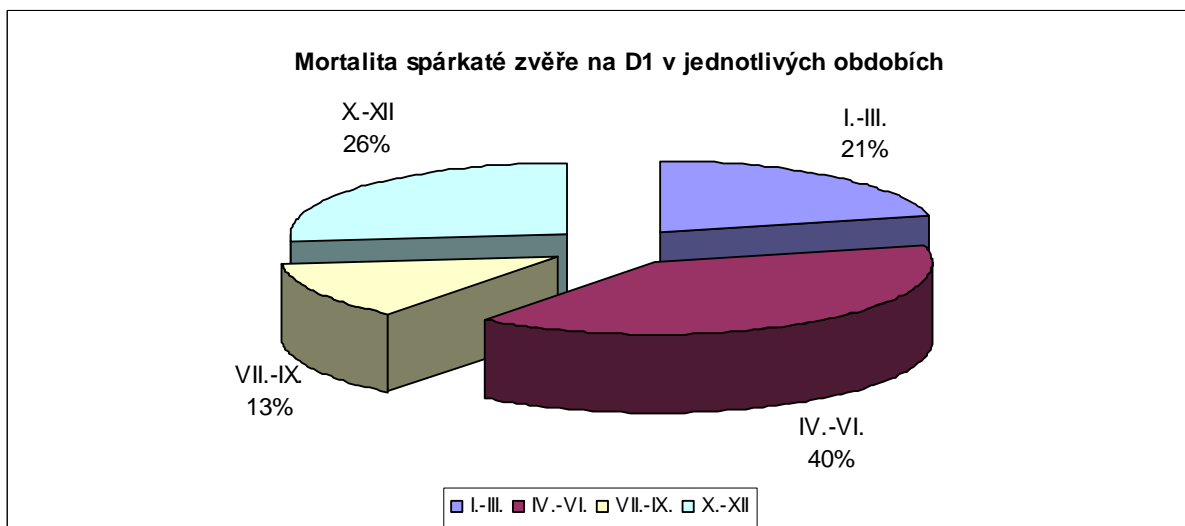
Je všeobecně známo, že riziko srážek narůstá v určitých denních a ročních obdobích. Například v oblasti Duren v Německu bylo zjištěno, že ze 103 přejetých zajíců bylo 6 přejeto mezi 8 - 12 hodinou, 7 ks mezi 12 - 16 hodinou, 19 ks mezi 16 - 20 hodinou, 30 ks mezi 20 - 24 hodinou, 21 ks mezi 0 - 4 hodinou a 20 ks mezi 4 - 8 hodinou. Obdobně bylo zjištěno, že od dubna do srpna je přejeto více zajíců než od září do března. Nejvyšší ztráty jsou přitom v jarním období. Dále je například známo, že při stmívání je přejeto více zajíců, než při rozednívání. Podle typu silnice v Německu bylo zjištěno, že jeden zajíc hyne na 4,1 km spolkové silnice, 3,2 km zemské silnice a 5,6 ks okresní silnice.

Newhouse (2003) vyhodnocoval pomocí kamer migraci podél 2 km dlouhého úseku podél silnice v Kanadě, kde bylo zaznamenáno 1 131 pozorování velkých kopytníků. Největší intenzita přechodů byla pozorována v noci (0:00 - 7:00), poté ve večerních hodinách (19:00 - 0:00) a nejnižší v denních hodinách (7:00 - 19:00). Počet průchodů byl 2x větší v noci (0:00 - 7:00) než večer (19:00 - 0:00) a více než 15x vyšší v noci (0:00 - 7:00) než přes den (7:00 - 19:00). Přesto bylo zaznamenáno více rizikových událostí přes den (více nezdařených přechodů přes komunikaci). To bylo z důvodu vyšší intenzity provozu. Z celkového hlediska bylo podle Newhouseho (2003) vyšší riziko srážky zvěře s automobilem přes den.

Tab. 19: Statistické zhodnocení mortality v jednotlivých měsících

Porovnání měsíců v jednotlivých časech	Statistické výsledky
I.-III.	Chi-Kvadr. = 2,866667 sv = 3 p = ,412644
IV.-VI.	Chi-Kvadr. = 31,48000 sv = 3 p = ,000001
VII.-IX.	Chi-Kvadr. = 9,222222 sv = 3 p = ,026479
X.-XII	Chi-Kvadr. = 4,666667 sv = 3 p = ,197899

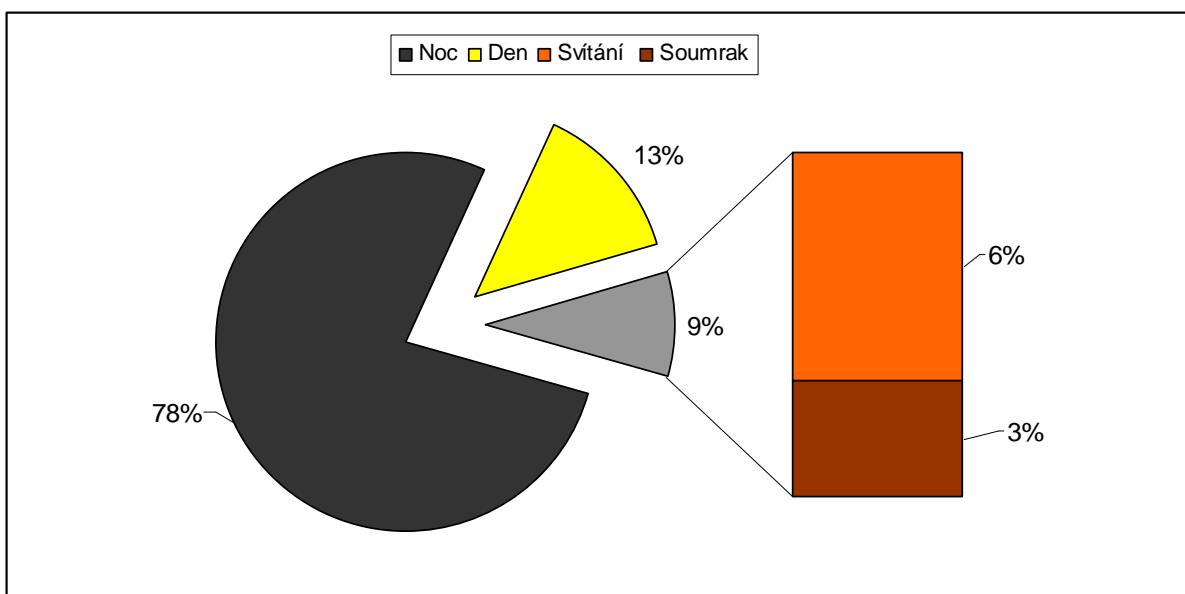
Ze stejného neparametrického testu vyplývá, že pouze v měsících IV. – VI. nedochází v jednotlivých hodinách k nehodám se zvěří na D1 stejně pravidelně. Podle výsledků k nim dochází nejčastěji v nočních hodinách. Přes den nebyla podle statistik v těchto měsících zaznamenána žádná nehoda se zvěří na D1.



Obr. 25: Mortalita spárkaté zvěře na D1 v roce 2009 v jednotlivých obdobích

Do výše uvedeného grafu byly započítány (mimo dat získaných od Policie ČR) i sražené kusy, které byly nalezeny při pochůzkách podél dálnice a které nám byly nahlášený od mysliveckých sdružení, které hospodaří podél dálnice D1 ve sledovaných úsecích (11 – 29 km a 75 – 87 km). Nejvíce kusů bylo sraženo v měsících IV – VI (celkem 30 ks). To bylo patrně zapříčiněno disperzí mláďat do okolí a hledání nových teritorií zvěří. Nejméně nehod se zvěří se stalo v letních měsících. Vzhledem k tomu, že v této době probíhala srnčí říje, dalo se v tomto období očekávat těchto nehod více.

Ze statistického neparametrického testu Chi-Kvadrat (porovnání pozorovaných vs. očekávaných četností sledování), který vyšel 11,15789 (sv=3 p=0,0109), vyplývá, že k nehodám se zvěří nedocházelo na dálnici D1 stejně pravidelně.

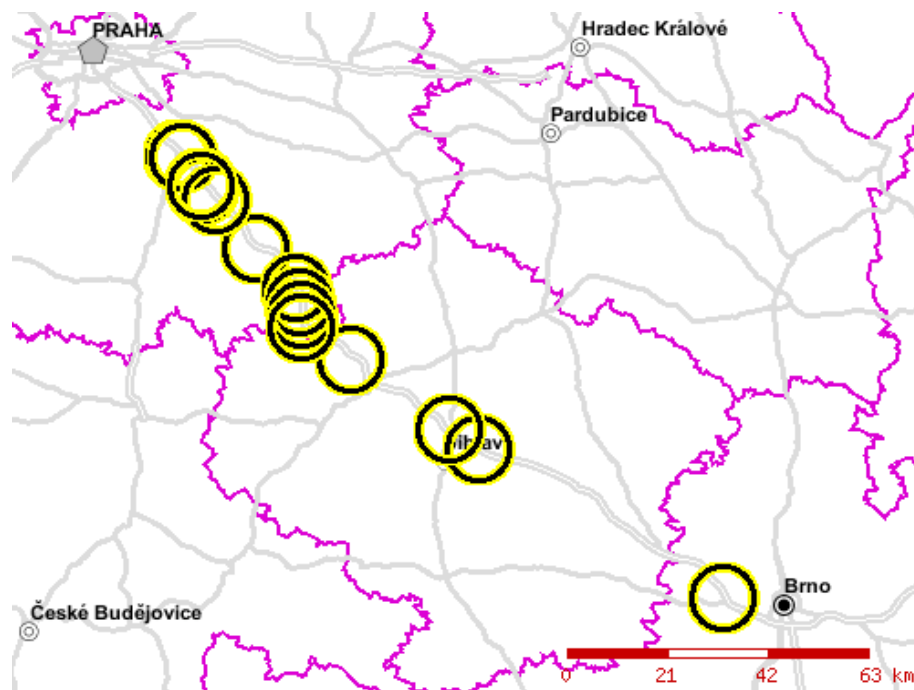


Obr. 26: Nehody se zvěří na D1 v roce 2009 v jednotlivých denních dobách

Ve Francii počínaje rokem 1984 začalo Ředitelství silnic ve spolupráci s Ministerstvem prostředí vést evidenci živočichů usmrcených a zraněných na silnicích. Byly sestaveny podrobné evidenční listy, které se vyplňovaly. Vyhodnocení jednorozhodných globálních podkladů dovoluje odhadnout reálné ztráty volně žijících savců na více než 10 000 jedinců ročně, přičemž hlavním aktérem střetů s automobily je srnec obecný (79 % případů) a prase divoké (12 % případů). Nejčastěji docházelo k nehodám v zalesněném území, při okrajích lesů a na ochozech zvěře. V rámci ročního období docházelo nejčastěji ke srážkám na jaře a na podzim, za soumraku nebo úsvitu (Recorbet & Désiré 1985). K témuž závěru dospěly globální údaje o kolizích ve švýcarském Kantonu Vaud. Ztráty na populacích srnčí zvěře zde mají dvě maxima, jedno v dubnu a květnu, tedy v období vymezování teritorií samců a kladení srnčat, a druhé v říjnu, kdy je zvěř rušena lovem. K nejčastějším střetům s divokými prasaty dochází v říjnu a listopadu, kdy jde o souběh lovu, rozpadu rodinných tlup a migrace mladých kusů. U zajíce polního korespondují hojné střety s dobou hlavního honcování a s počátkem doby lovu této zvěře (Burnand et al. 1985).

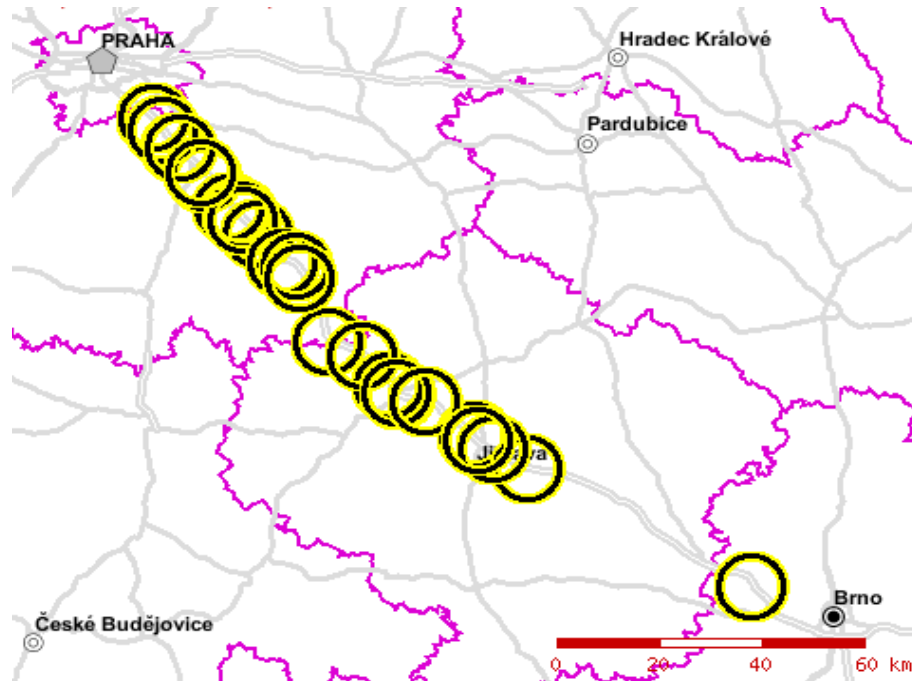
Výsledky studie Waringa et al. 1991 sledující migraci jelence virginského (*Odocoileus virginianus*) v USA poukazují na největší aktivitu těchto živočichů podél dálnic mezi 17:00 a 7:00. To platí za každého počasí a intenzity provozu.

V zimě není okolí silnice pro zvěř potravně atraktivní, a proto se v její bezprostřední blízkosti tak často nevyskytuje (Hobbs et al. 1981).



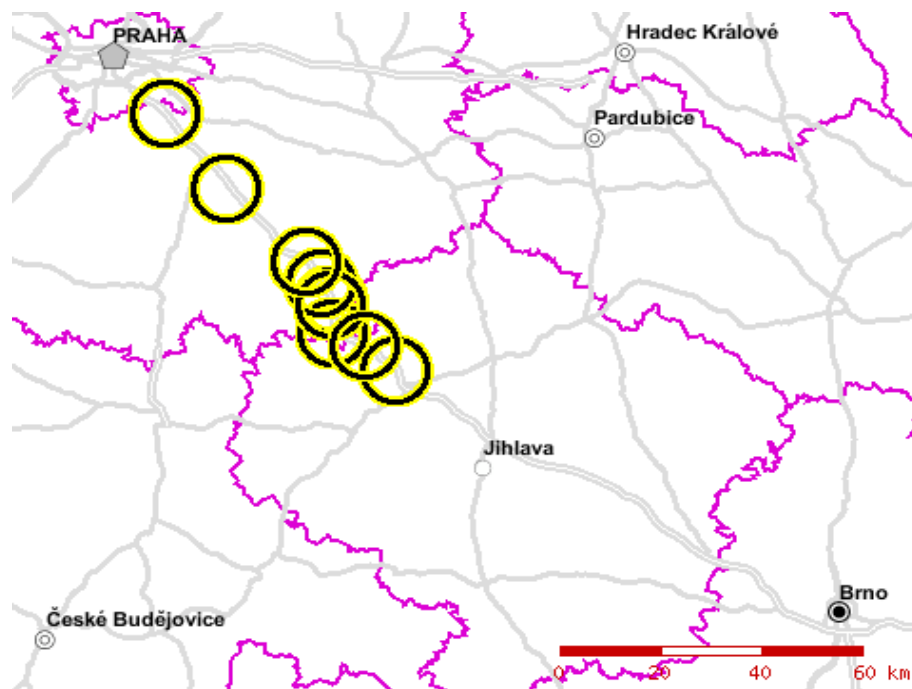
Obr. 27: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období I. – III. 2009

V období I. – III. 2009 došlo na D1 k 16 prokázaným nehodám se zvěří. Z toho se staly 4 ve sledované lokalitě ve středních Čechách (11 - 29 km) a 1 ve sledované lokalitě na Vysočině (75 - 87 km).



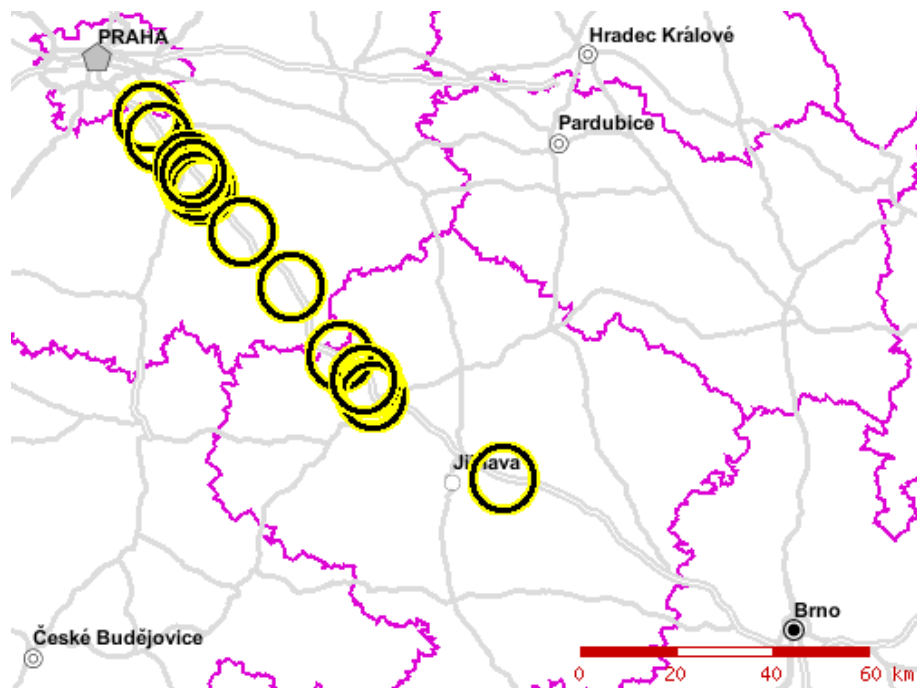
Obr. 28: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období IV. - VI. 2009

V období IV. – VI. 2009 došlo na D1 k 30 prokázaným nehodám se zvěří. Z toho se jich 9 stalo ve sledované lokalitě ve středních Čechách (11 - 29 km) a 3 ve sledované lokalitě na Vysočině (75 - 87 km).



Obr. 29: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období VII. – IX. 2009

V období VII. – IX. došlo na D1 k 10 prokázaným nehodám se zvěří. Z toho se 1 stala ve sledované lokalitě ve středních Čechách (11 - 29 km) a 3 ve sledované lokalitě na Vysočině (75 - 87 km).



Obr. 30: Zobrazení nehod se zvěří na D1 v období X. – XII. 2009

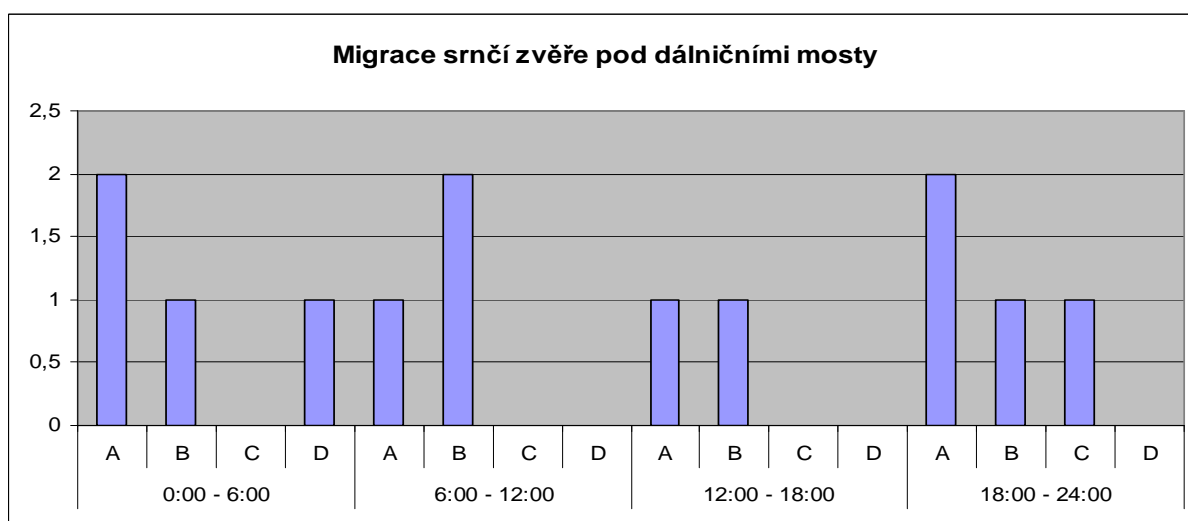
V období X. – XII. došlo na D1 ke 20 prokázaným nehodám se zvěří. Z toho se jich 10 stalo ve sledované lokalitě ve středních Čechách (11 - 29 km) a 6 se jich stalo ve sledované lokalitě na Vysočině (75 - 87 km).

Jako zdroje pro zobrazení jednotlivých nehod na dálnici D1 byla použita data a mapové podklady od CDV (obr. 27 - 30).

Důležitou otázkou je, jaká část populace je vlastně mortalitou na silnici ovlivněna. Publikované údaje se značně liší podle konkrétního místa výzkumu. Např. Iuell et al. (2003), Trocmé et al. (2003) uvádí, že dopravou je zabito cca 5 % populace u běžných druhů (liška obecná, srnec obecný, prase divoké). Švýcarský výzkum (Righetti et al. 2003) zaměřený na úmrtí srnce obecného a jelena lesního (údaje z roku 1999) zase poukazuje, že dopravní mortalita je jednoznačně nejčastější příčinou úmrtí obou druhů (srnec 49,3 %, jelen 33,2 %). Na druhém místě je u srnce uváděna zemědělská technika (19,8 %), dále ostatní faktory (9,1 %) a věk a nemoci (7,1 %). U jelena jsou druhou nejčastější příčinou smrti označovány další nehody (pád, lavina atd.), následují ostatní příčiny (14,7 %) a věk a nemoci (12,2 %) (Righetti et al. 2003). Z výsledků je patrné, že je vždy nutné vycházet z konkrétní situace

v území. Dále byl ve Švýcarsku sledován počet nehod v závislosti na příčném řezu silnice. Nejvíce nehod (33 %) bylo zaznamenáno v odřezech, 31 % v rovině, nejméně 10 % v náspech a 5 % v zářezech (Müller & Berthould 1997).

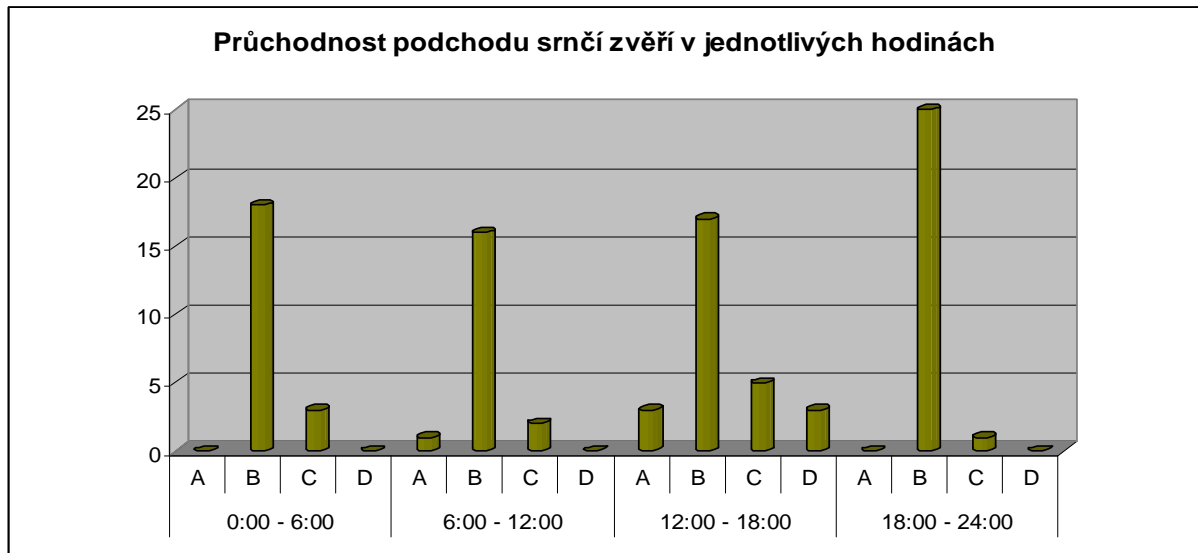
Zkoumanými mosty (ve středních Čechách mosty u obcí Mirošovice a Senohraby a na Českomoravské vrchovině mosty u obce Koberovice a u přehrady Švihov - Želivka) nejčastěji procházela srnčí zvěř (*Capreolus capreolus*). Migrace prasete divokého (*Sus scrofa*) byla zaznamenána pouze na obnově pod mostem v Senohrabech. Zde v zimě procházely pod mostem celé tlupy této zvěře. Ve sledovaných úsecích je normován srnec obecný (*Capreolus capreolus*) a prase divoké (*Sus scrofa*). Daněk evropský (*Dama dama*) je normován v honitbách cca od 15 km. Zde občas procházel pod mostem v Senohrabech. Informace o honitbách byly nastudovány na stránkách Ústavu pro hospodářskou úpravu lesa (Brandýs nad Labem). Navázána byla také spolupráce s Krajským úřadem Středočeského kraje a mysliveckými sdruženími na Českomoravské vrchovině.



Vysvětlivky: A - Klidný průchod se zalehnutím, postáváním nebo pastvou, B - Klidná chůze, C - Klus, D - Skokem

Obr. 31: Průchodnost srnčí zvěře pod mosty v jednotlivých hodinách

Z výsledků fotografických pastí je patrné, jak zvěř procházela pod mosty převážně klidně a nejčastěji v nočních hodinách. Bylo ovšem pořízeno velice málo záznamů. To bylo patrně způsobeno vysokou vegetací pod mosty. Laserové senzory tak nezachytávaly procházející zvěř. To prokázaly pískové lože, na kterých byly stopní dráhy zvěře, přestože na fotografických přístrojích nebyl žádný záznam. Pro srovnání byly fotografické pasti nainstalovány také na dvou malých podchodech pro zvěř na D5 (podchod u obce Lužná $i = 0,86$ a u Újezdu pod Přimdou $i = 12,75$).



Vysvětlivky: A - Klidný průchod se zalehnutím, postáváním nebo pastvou, B - Klidná chůze, C - Klus, D - Skokem

Obr. 32: Průchodnost podchodu srnčí zvěří v jednotlivých hodinách v podchodu Lužná

Zvěř překonávala průchod nejčastěji klidnou chůzí. Nejvíce průchodů typu B (klidná chůze) bylo zaznamenáno mezi 18:00 a 24:00 hodinou (25). Statistický neparametrický test Chi-Kvadr. (očekávané vers. očekávané četnosti) potvrdil, že ve všech časových intervalech neprochází srnčí zvěř prokazatelně stejně aktivně.

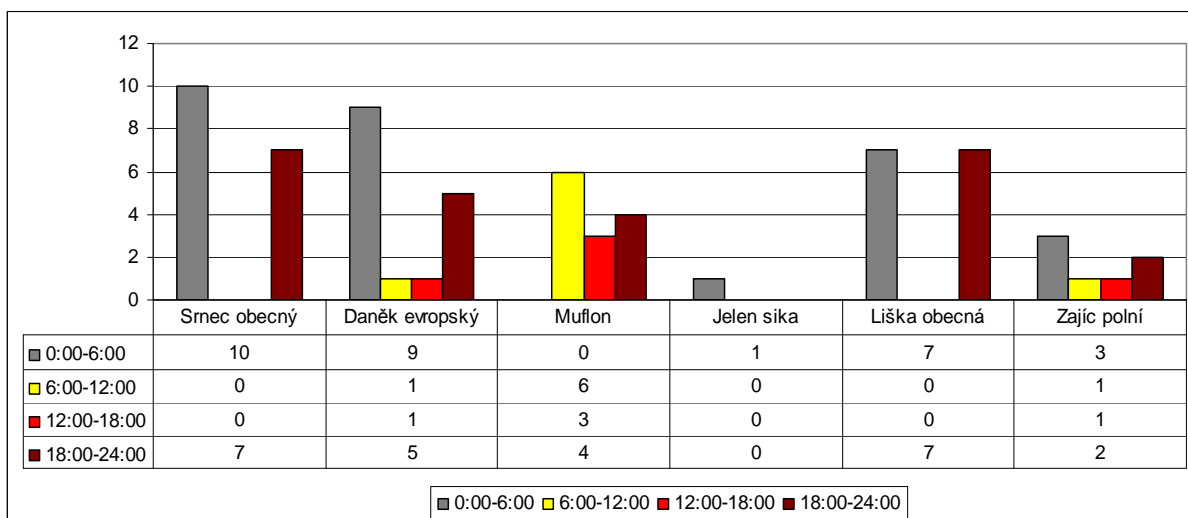
Výsledky statistického neparametrického testu Chi-Kvadrat:

0:00 - 6:00 - Chi-Kvadr. = 42,42857 sv = 3 p = 0,0000

6:00 - 12:00 - Chi-Kvadr. = 35,94737 sv = 3 p = 0,0000

12:00 - 18:00 - Chi-Kvadr. = 19,42857 sv = 3 p = 0,0002

18:00 - 24:00 - Chi-Kvadr. = 59,71429 sv = 3 p = 0,0000



Obr. 33: Průchody zvěře v čas. intervalech v podchodu u Újezdu pod Přimdou ve sledovaných obdobích

Výsledky statistického neparametrického testu Chi-Kvadrat

Srnec obecný - Chi-Kvadr. = 18,05882 sv = 3 p = 0,0004

Daněk evropský - Chi-Kvadr. = 11,00000 sv = 3 p = 0,0117

Muflon - Chi-Kvadr. = 5,769231 sv = 3 p = 0,1234

Jelen sika - Chi-Kvadr. = 3,000000 sv = 3 p = 0,3916

Liška obecná - Chi-Kvadr. = 14,00000 sv = 3 p = 0,0029

Zajíc polní - Chi-Kvadr. = 1,571429 sv = 3 p = 0,6659

Srnec obecný (*Capreolus capreolus*), daněk evropský (*Dama dama*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*) neprocházeli ve všech časových intervalech (podchodem Újezd pod Přimdou) stejně pravidelně. Nejvíce průchodem procházeli v nočních hodinách.

Most Mirošovice

Index „i“ byl u tohoto mostu odhadnut na 68. Výška mostu byla počítána jako její průměr v celé délce mostu. Takto vysoká hodnota indexu by měla zajistit častou migraci veškeré zvěře. To také stopování na obnově, pískové lože a fotografické pasti prokázaly. Stopováním na obnově bylo zjištěno v průměru 2,62 ks spárkaté zvěře, která pod mostem prošla za jeden den. Stopních drah od zajíce polního (*Lepus europaeus*) zde bylo tak vysoké množství, že se ani nadal odhadnout přesný počet stopních drah. Obchůzky na sněhové obnově proběhly pod všemi mosty 3 krát, ve Švihově 4 krát. Výsledný počet zvěře, která pod mostem prošla, byl stanoven jako průměr všech pochůzek na obnově. Pískové lože prokázaly, že pod mostem prošlo v průměru 1,67 kusu spárkaté zvěře za den. Zvěř pod mostem

migrovala i přes poměrně vysokou hladinu hluku, která zde byla naměřena. V noci se průměrná hladina hluku pohybovala kolem 40 dB, přes den 71 dB. V této době také zvěř pod mostem nejčastěji procházela. Tento most je pro migraci zvěře plně vyhovující. Nejčastěji zvěř procházela pod mostem rovnoběžně s osou dálnice. To bylo patrně způsobeno potokem, který protéká ve spodní partii mostu a ke kterému zvěř přicházela. Pod mostem byl nalezen dokonce jeden kadáver srnčí zvěře.

Most Senohraby

Index „i“ byl u tohoto mostu odhadnut na 191. Zvěř pod mostem migrovala i přes vysokou hladinu hluku, která zde byla naměřena. V noci se hladina hluku pohybovala kolem 45 dB, přes den 65 dB. Stopováním na obnově bylo zjištěno v průměru 9,67 ks spárkaté zvěře, která pod mostem prošla za jeden den. Písková lože prokázala, že pod mostem prošlo v průměru 2,81 kusu spárkaté zvěře za den. Tento most má pro migraci zvěře výborné parametry. To především pro svoji výšku a potok, který protéká údolím. Fotografické pasti prokázaly, že zvěř zde nejčastěji prochází v nočních hodinách.

Most Švihov

Index „i“ byl u tohoto mostu odhadnut na 250. Pod tímto mostem nebyla za celý rok zaznamenána žádná migrace zvěře. A to i přesto, že má největší index „i“ a byla zde naměřena nejmenší intenzita hluku 49 – 55 dB. Proběhly zde 4 pochůzky po sněhové obnově. Bylo zjištěno, že prase divoké (*Sus scrofa*) se dvakrát pokusilo pod mostem projít, ale vždy se otočilo. Srnčí zvěř (*Capreolus capreolus*) také pod mostem nikdy neprošla. Bylo zde uhrabáno pískové lože, ale ani to neprokázalo průchod zvěře. Podle stopních drah pod mostem procházela pouze liška obecná (*Vulpes vulpes*) a zajíc polní (*Lepus europaeus*). Fotografická past zde byla nainstalována pouze jednou a byla okamžitě odcizena. Z tohoto důvodu se sem již neumísťovala.

To, že pod mostem zvěř neprochází, má patrně za následek více faktorů. Především je zde vysoký pohyb lidí. Většinu plochy pod mostem tvoří vodní hladina přehrady Želivka a zvěř má možnost projít pod mostem pouze malým územím na začátku a konci mostu. Velkou část této plochy navíc tvořily šikmé zabetonované kamenné dlaždice.

Most Koberovice

Index „i“ byl u tohoto mostu odhadnut na 154. Zvěř pod mostem migrovala i přes vysokou hladinu hluku, která zde byla naměřena. V noci se hladina hluku pohybovala kolem

40 dB, přes den 89,7 dB. Tento most je pro migraci zvěře plně vyhovující. Stopováním na obnově bylo sledováno v průměru 1,94 ks spárkaté zvěře, která pod mostem prošla za jeden den. Obnovou bylo také zjištěno, že zde za den prošli průměrně 2 lišky obecné (*Vulpes vulpes*), 7 zajíců polních (*Lepus europaeus*) a 4 kuny (*Martes spp.*). Pískové lože prokázalo, že pod mostem prošlo v průměru 1,46 kusu spárkaté zvěře za den. Také zde byl nalezen jeden uhynulý kus srnčí zvěře. Pod tímto mostem byl zaznamenán jeden průchod srnčí zvěře přímo u krajní paty pilíře mostu, kde byla jeho výška pouze 1,7m, intenzita hluku zde byla naměřena téměř 90 dB. Tento most má pro migraci zvěře výborné parametry. Fotografické pasti prokázaly, že zvěř zde nejčastěji prochází v nočních hodinách. Často zde však procházela i v denních hodinách.

Intenzivní výzkum spojený s fyzickou prověrkou všech mostů na celé dálniční síti ČR byl proveden v letech 1998 – 1999. Ze závěrů tohoto výzkumu (Hlaváč & Toman 1999) vyplývá, že současná síť dálnic a rychlostních komunikací nepředstavuje významnou bariéru pro zvířata velikosti lišky, jezevce a vydry. Pro zvířata do velikosti srnčí zvěře je hodnocená komunikační síť propustná v cca 40 % celkové délky, přičemž řada migračně významných úseků je zcela neprostupná. Dálnice a rychlostní komunikace představují v řadě úseků zcela neprůchodnou bariéru pro velká zvířata (jelen, rys, los). Celkový rozsah zcela neprostupných úseků je cca 70 % z celkové délky těchto komunikací.

Hlaváč (2001) zpracoval vyhodnocení využitelnosti jednotlivých typů průchodů pro jednotlivé druhy velkých savců v ČR. To vychází ze sledování vybraného souboru 100 mostů při sněhové pokrývce v letech 1999 – 2001. Pro sledování byly vybrány podchody o šířce 5 – 60 m, 6 nadchodů o šířce 6 – 8 m a jeden ekodukt. Do souboru byly zařazeny průchody v různých terénních podmínkách. Zaznamenávány byly všechny stopy zjištěné během kontroly do 100 m na obě strany od kontrolovaného mostu a všechny stopy zvířat, která prošla průchodem. Z celkového množství 100 průchodů využila srnčí zvěř 18 podchodů a jeden ekodukt. Průchod prasete divokého byl zaznamenán pod osmi podchody, průchod jelena pěti podchody. Nejmenší zjištěný podchod (Anděl & Hlaváč 2003) využitý srnčí zvěří má $i = 0,64$ ($\check{s} = 10\text{m}$, $v = 3\text{ m}$, $d = 28\text{ m}$), běžně však srnčí zvěř využívá podchody s indexem větším než 1,5. Nejmenší zjištěný průchod jelena lesního byl zjištěn podchodem s $i = 10$ ($\check{s} = 28\text{m}$, $v = 10\text{ m}$, $d = 28\text{ m}$), v jednom případě však bylo zjištěno, že jelen sika prošel průchodem o $i = 2,06$. Podle zahraničních zkušeností využívají jeleni běžně objekty od indexu $i = 4$ výše. Podle neověřeného sdělení využívají prasata v jednom případě nepravidelně i podchod o rozměrech $\check{s} = 12\text{ m}$, $v = 5\text{ m}$, $d = 60,5\text{ m}$, index = 0,99. Pro skutečnou využitelnost mostů však nejsou rozhodující pouze rozměrové parametry. Zásadní roli dále

hraje poloha mostu, stav vegetace v okolí, rušivé vlivy působené zástavbou, existencí cest či silnic pod mostem, stáří dálnice atd. Velmi významné jsou také detaily technického řešení průchodu a způsob jeho napojení na přirozené krajinné struktury. Problematiku fragmentace krajiny je vždy nutné řešit pro daný druh a jeho konkrétní populace.

Inventarizací na D1 bylo zjištěno, že nejčastější bariérou podél dálnice ve sledovaných úsecích je betonový panel (31 % bariérového efektu), což je významná překážka v migraci zvěře. Volně průchozí úseky tvoří sice 27 % těchto bariér, ale často pouze z jedné strany. To je z pohledu migrace živočichů více nebezpečné, než zcela zaplacená dálnice. Ty totiž vstupují na dálniční těleso, jež nejsou schopny překonat. Tyto situace často končí jejich úmrtím, jelikož na dálnici podlehnou zmatkovitému chování a nedokáží se vrátit zpět do bezpečí na okraj dálnice. Plocení dálnice tvoří v těchto úsecích necelé 1 % a protihlukové stěny 5 % bariér.

Ve středních Čechách bránily bariéry podél dálnice migraci zvěře více, než tomu bylo na Českomoravské vrchovině. Ve středních Čechách tvořily nejčastěji překážku v migraci velkým savcům betonové panely podél dálnice, které tyto živočichové jen stěží překonávají. Častou bariérou zde byly také ploty, které tvořily hranici jednotlivých logistických center. Díky těmto bariérám je úsek D1 mezi 11 - 29 km pro zvěř velice těžko průchodný. Připočte-li se k těmto překážkám vysoká intenzita provozu v těchto úsecích, mají velcí savci malou šanci dálnici D1 zde překonat.

Na Českomoravské vrchovině tvořily nejčastěji bariéru pro migraci zvěře dřevěné a pletivové ploty. V tomto sledovaném území byly časté dlouhé úseky, ve kterých nebyla žádná překážka bránící v migraci velkým savcům.

Z dosažených výsledků studií Müllera & Berthloulida (1997), Fahriga (2003) a Iuella (2003) se jako nejpodstatnější faktor jeví šířka silnice. Potvrdilo se, že čtyřproudá silnice se středovými svodidly představuje podstatně větší bariéru než silnice dvouproudá bez středových svodidel. Celkově tvořily podle relativních četností přechodů čtyřproudé úseky v obou sezónách méně než pětinu z celého počtu přechodů, přestože svojí délkou tvoří cca polovinu délky trasy. Ačkoli bylo podél čtyřproudých úseků nacházeno pravidelně mnoho stop, zvířata zde přecházela silnici s mnohem nižší frekvencí. Müller & Berthlould (1997) uvádí, že srnčí i černá zvěř velmi nerada překonává středová svodidla. Srnec obecný, prase divoké i jelen evropský jednoznačně preferovali k přejití silnice dvoupruhové úseky. Ze statistického zpracování dat metodou obecných lineárních modelů však vliv šířky silnice na počet přechodů vyšel jako neprůkazný.

Je průkazné, že pozemní komunikace mají negativní účinky na obytnou stabilitu a mění historická místa výskytu živočichů a donucují živočichy ke změnám lokalit výskytu. Nicméně, jeden z největších důsledků je ztráta biotopu kvůli stavbě silnic a vytvoření izolovaných lokalit, které nemohou dlouhodobě podporovat životaschopnou část populace (Fahrig 2003).

Z analýzy krajinné makrostruktury stavby 511 dálnice D1 – Běchovice pomocí koeficientů ekologické stability a stupně ekologické stability vyplývá, že krajina v zájmovém území je již sama o sobě značně antropogenicky ovlivněna. Dle interpretací výsledků koeficientů se jedná o území nadprůměrně využívané k uspokojování lidských potřeb, se zřetelným narušením přírodních struktur a environmentálních funkcí. Základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy. Lze konstatovat, že krajina v zájmovém území je do jisté míry destabilizovaná, bez reálné možnosti vlastní autoregulace. Z pohledu realizace záměru, čili záboru 342 114,53 m² (přírodních i antropogenně ovlivněných biotopů) nedošlo k výrazným změnám, a to jak na úrovni koeficientů ekologické stability, tak na úrovni stupně ekologické stability.

Koeficient ekologické stability a stupeň ekologické stability před realizací stavby 511

Tab. 20: Koeficient ekologické stability podle Míchala před realizací záměru

Land use	Počet polygonů	Stabilní (m ²)	Nestabilní (m ²)
ESP	134	233281,55	-
Komerční zony	9	-	53451,21
Les	12	104906,07	-
Ostatní	3	-	6955,28
Pole	101	-	4393867,06
Sídla	6	-	1763,90
Silnice	40	-	54853,65
TTP	23	169994,86	-
Zahrady	5	10254,21	-
Železnice	3	-	3230,65
Suma	336	518436,69	4514121,75

$$KES = \frac{518436,69}{4514121,75} = 0,1148$$

Z tabulky č. 20 zřetelně vyplývá, že zájmové území má převážně podobu agrocenóz, čili intenzivně zemědělsky obhospodařovaného území. Tato skutečnost se nejvíce projevila na konečných výsledcích koeficientů, jelikož intenzivně zemědělsky využívané plochy považujeme za nestabilní a destabilizující okolní přírodní ekosystémy.

Tab. 21: Koeficient ekologické stability podle Miklóse před realizací záměru

Land use	Počet polygonů	Výměra (m ²)	koeficient	Přepoččet
ESP	134	233281,55	0,14	32659,42
Komerční zony	9	53451,21	0,1	5345,12
Les	12	104906,07	1	104906,07
Ostatní	3	6955,28	0,1	695,53
Pole	101	4393867,06	0,14	615141,39
Sídla	6	1763,90	0,1	176,39
Silnice	40	54853,65	0,1	5485,36
TTP	23	169994,86	0,62	105396,82
Zahrady	5	10254,21	0,5	5127,11
Železnice	3	3230,65	0,1	323,06
Suma	336	5032558,44	-	875256,26

$$KES = \frac{875256,26}{5032558,44} = \mathbf{0,1739}$$

Ze vzájemného porovnání hodnot KES podle Míchala a KES podle Miklóse vyplývá, že v tomto případě (antropogenně silně ovlivněné krajiny) není mezi nimi výrazného rozdílu. V opou případech je z pohledu hodnocení stupně KES dosahováno velmi podobného výsledku.

Tab. 22: Stupeň ekologické stability před realizací záměru

Land use	Počet polygonů	Výměra (m ²)	koeficient	Přepoččet
ESP	134	233281,55	2	466563,10
Komerční zony	9	53451,21	0	0
Les	12	104906,07	4	419624,26
Ostatní	3	6955,28	0	0
Pole	101	4393867,06	1	4393867,06
Sídla	6	1763,90	0	0
Silnice	40	54853,65	0	0
TTP	23	169994,86	2	339989,73
Zahrady	5	10254,21	3	30762,64
Železnice	3	3230,65	0	0
Suma	336	5032558,44	-	875256,26

$$SES = \frac{5650806,80}{5032558,44} = \mathbf{1,1228}$$

Koeficient ekologické stability a stupeň ekologické stability po pomyslné realizaci stavby 511

Komparací výsledků KES ve variantě s realizovaným rozvojovým záměrem s variantou bez jeho realizace se dostáváme k výsledkům, že ač si realizace záměru vyžádá značné zábory pozemků, tak se tato aktivita z pohledu empirického vyjádření nepromítne do ekologické stability, a to ani v případě výsledků stupně ekologické stability.

Tab. 23: Koeficient ekologické stability podle Míchala po realizaci záměru

Land use	Počet polygonů	Stabilní (m ²)	Nestabilní (m ²)
ESP	100	221210,68	-
Komerční zony	8	-	52089,16
Les	9	99452,02	-
Ostatní	2	-	6477,39
Pole	71	-	4087394,02
Sídla	6	-	1763,90
Silnice	114	-	396968,18
TTP	19	155308,32	-
Zahrady	5	10254,21	-
Železnice	2	-	3230,65
Suma	336	486225,22	4547923,29

$$\text{KES} = \frac{486225,22}{4547923,29} = 0,1069$$

Tab. 24: Koeficient ekologické stability podle Miklóse po realizaci záměru

Land use	Počet polygonů	Výměra (m ²)	koeficient	Přepočít
ESP	100	221210,68	0,14	30969,49
Komerční zony	8	52089,16	0,1	5208,92
Les	9	99452,02	1	99452,02
Ostatní	2	6477,39	0,1	647,74
Pole	71	4087394,02	0,14	572235,16
Sídla	6	1763,90	0,1	176,39
Silnice	114	396968,18	0,1	39696,82
TTP	19	155308,32	0,62	96291,16
Zahrady	5	10254,21	0,5	5127,11
Železnice	2	3230,65	0,1	164,06
Suma	336	5034148,51	-	850127,86

KES (Miklós in Lipský 2000)

$$\text{KES} = \frac{850127,86}{5034148,51} = 0,1689$$

Tab. 25: Stupeň ekologické stability po realizaci záměru

Land use	Počet polygonů	Výměra (m ²)	koeficient	Přepočet
ESP	100	221210,68	2	442421,36
Komerční zony	8	52089,16	0	0
Les	9	99452,02	4	397808,06
Ostatní	2	6477,39	0	0
Pole	71	4087394,02	1	4087394,02
Sídla	6	1763,90	0	0
Silnice	114	396968,18	0	0
TTP	19	155308,32	2	310616,63
Zahrady	5	10254,21	3	30762,64
Železnice	2	3230,65	0	0
Suma	336	5034148,51	-	5269002,71

SES

$$SES = \frac{5269002,71}{5034148,51} = 1,0466$$

Tab. 26: Vzájemné srovnání koeficientů a realizace/nerealizace

	Před realizací	Po realizaci
KES (Míchal)	0,1148	0,1069
KES (Miklós)	0,1739	0,1689
SES	1,1228	1,0466

Zařazení KES

$0,10 < K_{es} < 0,30$ území nadprůměrně využívané, se zřetelným narušením přírodních struktur, základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy.

Analyzování výstavby a provozu liniových staveb jako jsou dálnice a rychlostní silnice, jejich přímého vlivu na krajinu, respektive celé ekosystémy je složitý proces. Obtížnost predikce spočívá především v neschopnosti kvantifikaci ovlivněného území a variabilnosti případných negativních impaktů (Martiš & Zdražil 2006). Je zde celá řada proměnných faktorů, ať již na straně dálnice (použitý materiál, kapacita, technologie), nebo na straně životního prostředí (krajinná mozaikovitost, diferenciace stanovišť, land use, reliéf, převládající směr větru, hladina spodní vody a další) (Forman & Alexander 1998, Forman & Deblinger 2000)

Tento výzkum se specializoval na vyhodnocení proměny krajinných struktur v empirickém vyjádření za pomoci koeficientů ekologické stability a stupně ekologické stability. Z výsledků zřetelně vyplývá, že v případě analýzy varianty bez realizace záměru není rozdíl mezi přístupy ke KES, KES (Míchal) [0,1148]; KES (Miklós) [0,1739]; SES [1,1228]. V případě analýzy varianty s realizovaným záměr KES (Míchal) [0,1069]; KES (Miklós) [0,1689]; SES [1,0466], lze konstatovat, že taktéž nebyl zaznamenán výrazný rozdíl

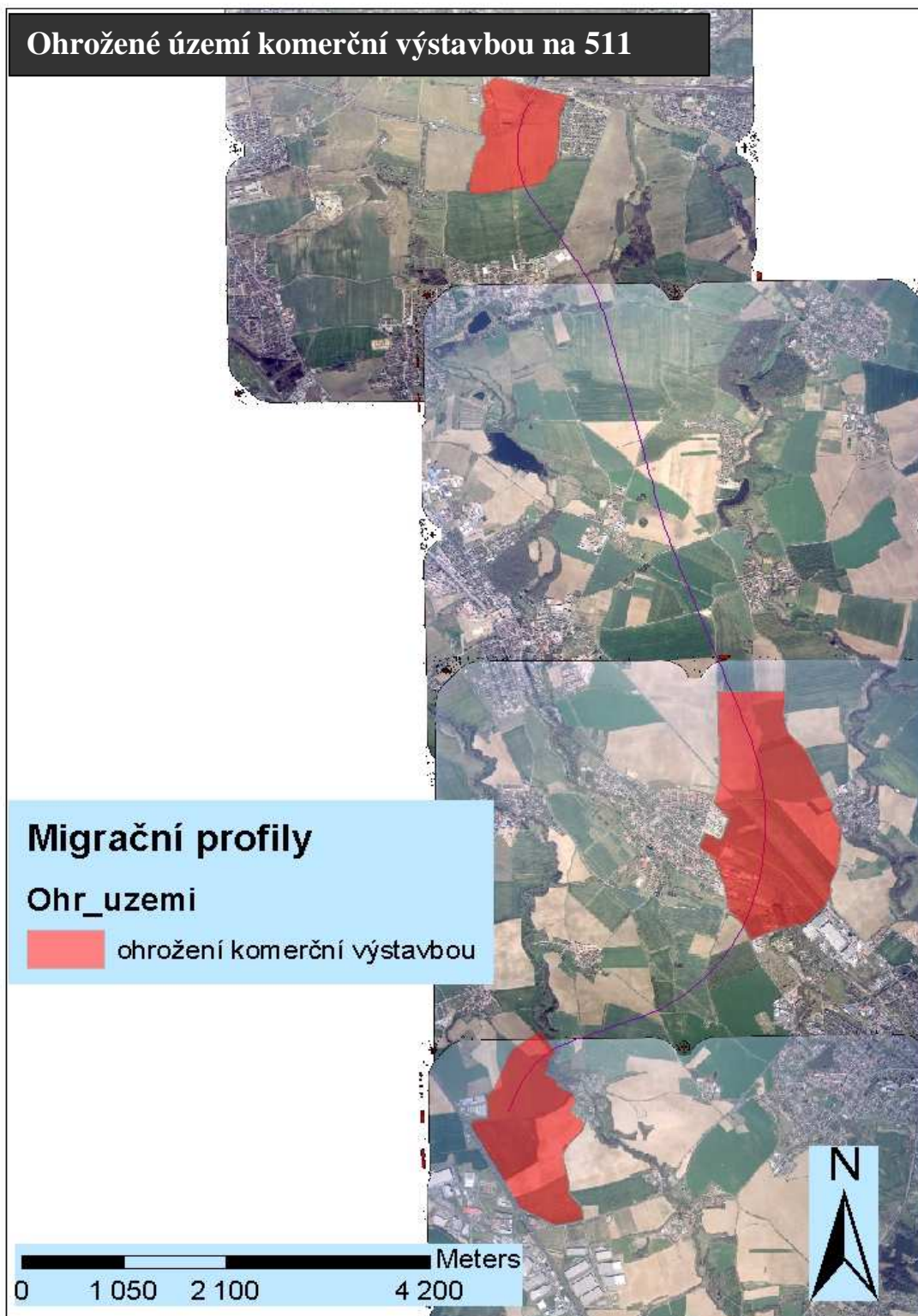
mezi koeficienty a dokonce nebyl zaznamenán ani výrazný rozdíl mezi variantami (realizace/nerealizace).

Z interpretace výsledků vyplývá, že dle empirického vyjádření se v komplexu jedná o krajinu bez významnějších hodnot, avšak podle Vorla (2000) je toto území v některých, po většinou krátkých úsecích krajinářsky hodnotné. Jedná se převážně o koridory vodotečí doplněné linivou zelení. Toto jsou aspekty, které jsou empirickým hodnocením stability krajiny ve velkých celcích smazávány. Závěrem lze konstatovat, že relevanci výsledků KES a SES je nutné vyhodnocovat v kontextu s rozdílnými aspekty stanoviště a především rozlohy zájmového území ku rozloze jednotlivých ploch.

V případě rozvoje silniční infrastruktury řešení silně závisí na charakteru prostorové variability (Forman 2003). V případě tohoto výzkumu jsou výsledky do jisté míry ovlivněny skutečností, že zájmové území je převážně situováno v intenzivně využívané a tudíž antropogenně ovlivňované krajině.

Obrázek 34 vykresluje vytipované lokality, které by díky své poloze a návaznosti na stavbu 511 mohly být zastavěny logistickými centry. Tím pádem by se tedy snižovala migrační propustnost krajiny. Silniční okruh kolem Prahy je z hlediska jeho hodnocení jako migrační bariéry velmi specifickou stavbou. Svými parametry bude komunikací dálničního typu, tedy pro většinu živočichů velmi obtížně překonatelnou bariérou.

Je ověřeno, že nadregionálně významné migrace velkých savců jsou vázány na rozsáhlejší lesní oblasti, zatímco intenzivně zemědělsky obhospodařovaná krajina bývá vždy využívána výrazně méně. Pro řadu druhů jsou rozsáhlejší zemědělsky využívané bezlesé oblasti přímo migrační překážkou (jelen, rys a další). Význam krajiny z hlediska migrací velkých savců dále úzce souvisí také s hustotou osídlení a intenzitou antropických vlivů vůbec. Oblast severně a severozápadně od Prahy je intenzivně zemědělsky využívána a z hlediska rozšíření velkých savců tudíž méně významná.



Obr. 34: Vytipované území ohrožené komerční výstavbou na 511

3.3. Různé metodické aspekty sledování velkých savců podél silnice III/1634 Přední Zvonková (bývalá rota) – státní hranice

3.3.1. Metodika

Hlavním cílem bylo srovnání různých metod sledování velkých savců v okolí liniové stavby. Jako sledované území bylo vybráno okolí úseku silnice III/1634 Přední Zvonková (křižovatka) – státní hranice, které je součástí evropsky významné lokality Šumava a Ptačí oblasti Šumava. Z hlediska migrace a výskytu velkých savců, zejména jelena lesního (*Cervus elaphus*), losa evropského (*Alces alces*) a rysa ostrovida (*Lynx lynx*), je toto území zařazeno do kategorie mimořádného významu (Anděl et al. 2005).

Další cíle:

- Zjistit výskyt savců z řádů zajíci (*Lagomorpha*), sudokopytníci (*Artiodactyla*) a šelmy (*Carnivora*) v širším okolí komunikace Nová Pec – Přední Zvonková – Zadní Zvonková - státní hranice kombinací několika metod (zimní stopování, noční sledování a fotografické pasti).
- Zaznamenat frekvenci překračování silnice v úseku Přední Zvonková – státní hranice velkými savci.
- Registrovat živočichy usmrcené při stávajícím provozu.

Úsek komunikace III/1634 Přední Zvonková (křižovatka) – státní hranice se nachází v nadmořské výšce od 770 m n. m. (Přední Zvonková) do 860 m n. m. (hraniční přechod). Komunikace na většině své délky prochází bezlesím, pouze v oblasti Zadní Zvonkové k ní zasahuje výběžek lesa hraničního hřebene a v posledním úseku před státní hranicí prochází lesem. Bezlesí tvoří obhospodařované pastviny a louky i chráněná území, nachází se tu množství liniové, rozptýlené i hloučkovité zeleně. Oblast je odvodňována Hamerským potokem, Pestřicí a Schwarzenberským kanálem.

Ze savců byly monitorovány pouze větší druhy, které mohou být potenciaálně ohroženy silniční dopravou, nebo mohou způsobovat kolize s projíždějícími vozidly. Jednalo se o zástupce řádů zajíci (*Lagomorpha*): zajíc polní (*Lepus europaeus*), sudokopytníci (*Artiodactyla*): prase divoké (*Sus scrofa*), jelen lesní (*Cervus elaphus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), los (*Alces alces*) a šelmy (*Carnivora*): hranostaj (*Mustela erminea*), kolčava (*Mustela nivalis*), tchoř tmavý (*Mustela putorius*), kuna lesní (*Martes martes*), kuna

skalní (*Martes foina*), jezevec lesní (*Meles meles*), vydra říční (*Lutra lutra*), liška obecná (*Vulpes vulpes*), psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*) a rys ostrovid (*Lynx lynx*). Kromě zástupců těchto systematických skupin byl monitorován i ježek západní (*Erinaceus europaeus*) z řádu hmyzožravců (*Insectivora*) a veverka obecná (*Sciurus vulgaris*) z řádu hlodavců (*Rodentia*).

Sčítání na sněhu

V zimním období se sněhovou pokrývkou se zjišťovala frekvence překračování silnice na základě registrace stop a stopních drah. Stopování bylo prováděno 3x měsíčně od 19.11. 2009 do 16.3. 2010. Při každé kontrole lokality byly všechny stopní dráhy na obou stranách krajnice zničeny, aby nedošlo k možné opakované evidenci při následující kontrole. Evidován byl celkový počet překročení vozovky i odhadnutý počet jedinců, kteří na vozovku vstoupili.

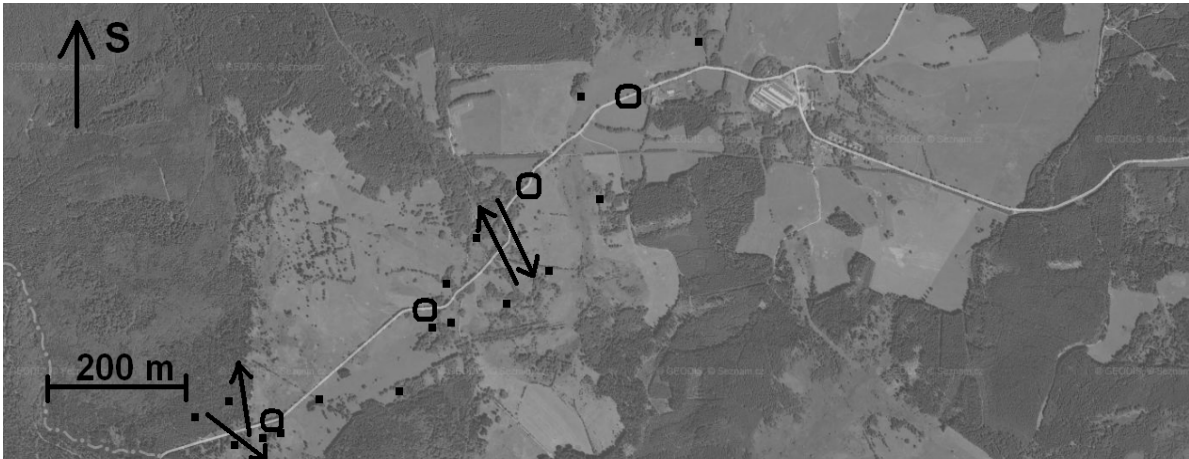
Sčítání pomocí noktovizorů

V období bez sněhové pokrývky se používala od 4.10. 2009 do 30.10. 2009 a od 6. 4. 2010 do 14.8. 2010 bodová metoda sčítání v době od západu do východu slunce, vždy 3x do měsíce. Monitoring byl prováděn pomocí klasických dalekohledů s dobrou světelností (za šera) a dalekohledů na noční vidění – noktovizorů (za úplné tmy) na čtyřech stabilních bodech komunikace.

Sledování pomocí fotopastí

V období od 19. 11. 2009 do 28. 12. 2009 a od 6. 4. 2010 do 26. 6. 2010 bylo postupně na 17ti skrytých místech v okolí sledovaného úseku komunikace instalováno pět automatických fotografických kamer, tzv. fotopastí. Tyto kamery nebyly z důvodu možných krádeží v oblasti instalovány v době intenzivního turistického ruchu. Získané záběry se sice evidovaly, byly však shrnuty pouze do seznamu zjištěných druhů. Důvodem byla skutečnost, že získané výsledky nijak nerozšířily poznatky získané předchozími metodami a z dosažených výsledků nebylo ani možné stanovit či odhadnout populační hustoty sledovaných druhů savců.

Závislost přechodů přes komunikaci mezi jednotlivými druhy savců se u metod monitoringu (zimní stopování a noční sledování) statisticky vyhodnocovala pomocí neparametrického testu Kruskal-Wallisova ANOVA. Pomocí shlukové analýzy se graficky znázornily rozdíly mezi přechody savců u metod sledování (zimní stopování a noční sledování).



Obr. 35: Sledovaný úsek silnice III/1634 Přední Zvonková (křižovatka) – státní hranice
 → předpokládaný i skutečný nejčastější směr migrace zvěře ■ umístění fotopastí
 ○ body nočního pozorování

3.3.2. Výsledky a diskuse

Tabulka vzájemně porovnává výsledky ze všech tří metod sledování zvěře.

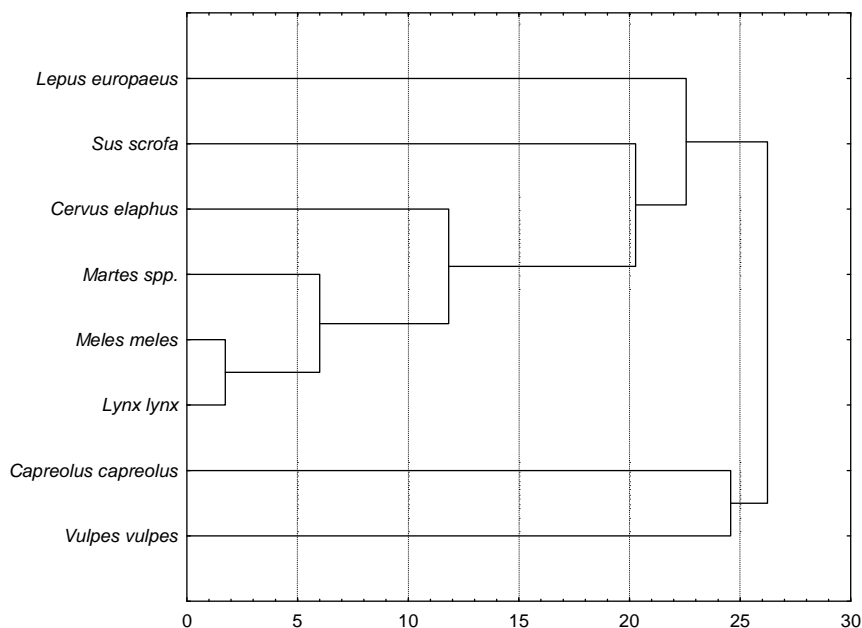
Tab. 27: Zjištěné druhy savců jednotlivými metodami sledování

	Zimní stopování	Noční pozorování	Fotografické pasti
<i>Lepus europaeus</i>	91	45	Ano
<i>Sus strofa</i>	47	81	Ano
<i>Cervus elaphus</i>	32	37	Ano
<i>Capreolus capreolus</i>	157	105	Ano
<i>Alces alce</i>	0	1	Ne
<i>Martes spp.</i>	11	9	Ano
<i>Meles meles</i>	2	3	Ano
<i>Lutra lutra</i>	0	1	Ne
<i>Vulpes vulpes</i>	149	41	Ano
<i>Lynx lynx</i>	1	1	Ne

Pozn. Zimní stopování (průměrný počet stopních drah přes silnici/sněhová obnova), Noční sledování (průměrný počet přechodů/noc), Fotografické pasti (monitorovaný druh)

Zimní stopování

Při šestnácti zimních kontrolách bylo ve sledovaném úseku zjištěno nejméně 8 druhů savců (podle stop ve sněhu většinou nešlo spolehlivě rozlišit kunu lesní a kunu skalní), které přecházely silnici.



Obr. 36: Shluková analýza vyjadřující počty přechodů živočichů při zimním stopování

Podle Kruskal-Wallisovy ANOVY pro data s nenormálním rozdělením $H [(7, N= 128) =80,82659 \quad p=0,0000]$ byl zaznamenán statisticky významný rozdíl mezi přechody jednotlivých druhů přes komunikaci při zimním stopování.

Tab. 28: Srovnání počtu přechodů silnice při zimním stopování mezi zaznamenanými druhy

	1	2	3	4	5	6	7	8
1 - <i>Lepus europaeus</i>		0,395	0,360	1,000	0,036	0,001	1,000	0,001
2 - <i>Sus scrofa</i>	0,395		1,000	0,002	1,000	1,000	0,009	1,000
3 - <i>Cervus elaphus</i>	0,360	1,000		0,002	1,000	1,000	0,008	1,000
4 - <i>Capreolus capreolus</i>	1,000	0,002	0,002		0,000	0,000	1,000	0,000
5 - <i>Martes spp.</i>	0,036	1,000	1,000	0,000		1,000	0,000	1,000
6 - <i>Meles meles</i>	0,001	1,000	1,000	0,000	1,000		0,000	1,000
7 - <i>Vulpes vulpes</i>	1,000	0,009	0,008	1,000	0,000	0,000		0,000
8 - <i>Lynx lynx</i>	0,001	1,000	1,000	0,000	1,000	1,000	0,000	

Pozn. Tučně jsou vyznačeny statisticky významné rozdíly mezi savci na hladině významnosti $p=0,05$ (hodnota p , Kruskal-Wallisova ANOVA)

Noční sledování

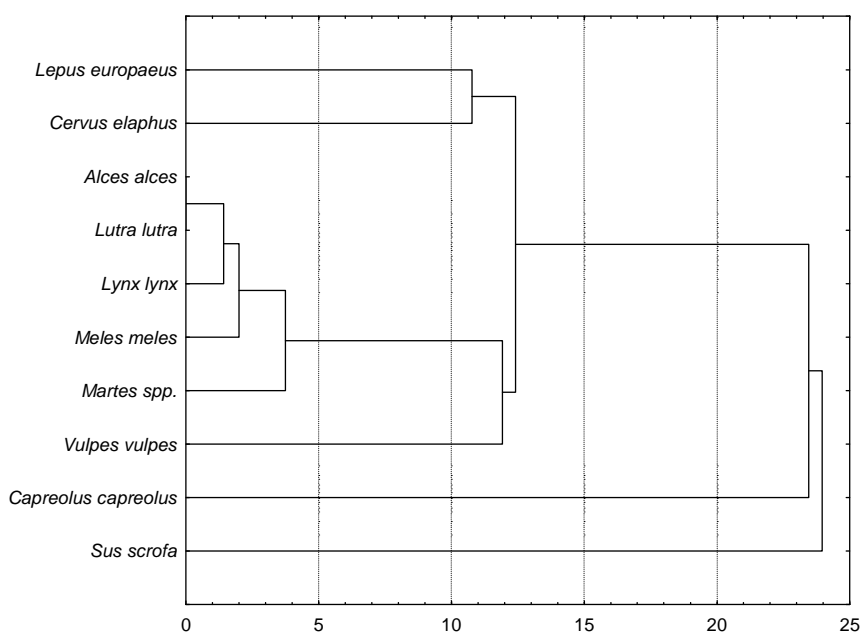
Při 22 nočních kontrolách bylo ve sledovaném úseku při přechodu silnice zjištěno nejméně deset druhů savců (podle siluet nelze spolehlivě rozlišit kunu lesní a kunu skalní). Vždy byl kladen důraz, aby stejní jedinci nebyli započítáni vícekrát.

Podle Kruskal-Wallisovy ANOVY pro data s nenormálním rozdělením $H [(9, N= 220) =87,10994 \quad p=0,0000]$ byl zaznamenán statisticky významný rozdíl mezi přechody jednotlivých druhů přes komunikaci při nočním pozorování.

Tab. 29: Srovnání počtu přechodů silnice při nočním sledování mezi zaznamenanými druhy

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1 - <i>Lepus europaeus</i>		1,000	1,000	1,000	0,779	0,057	1,000	0,014	0,014	0,014
2 - <i>Sus scrofa</i>	1,000		1,000	1,000	1,000	0,209	1,000	0,060	0,060	0,060
3 - <i>Cervus elaphus</i>	1,000	1,000		0,172	1,000	1,000	1,000	0,616	0,616	0,616
4 - <i>Capreolus capreolus</i>	1,000	1,000	0,172		0,002	0,000	1,000	0,000	0,000	0,000
5 - <i>Martes spp.</i>	0,779	1,000	1,000	0,002		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
6 - <i>Meles meles</i>	0,057	0,209	1,000	0,000	1,000		0,084	1,000	1,000	1,000
7 - <i>Vulpes vulpes</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,084		0,022	0,022	0,022
8 - <i>Alces alces</i>	0,014	0,060	0,616	0,000	1,000	1,000	0,022		1,000	1,000
9 - <i>Lynx lynx</i>	0,014	0,060	0,616	0,000	1,000	1,000	0,022	1,000		1,000
10 - <i>Lutra lutra</i>	0,014	0,060	0,616	0,000	1,000	1,000	0,022	1,000	1,000	

Pozn. Tučně jsou vyznačeny statisticky významné rozdíly mezi savci na hladině významnosti $p=0,05$ (hodnota p , Kruska-Wallisova ANOVA)



Obr. 37: Shlukovací analýza vyjadřující počty přechodů živočichů při nočním sledování

Fotopasti

Touto metodou byly zjištěny následující druhy savců: srnec obecný (*Capreolus capreolus*), jelen lesní (*Cervus elaphus*), prase divoké (*Sus scrofa*), liška obecná (*Vulpes vulpes*), zajíc polní (*Lepus europaeus*), kuna skalní (*Martes foina*), jezevec lesní (*Meles meles*). Druhy jsou seřazeny podle sestupné početnosti získaných záběrů. Tato metoda se jevila pouze jako doplňková. Dá se podle ní zjistit jednotlivé druhy, především velkých savců, nikoliv však jejich počet.

Zajíc polní (*Lepus europaeus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*) byli nejčastěji monitorováni metodou zimního stopování. Naopak prase divoké (*Sus scrofa*) metodou nočního pozorování. To je pravděpodobně způsobeno biologií této zvěře, která se v těchto nadmořských výškách v zimním období příliš nevyskytuje. Pouze

metodou nočního sledování byli v okolí silnice monitorováni los evropský (*Alces alces*) a vydra říční (*Lutra lutra*), a to u obou druhů pouze v jednom případě.

Sledované území je mimořádně významné pro losa a rysa ostrovida, kteří patří mezi zvláště chráněné, silně ohrožené druhy savců (Vyhl. č. 335/1992 Sb.). Druhý z nich je uveden v příloze II směrnice o stanovištích a je předmětem ochrany Evropsky významné lokality Šumava. Jedinci těchto druhů, kteří v celé oblasti Šumavy žijí v nízké populační hustotě, mohou být při překonávání komunikace ohroženi na životě projíždějícími vozidly a tím může být ohrožena i celá jejich populace.

Zimním stopováním bylo zjištěno 8 druhů savců, nočním pozorováním 10 druhů. Celkově byl v širší oblasti sledované komunikace prokázán výskyt 18ti druhů. Tyto rozdíly vyplývají z rozdílných metodických postupů ve vegetační a nevegetační sezóně. Z téhož důvodu jsou rozdílné i početnosti pozorování jednotlivých druhů. Celkový počet jedinců za celé sledované období není hodnocen, protože se mohlo jednat o neurčitelné opakování přechodu komunikací stejných jedinců při různých kontrolách, a to jak při zimním stopování, tak nočním sledování.

Oběma metodami byli nejčastěji pozorováni srnec obecný (*Capreolus capreolus*), liška obecná (*Vulpes vulpes*), zajíc polní (*Lepus europaeus*) a prase divoké (*Sus scrofa*).

Získané výsledky naznačují význam komunikace pro migraci savců v zimním období, zvláště pak při vysoké sněhové pokrývce. Za těchto podmínek zvěř často komunikaci nekřížuje, ale využívá ji ke svým přesunům v méně náročném terénu, který nabízí protažená silnice. V zimním období je proto pravděpodobnost střetu s dopravními prostředky na silnicích vyšší než ve vegetačním období. V zimě však stav komunikací většinou neumožňuje rychlou jízdu, takže živočichům se pravděpodobně silnici podaří včas opustit. Ve vegetačním období využívají rostlinnou potravu rostoucí na okrajích silnic býložravci, šelmy pak na silnicích vyhledávají jako lehce získatelný zdroj potravy sražené živočichy. Obecně lze značný počet sražených živočichů v tomto období patrně spatřovat ve vysoké rychlosti dopravních prostředků, kdy živočichové nestačí opustit silnici (zvláště na nepřehledných úsecích).

Na sledovaném úseku silnice bylo nalezeno pouze několik usmrcených drobných šelem (po 1 ex. lasice hranostaje (*Mustela erminea*), tchoře tmavého (*Mustela putorius*) a kuny lesní (*Martes martes*) a 2 ex. lišky obecné (*Vulpes vulpes*) a 1 ježek západní (*Erinaceus europaeus*).

3.4. Vyhodnocení pachových oplocenek jako opatření pro snížení mortality zvěře na silnicích

3.4.1. Metodika

Úspěšnost pachových oplocenek byla zkoumána ve zkusných úsecích na Českomoravské vrchovině, v Českém lese a v Libereckém kraji. Na silnicích byl v těchto úsecích kladen důraz na zjištění současného stavu mortality velkých savců a na to, zda se zde podaří díky pachovým repelentům snížit jejich vysokou úmrtnost, která zde byla monitorována v roce 2008, popř. 2009. Do níže uvedených lokalit se podnikaly pravidelné inventarizační kontroly. V modelové oblasti na Folmavě probíhalo měření dva roky, což bylo velice významné pro objektivitu zjištěných údajů. Způsoby sledování probíhaly pomocí determinace uhynulých jedinců. Vycházelo bylo z dat o současném i historickém rozšíření a migraci velkých savců.

Sledované lokality v modelové oblasti

- 1) Českomoravská vrchovina
 - a) úsek silnice II/112 mezi obcemi Zajíčkovem a Novou Bukovou
 - b) úsek silnice III třídy mezi obcemi Nová Buková a Rohovka
 - c) úsek silnice III třídy mezi obcemi Rynárec a Janovice
- 2) Český les
úsek silnice I/26 - velmi frekventovaná silnice mezi Babylonem a státní hranicí na Folmavě (okres Domažlice). Zde byla monitorována mortalita zvěře a instalován pachový ohradník v roce 2009, kdy byly použity přípravky Hukinol a Kornitol.
- 3) Liberecký kraj
 - a) úsek silnice č. 282 mezi obcemi Vesec a Loktuše
 - b) úsek silnice č. 283 mezi obcemi Loktuše a Turnov

Postup práce:

- Komplexní rekognoskace modelových území spojená s terénním šetřením a zjištěním současného stavu sledovaných úseků, včetně vytipování lokalit vhodných pro umístění pachových oplocenek a jejich vlastní instalace.
- Do výše uvedených lokalit se podnikaly pravidelné inventarizační kontroly, při kterých se obnovovaly nástřiky, nebo se pouze monitorovala mortalita zvěře.
- Vyhodnocení výsledků

Jako pachové repelenty byly použity přípravky Hukinol, Kornitol, Armacol, Hagopur duftzaun schaum, Hagopur duftzaun koncentrát a Hagopur Kitz-Rettung. Aplikace se prováděla na stromy na hraně silničního tělesa a na do země zatlučené dřevěné kůlky (1 m nad zemí). U přípravků Hukinol, Kornitol a Armacol byl repelent vstříknut do proděravělého uzavíratelného igelitového sáčku, ve kterém byla buničitá vata. U přípravku Hukinol byla účinnost zhruba 14 dní a vzdálenost stromů, na které byl repelent umístěn, byla 10 – 20 m. U přípravku Kornitol byla účinnost cca 30 dní a vzdálenost stromů byla 3 m. Jejich nevýhodou je nutná výměna, čímž se zvyšují náklady na provoz pachového ohradníku. Armacol se aplikuje na pruhy látky nebo buničtinové vatičky v igelitovém obalu (pro snížení rychlosti vypařování) zavěšené ve vzdálenosti cca 10 - 20 m na sloupky ve výšce 50 cm po obvodu pozemku. Aplikace se opakuje dle počasí cca po 14ti dnech.

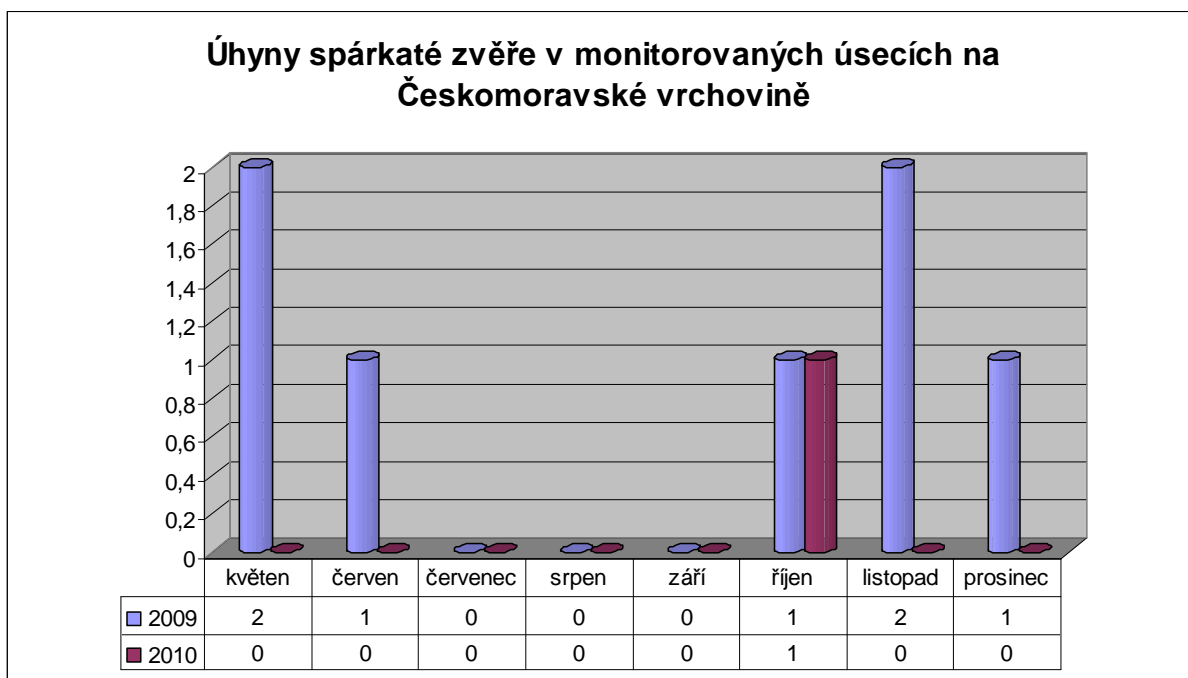
Přípravky Hagopur duftzaun schaum (účinnost zhruba 1 měsíc) a Hagopur duftzaun koncentrát (účinnost zhruba 3 měsíce) se aplikovaly pomocí pěny na dřevěné kůlky nebo stromy vzdálených od sebe 5 – 7 m. Účinnost všech přípravků však byla závislá na atmosférické vlhkosti a směru větru. Tímto byla zřejmě limitována i účinnost společně se světelným a hlukovým efektem projíždějících vozidel. Repelenty se pravidelně střídaly, neboť zvěř by si pouze na jeden typ brzy zvykla. Nová výměna přípravku proběhla vždy v období, které je pro zvěř z hlediska srážek s automobily na komunikaci nejhorší (jarní rozptyl mláďat, srnčí a daňčí říje atd.).

Výsledky byly statisticky vyhodnoceny pomocí neparametrického testu Kruskal-Walisova ANOVA a studentova T-testu pro dva nezávislé výběry.

3.4.2. Výsledky

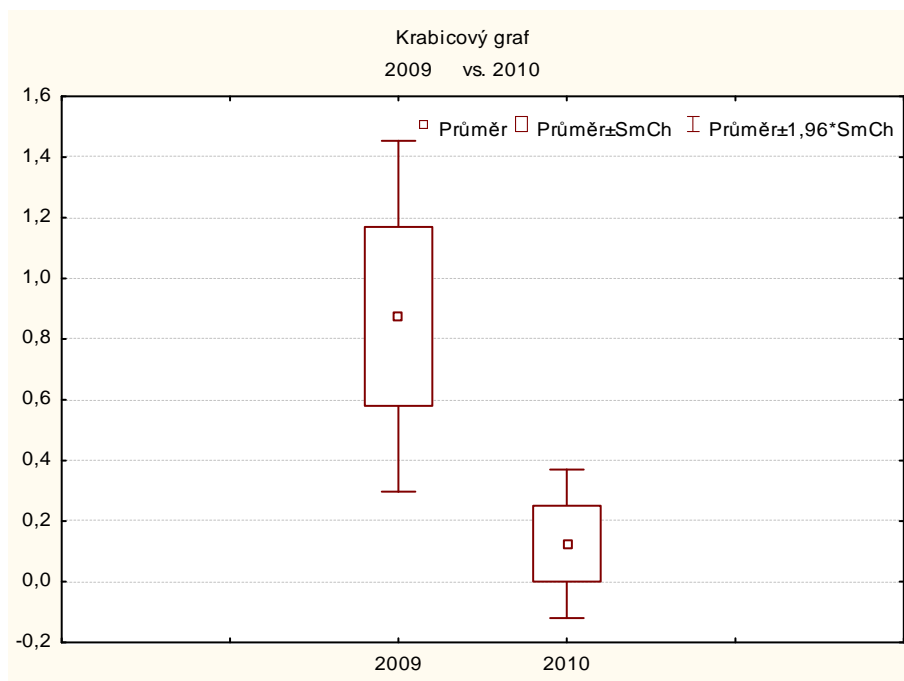
3.4.2.1. Českomoravská vrchovina

V těchto úsecích se používaly přípravky Hagopur Duftzaun Schaum, Hagopur Duftzaun koncentrát a Kornitol. Střídaly se takovým způsobem, aby byla zaručena neustálá funkčnost pachové oplocenky (stejně se postupovalo ve všech lokalitách). Z prozatímních výsledků vyplývá, že přípravky se zatím jeví pozitivně. V době výzkumu (1. 5. 2010 – 31. 12. 2010) byl sražen 1 kus srnčí zvěře (*Capreolus capreolus*). Sražení byli také dva zajáci polní (*Lepus europaeus*) na silnici II/112 v úseku Zajíčekov – Nová Buková. V roce 2009 byly v tomto období sraženy 3 ks srnce obecného (*Capreolus capreolus*) a 1 zajíc polní (*Lepus europaeus*).



Obr. 38: Mortalita zvěře v lokalitě na Českomoravské vrchovině

Podle Studentova T-testu pro dva nezávislé výběry byl zjištěn statisticky významný rozdíl ($t = 2,3406$; $p = 0,0346$) mezi lety 2009 a 2010.

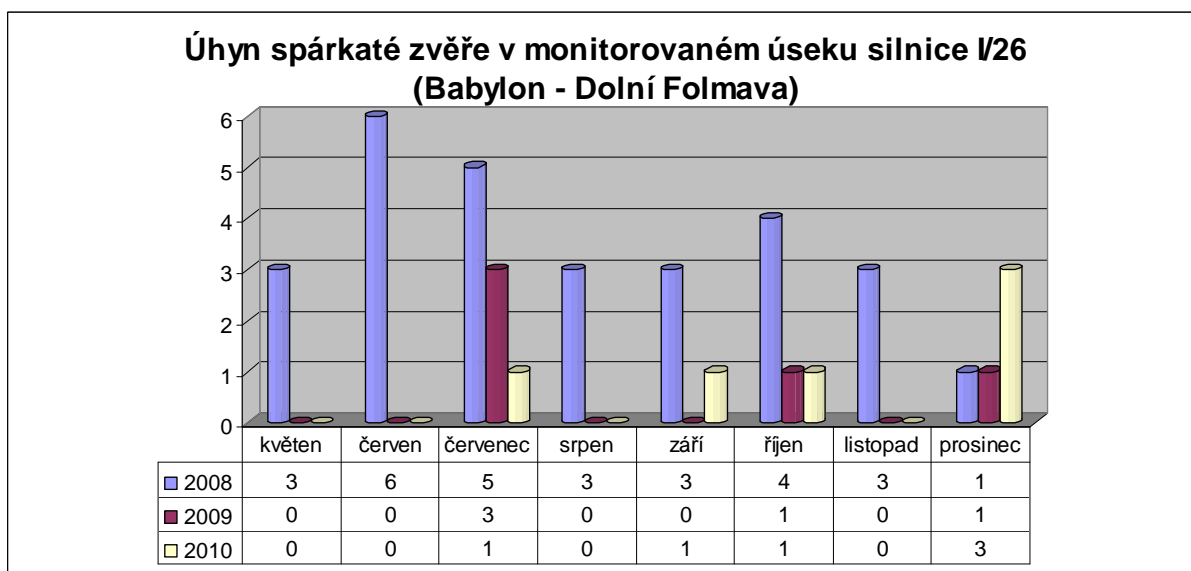


Obr. 39: Krabicový graf Studentova T-testu pro dva nezávislé výběry za rok 2009 vs. 2010 (Českomoravská vrchovina)

3.4.2.2. Český les

V tomto úseku byla monitorována mortalita zvěře a instalován pachový ohradník již v roce 2009 (použity byly přípravky Hukinol a Kornitol).

V roce 2009 - 2010 se zde používaly přípravky Hagopur Duftzaun, Hagopur Rettung, Hukinol a Kornitol. I v této lokalitě se pachové repelenty osvědčily. A to např. v roce 2007 kdy zde nebyly aplikovány pachové oplocenky, bylo v tomto úseku sraženo 22 ks srnčí zvěře, 8 ks daňčí zvěře a 10 ks černé zvěře. Celková finanční ztráta byla organizací odhadnuta na 50 400 Kč. Jaká byla ztráta skutečná lze však jen obtížně vyčíslit. U zvěře nebyla započítávána např. trofejová hodnota, genetická hodnota a navíc velkou část sražené zvěře se ani nepodaří dohledat. Podle zaměstnanců Domažlických lesů s.r.o. je tomu pouze v 50 % případů.



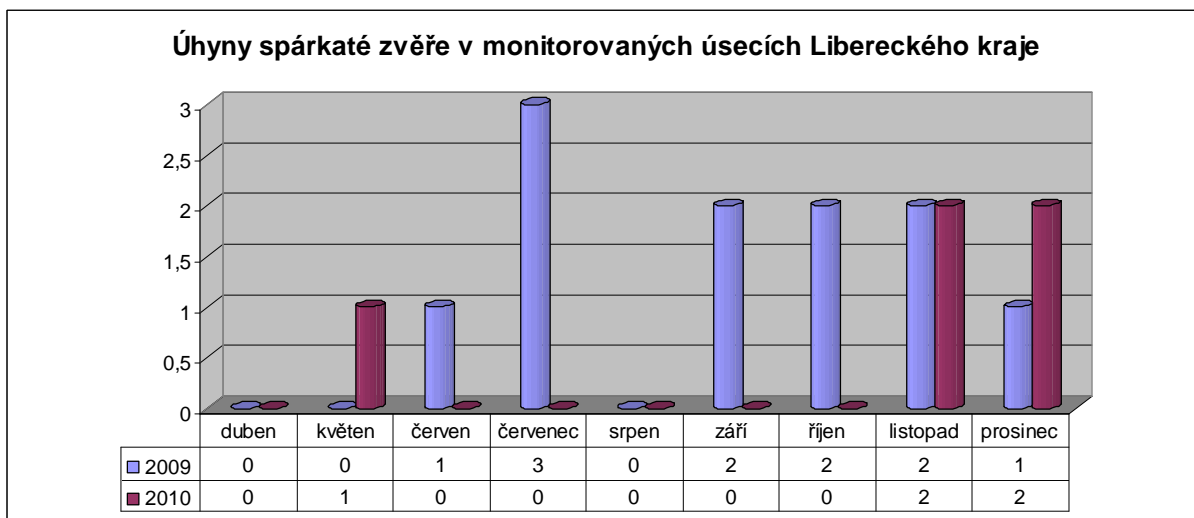
Obr. 40: Mortalita spárkaté zvěře silnice I/26 (Babylon - Dolní Folmava)

Podle Kruskal-Walisovy ANOVY byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi mortalitou ve sledovaných letech [$H(2, N=24) = 12,66771$ $p=0,0018$].

Vícenásobné porovnání p hodnot prokázalo statisticky významný rozdíl mezi lety 2008 a 2009 ($p=0,006$) a mezi lety 2008 a 2010 ($p=0,015$).

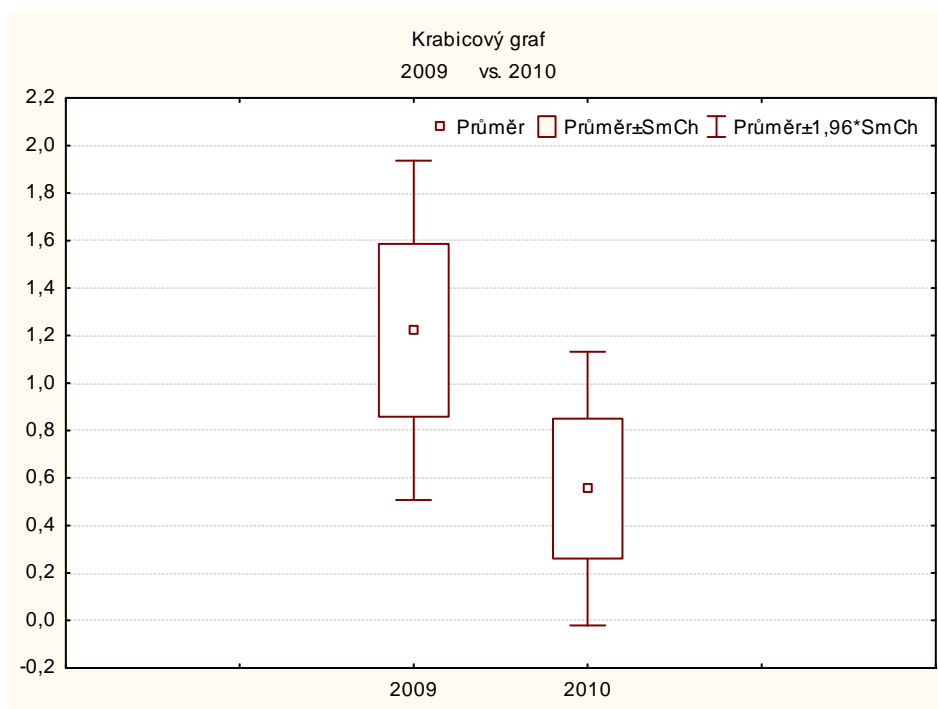
3.4.2.3. Liberecký kraj

Ve sledované lokalitě bylo sraženo 5 ks srnčí zvěře. V těchto úsecích se používaly přípravky Hagopur Duftzaun Schaum a Hagopur Duftzaun koncentrát.



Obr. 41: Mortalita spárkaté zvěře v Libereckém kraji

Podle Studentova T-testu pro dva nezávislé výběry nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl ($t = 1,4241$; $p = 0,1736$) mezi lety 2008 a 2009.



Obr. 42: Krabicový graf Studentova T-testu pro dva nezávislé výběry rok 2009 vs. 2010 (Liberecký kraj)

3.4.3. Diskuse

Podobných výsledků bylo dosaženo při aplikaci Duftzaunu v Čechách také na Pardubicku. Podobně i na dalších lokalitách, například u Husince při srovnání dvou shodných období zahynulo na sledovaném úseku silnice 15 ks srnce obecného, 2 zajáci polní a jedna

liška obecná. Po aplikaci pachového repelentu byly sraženy 3 ks srnce obecného. Zde byl použit přípravek Armacol.

Další aplikace pachové oplocenky proběhla v roce 2009 na Litoměřicku. Na ploše od Litoměřic až k Žatci, především v dolnooharské pánvi, se vytipovalo 121 km silnic. Tato oblast je typická především srnčí zvěří, která je také ze spárkaté nejčastějším účastníkem srážek. Od 05. 07. 2009 se zde aplikoval pachový koncentrát Duftazaun od společnosti Hagopur. Oproti 589 nalezeným sraženým kusů spárkaté zvěře v roce 2008, se zde za stejné časové období v roce 2009 evidovalo pouze 50 ks (Plíšek & Hrouzek 2009). Koncentrát pozitivně působil i na zajíce polního a bažanta obecného, protože i tyto srážky s rychle jedoucím vozidlem mohou mít nedozírné následky. Celkově bylo v roce 2008 evidováno cca 1400 srážek. Po použití koncentrátu klesly srážky na pouhých 70.

Podřipské zájmové sdružení nájemců honiteb po ověřování masového použití pachových oplocenek přešlo v roce 2010 k praktickému ověření těchto „svodidel“ na cca 250 km silnic především nižšího řádu v oblastech ve správě devíti obcí s rozšířenou působností. První nástřik byl proveden těsně před srnčí říjí (začátek července), druhý v září. Pro první nástřik byl použit přípravek Duftzaun-Schaum (originál pěna s koncentrátem), při druhém byl již jen přidán koncentrát (Hrouzek 2010). Na ošetření se podíleli myslivci z 95 honiteb, zejména z oblasti Dolnooharské pánve a na ni navazujících míst. O zapojení v převážné míře rozhodovala aktivita státní správy myslivosti a ochota odborů dopravy jednotlivých ORP podílet se na nákladech. Celkem bylo na materiál a vedlejší výdaje vydáno 295 000 korun, na jejichž pokrytí se podílel Krajský úřad Ústeckého kraje částkou 180 000, tj. 61 %, o zbývajících výdajích se rozdělily jednotlivé městské úřady (Hrouzek 2010). Pomocí pachových oplocenek se podařilo ve zkusných úsecích snížit mortalitu srnčí zvěře o 50 – 100 %. U prasete divokého se mortalita příliš snížit nepodařila, a to především v úsecích, které jsou pro ni potravně atraktivní (kukuřice atd.)

V Pardubickém kraji bylo rozhodnuto, že se na zkušební dobu 1 roku osadí 2 úseky o délce 1 km odrazovými skly typu Swaralex a 3 kilometrové úseky pachovými zradidly Hukinol a Hagopur. Vybrán byl úsek silnice I. třídy č. 35 v okrese Pardubice na trase od Hradce Králové na Svitavy, kde byly při stejně hustém provozu použity obě varianty, tj. odrazová skla a pachové zradidlo. S ročním zkušebním provozem se započalo od 1. srpna 2007. Výsledky za sledované období byly velice pozitivní. V úseku Jaroslav – Vysoká u Holic byl použit přípravek Hagopur a v roce 2006 bylo hlášeno 12 střetů vozidel se zvěří. Ve sledovaném období se jednalo o 1 kus srnčí zvěře. Úsek Nová Ves – Rohozná byl osazen pachovými zradidly Hukinol a Hagopur. V roce 2006 bylo hlášeno 12 střetů, za sledované

období po aplikaci oplocenky nebyl hlášen žádný střet. Úsek Hlinsko – Polička byl osazen pachovými zradidly Hukinol a Hagopur. V roce 2006 bylo hlášeno 9 případů střetů, za sledované období nedošlo ke hlášenému střetu. Tyto výsledky publikoval Kurča (2010).

Projekt boje se střety zvěře a aut běží již 14 let také v kraji Kronach. Repelent byl aplikován na 35 km silnic různého typu (od první třídy po „okresky“). Ukázalo se, že aplikace pachového ohradníku snížila dříve registrovaných 5 600 nehod na 2400 současných nehod, a to v porovnatelném časovém období. To znamená pokles o 3200 střetů automobilů a zvěře. Jestliže bylo do projektu v průměru vkládáno asi 25 000 Euro ročně, poklesly ztráty na zvěřině o 150 000 Euro a byly ušetřeny 3 miliony Euro na věcných škodách. V konkrétní popisované oblasti bylo zjištěno, že podle typu silnice poklesly škody o 79 až 82 %. Porovnávalo bylo období let 1990/91 (bez aplikace ohradníku) a průměrné ztráty za roky 1999 - 2004 při aplikaci pachového ohradníku (2 796 případů proti 558 případům). Z Rakouska lze uvést další konkrétní údaje z některých honiteb. V honitbě Zwetsendorf (výměra 580 ha) zahynulo v letech 1992 a 1995, na silnicích bez aplikace Duftzaunu 10 a 8 ks srnčí zvěře. Při aplikaci repelentu podél rizikových úseků zde zahynulo v roce 1993 - 4 ks, 1994 - 3 ks a 1996 - také 3 ks (ošetřeno vždy 1 - 2 km rizikových úseků). Ještě lepší výsledky byly hlášeny z honitby Schrick (výměra 1500 ha), kde bez aplikace zahynulo na silnicích před rokem 1995 ročně asi 12 ks srnčího, v letech 1995 a 1996 po aplikaci na 1800 m silnic byly ročně sraženy 3 ks (Havránek & Hučko 2009).

Švýcarské statistiky (Sintagro AG) uvádí pro období bez použití repelentu podél rizikových úseků silnic (1995 - 2000) a v období po aplikaci Hagopuru (2000 - 2004) snížení nehod v průměru o 70 % za rok, s ročními rozdíly mezi 63 - 85 % (výše uvedené informace byly zpracovány podle prezentace firmy Hagopur).

Ze závěrečné zprávy projektu provozního odzkoušení ochrany kritických úseků komunikací Ústeckého kraje před volně žijící zvěří s pomocí pachových ohradníků 2010 vyplývá (Hrouzek 2010), že Policie ČR zaznamenává ročně kolem dvou set tisíc dopravních nehod, na nichž se asi pěti procenty podílejí srážky s volně žijícími živočichy. Tyto statistické ukazatele ukazují, že v řadě honiteb, které jsou protnuty komunikacemi, vznikají jednak výrazné ztráty na zvěři a na ostatních volně žijících živočiších, ale také je ohrožen i motorista.

Dále Hrouzek (2010) argumentuje, že z hlediska vegetačního období dochází ke střetu s drobnou zvěří nejčastěji brzo na jaře, kdy v okolí vozovek, vlivem teplotní inverze, raší nejdříve rostlinný pokryv a dále v létě, kdy v bezprostředním okolí silnic dozrávají semena a plody planých druhů rostlin, bylin či keřů. Z klimatického hlediska dochází nejčastěji ke střetům v období po deštích či bouřce, kdy především bažantí slepice vodí kuřátka na otevřené

plochy, aby rychleji oschla. V zimním období tmavý asfaltový podklad na rozdíl od okolního prostředí přitahuje víc sluneční paprsky a jeho povrch vyřazuje víc tepla než okolní prostředí a zvěř se k němu chodí vyhřívat. Kromě toho zvěř láká i prosolené okolí silnic.

U spárkaté zvěře dochází k nejčastějším kontaktům motoristů se srnčí zvěří na přelomu července a srpna (až polovina) a v období října – listopadu (cca čtvrtina). V prvním období nastává u srnčí zvěře říje, při níž se podstatně zvyšuje pohyb zvěře, zejména při pronásledování srny srncem, kromě toho jsou v té době na polích intenzivní polní práce a lesy bývají plné turistů, houbařů a různých zájmových sportovních skupin.

V říjnu dochází k intenzivnímu pastvení zvěře před zimním obdobím a tudíž opět ke zvýšené migraci zvěře zejména do nesklizených porostů kukuřic, či na plochy oseté atraktivními plodinami, např. řepkou či vojtěškou. V případě příhraničních oblastí pak k přesunu na nesklizené či na zimu oseté plochy v sousedním Německu.

Ke zvýšení rizika srážek motoristů se zvěří přispívají i zarostlé a neudržované násypy a příkopy kolem cest, takže je opravdu těžké přebíhající zvěř včas zahlédnout a prakticky většinou již nelze střetu se zvěří zabránit.

Škody na majetku a zdraví motoristů je možné částečně omezit. Ale ne všude je možné účelně využít technických prostředků, jakými jsou např. odrazová zradidla, která odráží do porostů světelné záblesky z projíždějících vozidel. V zimním období se jako nejvhodnější jeví tzv. odváděcí krmení v porostech v minimální vzdálenosti cca 100 m od komunikace, případně po dohodě s vlastníkem nebo nájemcem zemědělských pozemků je vhodné odkrýt ozimy zapadlé sněhem kolem lesních porostů.

3.5. Kvantifikace mortality velkých savců na železnicích

3.5.1. Metodika

Výzkum kvantifikace mortality velkých savců na železnici probíhal na pěti modelových úsecích:

- úsek železnice Plzeň – Horažďovice předměstí (2009) (Plzeňský kraj)
- úsek mezi Dobrou Vodou u Pelhřimova a Hřibčím (srpen 2008 - červenec 2009) (kraj Vysočina)
- úsek mezi Jedlovou a Chřibskou (říjen 2009 – září 2010) (kraj Ústecký)
- úsek úzkokolejné železnice mezi Obrataní a Jindřichovým Hradcem (2009) (kraj Vysočina – Jihočeský kraj)
- úsek železnice Bělčice – Závášín (2004 - 2008) (Středočeský kraj)

První sledovaný úsek tratě byl zvolen mezi Plzní a Horažďovicemi předměstím a prochází přes 18 mysliveckých honiteb. Trať byla monitorována od 1. 1. 2009 – 31. 12. 2009. Jedná se o honitby Horažďovice, Velký Bor, Třebomyslice, Pačejov, Milčice, Štírka Myslív, Nekvasovy, Mohelnice, Klášter, Srby Sedliště, Chejlava, Vlčice, Ždírec, Blovice, Zdemyslice, Žákava, Štáhlavy a Starý Plzenec. Ve všech vyjmenovaných honitbách je normován srnec obecný (*Capreolus capreolus*) a v malém počtu se zde vyskytuje bažant obecný (*Phasianus colchicus*) a zajíc polní (*Lepus europaeus*). Ve všech honitbách se dále pravidelně vyskytuje prase divoké (*Sus Scrofa*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*). Lokálně se podél sledované tratě vyskytuje muflon (*Ovis musimon*), daňek evropský (*Dama dama*) a jelen lesní (*Cervus elaphus*). V honitbě Velký Bor se navíc vyskytuje orebice horská (*Alectoris graeca*).

Druhy zvěře vyskytující se v jednotlivých lokalitách byly zjištěny od jednotlivých mysliveckých hospodářů, popřípadě od pracovníků Městských úřadů, oddělení životního prostředí. Podél železniční tratě ve sledovaném úseku tvoří pole a louky 84,2 %, les 10,1 % a křovinný porost 5,7 % zastoupených biotopů. Železniční trať byla monitorována strojvůdci, kteří na této trati ve sledovaném období projížděli. Zapisovali počet sražené zvěře podél železniční tratě a lokalizovali okolí místa střetu (les, pole, křovinný porost). Takto získaná data byla průběžně shromažďována a zapisována do terénního zápisníku. Dále byl ke každému kusu sražené zvěře zaznamenán přesný kilometr nálezu dle traťového kilometrického proběhu ČD, a to zejména proto, aby mohl být určen úsek tratě s největším počtem sražené zvěře a z důvodů vyloučení nepřesností spočívajících v tom, že by dva strojvůdci zaznamenali stejný sražený kus zvěře na traťovém kilometru. Zaznamenávána byla jednak zvěř, kterou daný strojvůdce srazil při jízdě a rovněž zvěř, která byla spatřena podél tratě již sražená jiným kolejovým vozidlem. Během celého období bylo provedeno několik pochůzek po železniční trati, při kterých byla pořizována fotodokumentace a prováděn popis okolí tratě v jednotlivých úsecích. Rovněž byl na základě dohody se strojvůdcem vlaku pořízen vlastní videozáznam železniční tratě na trase Plzeň – Horažďovice předměstí pomocí kamery, která byla umístěna za předním oknem vlaku.

Při kvantifikaci počtu srážek nejvíce ohrožené zvěře (srnec, bažant, zajíc) byl nejprve na základě jízdního řádu ČD pro rok 2008/09 zjištěn počet vlaků na trase Plzeň – Horažďovice předměstí s rozlišením na pracovní dny, soboty, neděle a svátky. Při výpočtu střetů zvěře s kolejovými vozidly pro každý měsíc zvlášť bylo postupováno tak, že počet sražených kusů daného druhu zvěře v jednotlivých měsících byl vydělen počtem kilometrického proběhu vlaků pro daný měsíc, čímž byl získán počet sražených kusů zvěře na

1 km dráhy vlaku. Ze získaných dat bylo dále zjišťováno, v jakém biotopu došlo ke srážce vlaku se zvěří.

Ve sledovaném úseku tratě projede týdně 326 spojů osobní vlakové dopravy. Dále bylo nutno přičíst spoje nákladní dopravy, které na základě zjištění strojvůdce činily 126 spojů týdně. Průměrně tak denně na sledovaném úseku tratě projelo 65 spojů osobní a nákladní železniční dopravy.

Statistické vyhodnocení dat z této trati probíhalo pomocí Kruskal-Wallisovy ANOVY a základních statistických veličin. Porovnávaly se počty jednotlivých druhů sražených živočichů na sledované trati. Tímto testem se také vyhodnocovalo, v jakých lokalitách (les, pole, křovinný porost) dochází nejčastěji ke srážkám. Dále se naměřená data vyhodnocovala pomocí Chi-kvadrátu (pozorované vs. očekávané četnosti). Tím se také zjišťovalo, zda se druhy savců srážejí v jednotlivých měsících stejně pravidelně. Pomocí shlukové analýzy se graficky znázornil rozdíl mezi sraženými druhy živočichů a rozdíl mezi lokalitami prostředí, kde dochází k jejich srážkám.

Jako druhý monitorovaný úsek byla zvolena železnice na Českomoravské vrchovině (Dobrá Voda u Pelhřimova – Hřibecí). Zde se na 6 km trati prováděly od srpna 2008 do července 2009 pravidelně každý týden inventarizační pochůzky, jejichž cílem bylo kvantifikovat mortalitu velkých savců na této trati a zjistit, které druhy jsou zde nejvíce ohroženy. Hledání zvěře probíhalo za pomoci vycvičeného barvářského psa. Téměř celý úsek prochází lesním komplexem. Jednalo se o trať, na které projíždí pouze regionální spoje a je zde omezená železniční nákladní doprava. Podle informací Českých drah zde projede 132 vlaků osobní a nákladní dopravy týdně.

Při inventarizačních pochůzkách se také zaměřoval počet jednotlivých druhů zvěře, který překonal v daném časovém intervalu železniční trať. Toto měření bylo možné provádět pouze na sněhové obnově. Nutností bylo znát přesný čas, kdy napadl čerstvý sníh. Tento údaj se odečetl od času, kdy proběhla pochůzka po trati. Frekvence zvěře, která překonala trať, se vydělila časovým intervalem (mezi obnovou a pochůzkou). Trať prochází mysliveckými sdruženími Hubert Dobrá Voda (převážná část úseku) a Hřibecí. V těchto honitbách je normována zvěř srnčí (84 ks – Dobrá Voda), zajíc polní (90 ks – Dobrá Voda).

Dále se mortalita zvěře vyhodnocovala na železniční trati Jedlová – Chřibská (říjen 2009 – září 2010). Trať prochází mysliveckým sdružením Růžák, které má rozlohu 2050 ha.

Normována je zde srnčí zvěř (64 ks), jelen lesní (29 ks), prase divoké (19 ks) a zajíc polní (30 ks). Trať vede pouze lesním komplexem. Celková délka sledovaného úseku byla 9,5 km. Projede po ní 197 osobních a nákladních vlaků týdně.

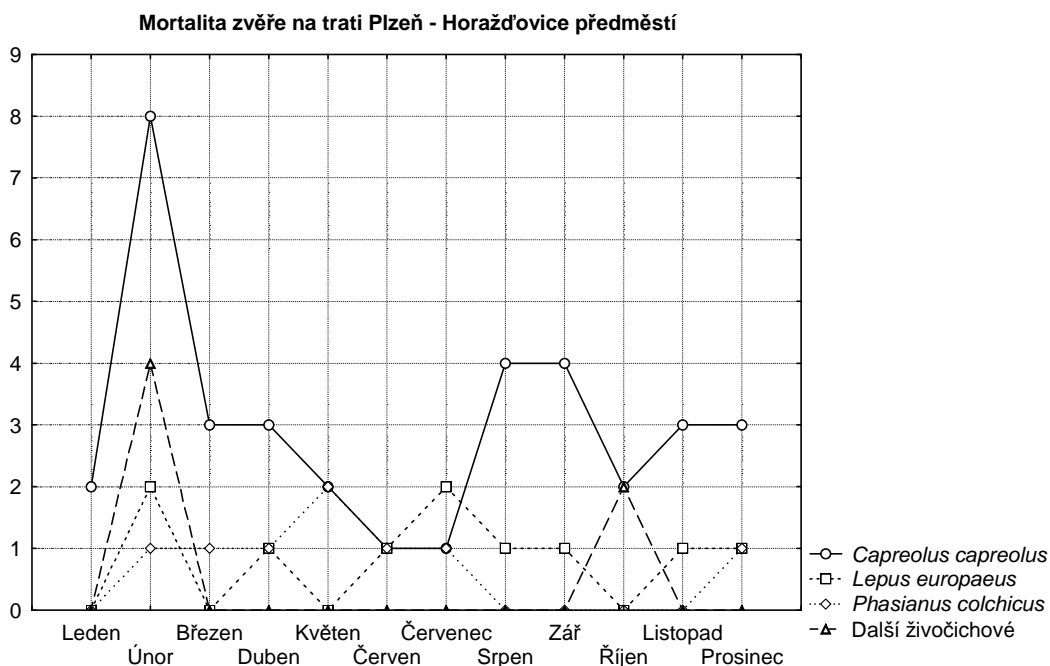
Dalším úsekem, kde se zjišťovala výše mortality savců na železnicích byla úzkokolejná trať Obrataň – Jindřichův Hradec (2009). Ve všech honitbách, kterými prochází, je normován srnec obecný, bažant obecný a zajíc polní. Ve všech honitbách se dále pravidelně vyskytuje prase divoké a liška obecná. Lokálně se podél sledované tratě vyskytuje muflon, daněk evropský a jelen lesní. Trať je dlouhá 46 km a projede zde týdně 156 spojů.

Posledním úsekem, kde se kvantifikovala mortalita savců na železnicích, byla trať úseku Bělčice – Závišín (2004 – 2008). Prochází mysliveckým sdružením Bělčice (2 304 ha), kde je normována zvěř srnčí (98 ks) a běžně se zde vyskytuje prase divoké a zajíc polní. Celý úsek trati prochází agrární krajinou (4,5 km). Pouze na 500 m kopíruje trať les (z druhé strany je pole). Projede zde 170 osobních a nákladních vlaků týdně.

V úsecích tratí Jedlová – Chříbská, Obrataň – Jindřichův Hradec a Bělčice – Závišín byla data získána od strojvedoucích, kteří byli ochotni veškeré srážky hlásit mysliveckým hospodářům, jejichž honitbami železniční tratě prochází.

3.5.2. Výsledky a diskuse

Získaná data z železnice Plzeň – Horažďovice předměstí byla vyhodnocena kombinací několika postupů, na základě kterých bylo zjištěno, že z celkového počtu 60 střetů s lesní zvěří s kolejovými vozidly byly v měsíci lednu sraženy 2 ks zvěře, v únoru 15 ks zvěře, v březnu 4 ks zvěře, v dubnu 5 ks zvěře, v květnu 4 ks zvěře, v červnu 3 ks zvěře, v červenci 4 ks zvěře, v srpnu 5 ks zvěře, v září 5 ks zvěře, v říjnu 4 ks zvěře, v listopadu 4 ks zvěře a v prosinci 5 ks zvěře.



Obr. 43: Mortalita srnce obecného, zajíce polního, bažanta obecného a dalších živočichů

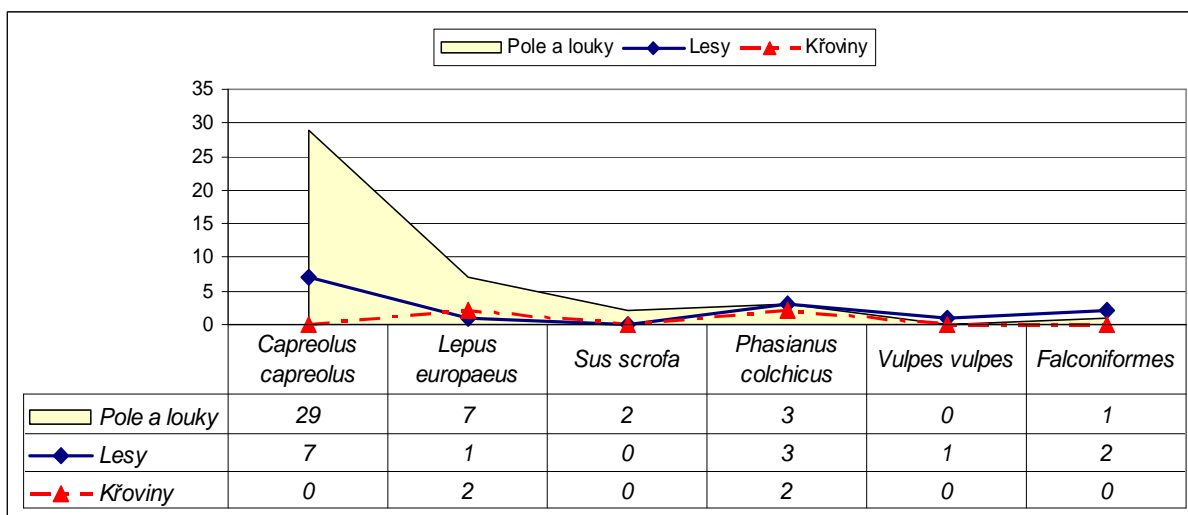
Pomocí Kruskal-Wallisovy ANOVY byl zaznamenán statisticky významný rozdíl mezi sráženými živočichy [$H(5, N=72) = 40,89313$ $p = 0,0000$].

Statisticky signifikantní rozdíl v počtu srážených kusů byl podle tohoto testu zjištěn mezi srncem obecným a bažantem divokým ($p = 0,0469$), mezi srncem obecným a prasetem divokým ($p = 0,0001$), mezi srncem obecným a liškou obecnou ($p = 0,0000$) a mezi srncem obecným a dravými ptáky ($p = 0,0002$).

Při zkoumání pravidelnosti střetů vlaků s živočichy v jednotlivých měsících ve sledovaném úseku železniční trati pomocí Chi-kvadrátu (pozorované vs. očekávané četnosti), byly zjištěny tyto výsledky:

- Srnec - Chi-Kvadr. = 12,66667 sv = 11 $p = 0,3157$
- Zajíc - Chi-Kvadr. = 6,800027 sv = 11 $p = 0,8150$
- Bažant - Chi-Kvadr. = 1,000000 sv = 1 $p = 0,3173$

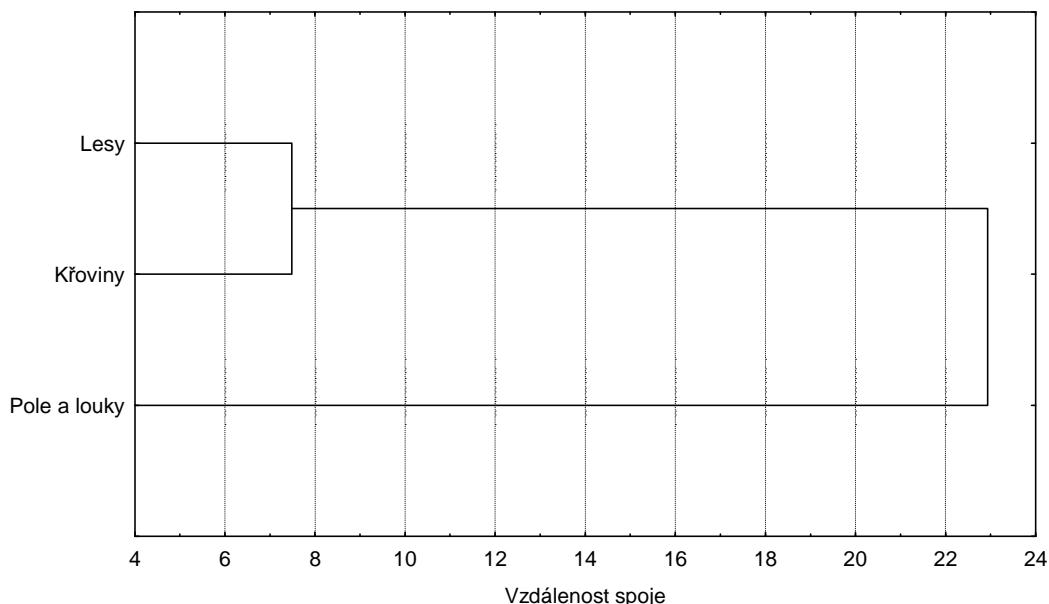
Z nich vyplývá, že se na hladině významnosti $p = 0,05$ nepodařilo prokázat statisticky významný rozdíl při srážkách se živočichy během jednotlivých měsíců.



Obr. 44: Mortalita živočichů v různých typech prostředí

Obrázky 44 a 45 vypovídají o mortalitě jednotlivých druhů živočichů, k nimž dochází nejčastěji v místech, kde se nachází pole či louka. To je možno odůvodnit tím, že krajina v okolí sledované tratě je nejčastěji tvořena právě polem či loukami (84,2 %), kam zvěř migruje za potravou.

Shluková analýza-porovnání lokalit na trati mezi Plzní a Horažďovicemi předměstím, kde dochází ke srážkám

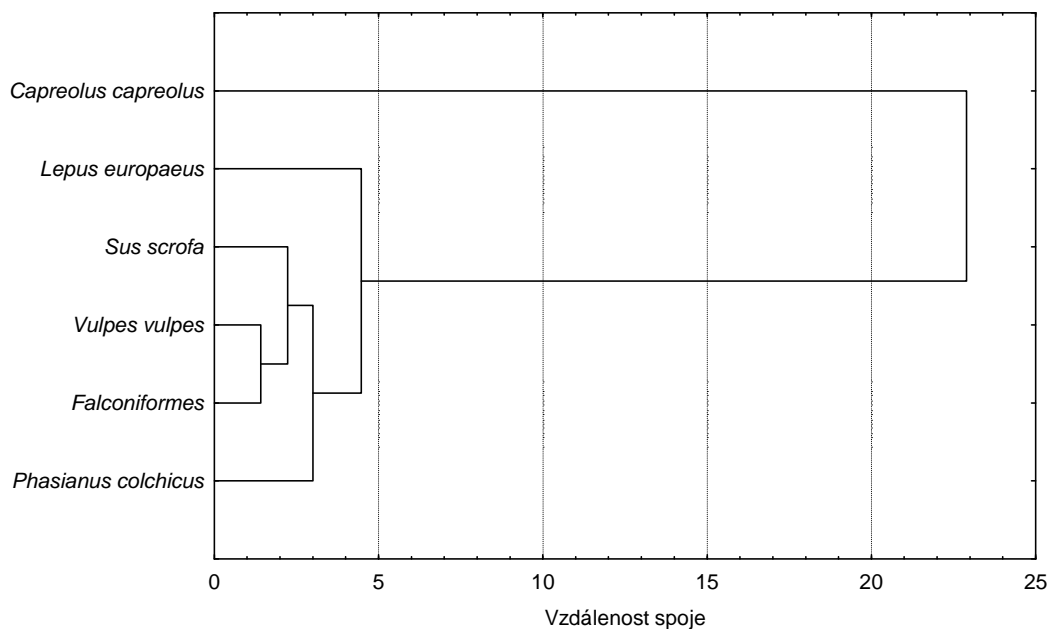


Obr. 45: Výsledky shlukové analýzy srovnání mortality živočichů v závislosti na typu prostředí

Obr. 44 jasně demonstruje, jak nejčastěji dochází ke srážkám s živočichy na polích a loukách, ovšem Kruskal-Wallisova ANOVA neprokázala statisticky významný rozdíl mezi lokalitami prostředí, kde k těmto srážkám dochází [$H(2, N=18)=4,0123$ $p=0,1345$ a Chi-

Kvadr.=1,3333 sv=2 p=0,5134] a to i vzhledem k nezohledněným rozdílným výměrám jednotlivých ploch.

Shluková analýza-porovnání srážených živočichů na trati mezi Plzní a Horažďovicemi předměstím



Obr. 45: Výsledky shlukové analýzy srovnání mortality živočichů ve sledovaném úseku trati

Za sledovaný časový interval na trati Dobrá Voda u Pelhřimova – Hřibčíc (1 rok) bylo nalezeno 10 uhynulých ks srnce obecného, 3 zajíci polní a jedno prase divoké.

Tab. 30: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Dobrá Voda - Hřibčíc

Úhyny spárkaté zvěře na železnici - Dobrá Voda u Pelhřimova - Hřibčíc												
	VIII.08	IX.08	X.08	XI.08	XII.08	I.09	II.09	III.09	IV.09	V.09	VI.09	VII.09
<i>C. capreolus</i>	3	2	—	1	—	1	1	2	—	—	—	1
<i>L. europaeus</i>	1	1	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Sus scrofa</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1

Vysoký počet sražených kusů lze přičíst křížení migračních koridorů zvěře se železnicí a atraktivní potravě (ostružiník maliník atd.), kterou v okolí železnice zvěř vyhledává.

Tab. 31: Počet přechodů zvěře přes trať /hod. v jednotlivých měsících na zkušném úseku (6 km)

	listopad (2008)	prosinec (2008)	leden (2009)
<i>Capreolus capreolus</i>	9,5	4,03	3,08
<i>Lepus europaeus</i>	1,45	5,16	3,04
<i>Sus scrofa</i>	0	0,07	0,29

Z tabulky je patrné, že frekvence přechodů u srncí zvěře se postupně snižovala. U zajíce polního nastal v průběhu prosince výrazný nárůst frekvence pohybu přes železniční

trať. Tento nárůst je způsoben patrně tím, že v okolí železnice proběhla těžba melioračních a zpevňujících dřevin, což pravděpodobně vyvolalo zvýšenou migraci, vlivem zvýšení nabídky atraktivní potravy.

Při pochůzkách bylo také měřeno, jakou vzdálenost ujde zvěř po liniové komunikaci. Srnčí zvěř přecházela trať v 80 % případech kolmo s tratí. Nejdelší úsek, který srnčí zvěř urazila přímo v kolejišti, byl 48 m. Naopak stopní dráhy zajíce polního často ve velkých vzdálenost korelovaly s tratí. Nejdelší úsek byl naměřen 151 m.

Tab. 32: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Jedlová - Chřibská

Úhyny spárkaté zvěře na železnici - Jedlová - Chřibská												
	X.09	XI.09	XII.09	I.10	II.10	III.10	IV.10	V.10	VI.10	VII.10	VIII.10	IX.10
<i>C. capreolus</i>	srna	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>L. europaeus</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Sus scrofa</i>	—	sele	—	—	4*	—	—	laň	—	—	—	jelen
<i>Cervus elaphus</i>	—	—	laň	laň	—	—	—	—	—	—	—	—

*bachyně a 3 selata prasete divokého

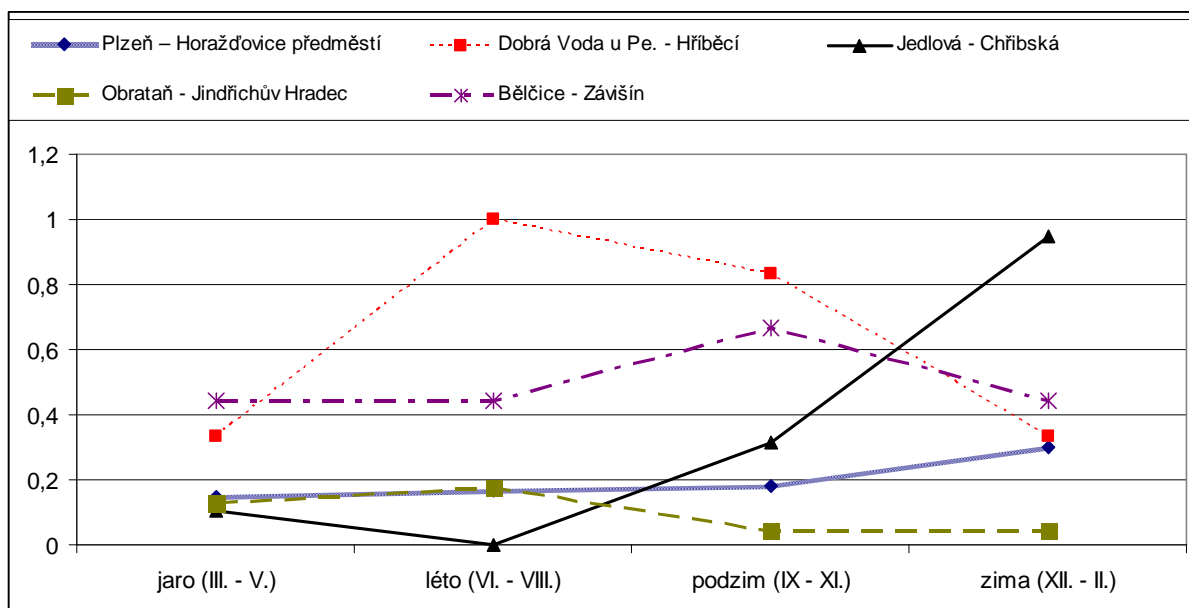
Tab. 33: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Obrataň – Jindřichův Hradec

Úhyny zvěře na železnici (Obrataň – Jindřichův Hradec) 2009													
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	
<i>C. capreolus</i>	—	2	—	—	3	2	2	—	1	1	—	—	
<i>Sus scrofa</i>	—	—	—	1	—	3	—	—	—	—	—	—	
<i>L. europaeus</i>	—	—	—	2	—	—	—	1	—	—	—	—	

Tab. 34: Úhyny spárkaté zvěře v úseku Bělčice – Závěšín

Úhyny zvěře na železnici - Bělčice – Závěšín				
	jaro (III.-V.)	léto (VI.-VIII.)	podzim (IX.-XI.)	zima (XII.-II.)
2008	2	2	3	2
2007	3	1	2	4
2006	—	—	3	2
2005	1	1	3	2
2004	2	—	1	2

K nejčastějším srážkám na trati Bělčice – Závěšín docházelo v místech, kde kopíruje trať les (z druhé strany je pole). Tento úsek je dlouhý 500 m. Na ostatních úsecích, které procházely agrární krajinou, docházelo ke srážkám se zvěří výrazně méně často.



Pozn. Z úseku Bělčice – Závěšín je zobrazena mortalita z roku 2008

Obr. 46: Porovnání mortality savců na sledovaných železničních tratích (střety/km)

Z obrázku lze vypočítat, že v každé lokalitě mají střety se zvířaty (srnec obecný, prase divoké a zajíc polní) na železnici odlišný trend. Vždy je tedy nutné vycházet z konkrétní situace (lokalita, klimatické podmínky, abundance zvířete v lokalitě, intenzita železniční dopravy atd.). Například na trati Dobrá Voda u Pelhřimova docházelo nejčastěji ke srážkám v letních měsících, kdežto na trati Jedlová – Chřibská v zimních. Přitom obě tratě leží přibližně ve stejné nadmořské výšce (650 m n.m.) a projede zde týdně zhruba stejně vlaků (132, resp. 197).

V současné době jsou dále v ČR známy zejména výzkumy prováděné na trati mezi Trhovým Štěpánovem a Benešovem u Prahy (Janovský & Čech 2001). Jedná se o železniční trať dlouhou 33 km, která protíná řadu velmi odlišných biotopů a umožňuje ucelenější pohled na celou problematiku. První průzkum na této trati byl proveden v zimním období v roce 1999-2000 a skládal se z několika pochůzek po trati a analýzou kosterních nálezů zvířete sražené vlakem. Z vyhodnocení vyplynulo, že nejohroženějšími druhy zvířete je zejména srnec obecný a zajíc polní. Zajícovití byli sražení ve 32 %, sudokopytníci ve 22 % (v naprosté většině případů srnec obecný), šelmy v 18 %, ptáci v 10 %, hmyzožravci ve 4 % a plazi ve 2 % případech. Nálezy tělesných zbytků byly vázány na takové úseky, kde trať netvoří příliš výraznou výškovou bariéru, ať již svým náspem, či zářezem. Na takovýchto výrazněji převýšených a křovinami často zarostlých místech byly nacházeny naopak hojně kadávery bažantů. Ač především v lesních úsecích existuje množství frekventovaných srnčích ohozů protínajících zde zařízlou železniční trať, kosterní zbytky nebyly na těchto křižovatkách, ani

v blízkosti, nikdy nalezeny. Veškeré nálezy usmrčených kusů srnce obecného a zajíce polního spadaly do otevřených rovinatých úseků trati, v jejichž bezprostřední blízkosti zvířata dlouhodobě přetrvávala. K nejčastějším srážkám zvěře dochází podle zaměstnanců ČD v nočních hodinách.

V květnu 2006 byl proveden opět další výzkum trati mezi Trhovým Štěpánovem a Benešovem u Prahy. Vyhodnocením druhého průzkumu byl zjištěn nárůst mortality srnce obecného (Janovský & Čech 2008).

Výsledkem výše zmíněných výzkumů je fakt, že nejohroženější zvěř v ČR v důsledku liniových staveb je srnec obecný, po kterém následuje zajíc polní.

4. ZÁVĚR

Z výsledků práce je zřejmé, že nejvíce ovlivňuje pravděpodobnost nehody vozidla se zvěří čas události (hodina) a druhým nejdůležitějším faktorem je měsíc, ve kterém ke srážce došlo. Ve všech sledovaných letech (2006 – 2009) docházelo nejčastěji k těmto nehodám v ČR v noci (data z databáze Policie ČR), převážně ve 22:00 hodin a další vrchol nastával v 6:00 hodin ráno. Nejčastěji docházelo k nehodám se zvěří v měsících dubnu a květnu. Druhá vlna častějších srážek přicházela pravidelně od října do prosince.

Na silnicích i dálnicích se stalo výrazně nejvíce nehod v úsecích, kde byla z obou stran komunikace louka nebo pole, následovaly nehody v lesnatých úsecích a nejméně nehod se stalo v úsecích z jedné strany obklopených loukami nebo polnostmi a z druhé strany lesem.

K negativním vlivům liniových staveb patří přímý zábor biotopů, rekolonizace krajiny při stavbě komunikací, kontaminace prostředí a nejrůznější typy rušení (hlučnost apod.). Významné jsou tedy i nepřímé vlivy dopravních staveb, jako například zvýšení civilizačního tlaku a doprovodná výstavba podél komunikací liniového či polygonového charakteru.

Výzkum se specializoval na zjištění, popis a vyhodnocení proměny krajinných struktur čili změny land use v bezprostřední blízkosti páteřní komunikace ČR dálnice D1. Je z něj zřejmé, že se krajina podél dálnice D1 velice dynamicky proměňuje. Na úseku 11 – 29 km dálnice D1 výrazně ubývá zemědělsky využívaná krajina kategorie „pole“ (v roce 1974 zaujímal 44,24 %, kdežto v roce 2007 již pouze 31 % plochy zájmového území). Významně se v tomto úseku po roce 1989 zvýšila plocha komerčních center jejichž výměra v roce 2007 je dokonce větší než výměra sídel (sídl 8,19 %; komerční centra 8,53 %). Výstavba komerčních center značně ovlivňuje propustnost a konektivitu krajiny, a to především přímým zábohem biotopů. Environmentální problémy jsou stále častěji způsobeny nezamýšlenými

důsledky, které bylo těžké předvídat, ale nijak to neomezilo chuť společnosti riskovat (Lapka 2008). V případě rozvoje silniční infrastruktury řešení silně závisí na charakteru prostorové variability (Forman 2000).

V modelovém úseku 75 – 89 km nedošlo zdaleka k tak dramatickým změnám rozlohy jednotlivých kategorií land use jako v úseku 11 – 29 km. Kategorie „pole“ se snížila za sledované období pouze o 7,09 % a plocha komerčních center dosahovala v roce 2007 pouze jedno procento výměry ze sledovaného území. Z toho vyplývá, že lokalita blíže situovaná k hlavnímu městu ČR (Praha) je výrazně více ovlivněna lidskou aktivitou, zejména výstavbou komerčních center, což přímo koreluje se snížením výměry biotopů kategorie pole, tedy vhodnými lokalitami pro zvěř. V tomto případě představují komerční centra z pohledu fragmentace krajiny a bariérového efektu mnohem větší riziko než samotná dálnice.

Míchal 1994 shrnuje, že ekologická stabilizace stávající krajiny znamená vlastně hledání společensky optimálního stupně destabilizace ve srovnání s přírodním stavem.

Z analýzy proměny land use v bezprostřední blízkosti dálnice také vyplývá snaha o stabilizaci ovlivněných ekosystémů, která se v praxi projevuje postupným zvyšováním výměry lesních pozemků a rozptýlené zeleně. Tento trend byl zaznamenán na obou úsecích současně a potvrzuje tak snahu o zmírnění negativního vlivu dálnice na ovlivněné biotopy, čili snahu o vyvážení efektivnosti lidské mobility a ochrany životního prostředí (Forman 2000). Nejdůležitějším mitigačním opatřením při výstavbě silnic je samotná prevence v před-investiční fázi v podobě nalezení optimální trasy respektující krajinnou matici, cenné přírodní stanoviště, mokřady či geomorfologickou kompozici terénu (Harris & Scheck 1991, Forman & Collinge 1997, Bennett 1991). Ve sledovaných modelových lokalitách je dostatek velkých mostů přes přirozená údolí, jež umožňují zvěři migraci. Tudíž by zde nebylo vhodné plánovat výstavbu nákladných opatření, která by snižovala fragmentační účinek komunikace (nadchody).

Inventarizacemi bylo zjištěno, že ve sledovaných úsecích dálnice D1 zvěř běžně prochází pod dálničními mosty v Mirošovicích, Senohrabech a v Koberovicích. Tyto mosty mají index průchodnosti „i“ 68, 191, resp. 154. Zvěř neprocházela pod dálničním mostem Švihov, přestože měl největší index „i“ (250). To bylo patrně zapříčiněno častým pohybem lidí v jeho okolí a úzkým pruhem území, přes který by byla migrace možná. Nejčastěji pod mosty procházel srnec obecný. Ten běžně procházel i podchodem pro zvěř s indexem $i = 0,86$.

Sledování potvrdilo podstatný rozdíl mezi využíváním podchodů se stejným indexem na jednotlivých dálnicích. Zatímco na dálnici D1 jsou srnčí zvěři užívány až podchody s indexem větším než 20, na jiných úsecích (např. D2 a D5) jsou využívány i objekty

s výrazně menšími rozměrovými parametry (i s indexem menším než 1). Tato zjištění, která lze považovat za průkazná, dokládají, že samotné rozměrové parametry nejsou pro skutečnou využívanost průchodů rozhodujícím faktorem.

Na mnoha úsecích momentálně probíhá výstavba plotů podél dálnice. Je vždy nutné posoudit celkový vliv tohoto opatření, a to především vzhledem k faktu, že poté je komunikace, v případě celistvosti plotu, pro živočichy zcela neprůchodná. Často jsou to ploty dřevěné a vysoké pouze do 1,5 metru. Ty zvěř bez problémů překoná, navíc jejich životnost není příliš dlouhá, a tak v těchto stavbách vznikají tzv. „díry“, kterými se zvěř dostane do bezprostřední blízkosti komunikace, odkud se již velmi těžko dostává.

Největší pravděpodobnost úspěšného překonání dálnice, která se stanovila pomocí časových mezer mezi projíždějícími vozidly, byla v modelových úsecích odhadnuta mezi 1:00 a 3:00 hodinou noční. V denních hodinách je díky vysoké intenzitě provozu téměř nulová šance, že by zvěř dálnici úspěšně překonala. Celkově byl předpoklad, že v nočních hodinách je pro zvěř největší pravděpodobnost úspěšného překonání dálnice. Výzkum však prokázal, že zvěř je právě v těchto hodinách nejvíce srážena. Při vysokých intenzitách dopravy během dne si zvěř netroufne dálnici překonat. Pokouší se o to až při svých migracích v nočních hodinách, při kterých dochází k častým srážkám, přestože je intenzita provozu výrazně nižší.

Nejčastější bariérou podél dálnice D1 jsou v zájmovém území betonové panely. Jednoduchá svodidla (13 % bariér) sama o sobě nepředstavují pro zvěř významnou překážku, ovšem v kombinaci s hlukovým a světelným efektem můžou zvěř v migraci odradit, především jsou-li tyto svodidla dvojitá a v kombinaci s živým plotem. Překážky, které zcela zabraňují migraci zvěře zaujímají 6 % bariér (plocení a protihlukové stěny).

Z analýzy krajinné makrostruktury stavby 511 dálnice D1 – Běchovice pomocí koeficientů ekologické stability a stupně ekologické stability vyplývá, že krajina v zájmovém území je již sama o sobě značně antropogenicky ovlivněna. Dle interpretací výsledků koeficientů se jedná o území nadprůměrně využívané k uspokojování lidských potřeb, se zřetelným narušením přírodních struktur a environmentálních funkcí. Základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy. Lze konstatovat, že krajina v zájmovém území je do jisté míry destabilizovaná, bez reálné možnosti vlastní autoregulace.

Zabránit úhynům zvěře v důsledku střetů při silniční dopravě je velice obtížné a nákladné, přesto se ve zkoumaných lokalitách pomocí pachových oplocenek podařilo výrazně snížit mortalitu zvěře. Díky pozorování zvěře v okolí komunikací bylo zjištěno, že se podél nich dále běžně vyskytuje a migrace nebyla přerušena. Naopak při aplikaci těchto

přípravků na ochranu zemědělských plodin, která se záměrně také prováděla, se pachové oplocenky neosvědčily a zvěř na zemědělských pozemcích nadále působila škody.

Problém mortality savců, často diskutovaný v souvislosti se silniční dopravou, je v případě železničních tratí znám pouze okrajově. Do současné doby je známo z ČR jen velice málo studií kvantifikujících úhyny živočichů na železnicích. Tato práce přináší výsledky z pěti železničních tratí, kde se tato mortalita monitorovala. Železniční koridory jako liniové stavby podstatně ovlivňují život ve volné přírodě, negativně působí na populační stavy živočichů a ovlivňují samotnou podobu a strukturu obývaných biotopů. Podle výsledků práce je nejohroženější zvěří železniční dopravou srnec obecný.

Problematice zajištění migrační propustnosti krajiny (pro druhy s velkými prostorovými nároky – velcí kopytníci a velké šelmy) je zejména v souvislosti s dopravními stavbami věnována pozornost již delší dobu a v současnosti existují v ČR odborné metodiky popisující základní východiska a potřebná opatření (Anděl et al. 2006, Hlaváč & Anděl 2001). Pro navrhování dopravních staveb je zpracována metodika hodnocení fragmentace a migrační propustnosti krajiny. V praxi se však tyto metodické přístupy uplatňují jen velmi zřídka. Důsledné hodnocení z hlediska fragmentace a migrační propustnosti je u dopravních liniových staveb zpracováno ojediněle a vlastní realizace potřebných opatření také není příliš častá.

5. POUŽITÁ LITERATURA

Literární odkazy

- 1) **Aanen, P. 1991:** Nature engineering and civil engineering works. - Pudoc Wageningen, Wageningen, Netherlands, 138 pp.
- 2) **Aberg, J., Swenson, J. E. & Andrén, H. 2000:** The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) occurrence in habitat fragments. - Canadian Journal of Zoology 78: 352-358.
- 3) **Alexander, S.M. & Waters, N.M. 2000:** The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park. Transportation Research Part C. - Emerging Technologies 8(1-6): 307-320.
- 4) **Allen, R.E. & McCullough, D.R. 1976:** Deer-car accidents in southern Michigan. - Journal of Wildlife Management 40: 317-325.
- 5) **Alonso, J.C., Alonso, J.A. & Muñoz-Pulido, R. 1994:** Mitigation of Bird collisions with transmission lines through groundwire marking. - Biological Conservation 67: 129-134.
- 6) **Andersen, R., Wiseth, B., Pedersen, P.H. & Jaren, V. 1991:** Moosetrain collisions: effects of env. conditions. - Alces 27: 79-84.
- 7) **Andreassen, H.P., Gundersen, H. & Storaas, T. 2005:** The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. - Journal of Wildlife Management 69: 1125-1132.
- 8) **Anděl, P. 2000:** Metodika pro navrhování migračních profilů pro zvěř. - EVERNIA, Liberec, 29 s.
- 9) **Anděl, P., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Miko, L. & Andělová, H. 2005:** Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. - Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, 99 s.
- 10) **Anděl, P., Gorčicová, I., Andělová, H. & Krupková, D. 2005:** Kategorizace území České republiky z hlediska rizika fragmentace krajiny dopravou. - EVERNIA, Liberec, 20 s.
- 11) **Anděl, P., Hlaváč, V. & Lenner, R. 2006:** Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy - TP 180. - EVERNIA, Liberec, 92 s.
- 12) **Anděl, P. & Gorčicová, I. 2007:** Návrh koncepce ochrany migračních koridorů velkých savců v rámci územního plánování – způsoby výběru a vymezení koridorů. - EVERNIA, Liberec, 25 s.
- 13) **Arens, P., Van Der Sluis, T., van't Westende, W.P.C., Vosman, B., Vos, C.C. & Smulders, M.J.M. 2007:** Genetic population differentiation and connectivity

- among fragmented moor frog (*Rana arvalis*) populations in the Netherlands. - *Landscape Ecology* 22: 1489 - 1500.
- 14) **Aresco, M.J. 2005:** Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a north Florida lake. - *Journal of Wildlife Management* 69: 549-560.
 - 15) **Arnold, G.W., Weeldenburg, J.R. & Steven, D.E. 1991:** Distribution and abundance of two species of kangaroo in remnants of native vegetation in the central wheatbelt of western Australia and the role of native vegetation along road verges and fencelines as linkages. - In: Saunders, D.A. & Hobbs, R.J. (Eds.); *Nature Conservation 2: The role of corridors*. Surrey Beatty and Sons Pty Ltd., pp. 273-280.
 - 16) **Ascensão, F., & Mira, A. 2007:** Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. - *Ecological Research* 22: 57-66.
 - 17) **Ballon, P. 1985:** Premières observations sur l'efficacité des passages à gibier sur l'autoroute A36 (In French). - In: *Routes et faune sauvage*. Service d'Études Techniques de Routes et Autoroutes, Bagneaux, France, pp. 311–316.
 - 18) **Bank, F.G., Irwin, C.L., Evink, G.L., Gray, M.E., Hagood, S., Kinar, J.R., Levy, A., Paulson, D., Ruediger, B. & Sauvajot, R.M. 2002:** Wildlife habitat connectivity across European highways. - U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration International Technology Exchange Program, Washington, D.C., 48 pp.
 - 19) **Baofa, Y., Huyin, H., Yili, Z., Le, Z. & Wanhong, W. 2006:** Influence of the Qinghai-Tibetan railway and highway on the activities of wild animals. - *Acta Ecologica Sinica* 26(12): 3917-3923.
 - 20) **Bascompte, J. & Solé, R. 1996:** Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. - *Journal of Animal Ecology* 65: 465-473.
 - 21) **Bashore, T.A., Tzilkowski, W.M. & Bellis, E.D. 1985:** Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. - *Journal of Wildlife Management* 49: 769-774.
 - 22) **Bautista, L.M., Garcia, J.T., Calmaestra, R.G., Palacin, C., Martin, C.A., Morales, M.B., Bonal, R. & Vinuela, J. 2004:** Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. - *Conservation Biology* 18(3): 726-732.
 - 23) **Becker, E.F. & Grauvogel, C.A. 1991:** Relationship of reduced train speed on moose-rain collisions in Alaska. - *Alces* 27: 161-168.
 - 24) **Bédard, J., Crête, M. & Audy, E. 1978:** Short-term influence of moose upon woody plants of an early seral wintering site in Gaspé peninsula, Quebec. - *Canadian Journal of Forest Research* 8: 407-415.
 - 25) **Beier, R. & Noss, R.F. 1998:** Do habitat corridors provide connectivity? - *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.

- 26) **Begon, M. & Harper, J.L. 1986:** Ecology: Individuals. - Populations and Communities, Blackwell Scientific Publications, Oxford, England, 876 pp.
- 27) **Bekker, H.J.G. 1998:** Habitat Fragmentation and Infrastructure in the Netherlands and Europe. – In: Evink, G.L., Garrett, P.A., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); Proceedings of the International conference on wildlife ecology and transportation. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida, pp. 151-165.
- 28) **Belant, J.L. 1995:** Moose collisions with vehicles and trans in Northeastern Minnesota. – Alces 31: 1-8.
- 29) **Bennett, A.F. 1991:** Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. - In: Saunders, D.A. & Hobbs, R.J. (Eds.); Nature Conservation 2: The role of corridors. Surrey Beatty and Sons Pty Ltd., pp. 99-118.
- 30) **Binot-Hafke, M., Ullmann, J., Schäfer, H.J. & Wolf, D. 2002:** Nature Data 2002. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany, 284 pp.
- 31) **Bissonette, J.A., & Adair, W. 2008:** Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. - Biological Conservation 141: 482-488.
- 32) **Bjurlin, C.D. & Cypher, B.L. 2003:** Effects of roads on San Joaquin Kit foxes: a review and synthesis of existing data. - In Irwin, C.L., Garrett, P. & McDermott, K.P. (Eds); Proceedings of the 2003 international conference on ecology and transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, North Karolina, pp. 397-406.
- 33) **Bleich V.C. 1983:** Comments on helicopter use by wildlife agencies. - Wildlife Society Bulletin 11: 304-306.
- 34) **Bond, A.R. & Jones, N.J. 2008:** Temporal trends in use of faunafriendly underpasses and overpasses. - Wildlife Research 35: 103-112.
- 35) **Boscagli, G. 1985:** Wolves, bears and highways in Italy: a short communication. - In: Bernard, J.M. (Ed.); Proceedings Highways and Wildlife Relationships. Ministsre de l'Équipement, du Logement, de l'Aménagement du Territoire et des Transports, Colmar, France, pp. 237-239.
- 36) **Braden, A.W., Lopez, R.R., Roberts, C.W., Silvy, N.J., Owen, C.B. & Frank, P.A. 2008:** Florida Key deer (*Odocoileus virginianus clavium*) underpass use and movements along a highway corridor. - Wildlife Biology 14: 155-163.
- 37) **Brandt, J. 1996:** Dispersal corridors in Danish regional planning. - Ekologia 15: 79-85.
- 38) **Broker, H. & Vastenhout, M. 1995:** Nature across motorwaes. - Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, Netherlands, 103 pp.

- 39) **Brotons, L. & Herrando, S. 2001:** Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. - *Landscape and Urban Planning* 57(2): 77-89.
- 40) **Burgman, M.A. & Lindenmayer, D.B. 1998:** Conservation biology for the Australian environment. - Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia, 380 pp.
- 41) **Burnand, J.D., Berthold, G., Sigrist, J. & Miller, S. 1985:** Comportement du giber dans une zone de terrain traverse par une route (In Germen). - *Le faune et la trafic automobile dans la canton de Vaud* 16(81): 145.
- 42) **Burnham, K.P., Anderson, D.R. & Laacke, J.L. 1980:** Estimation of density from line transect sampling of biological populations. - *Wildlife Monographs* No. 72., New York, 202 pp.
- 43) **Cahill, S. 2003:** Predicting fragmentation effects on wildlife habitats of future planned infrastructure in protected metropolitan green space. The case of Collserola Park in Barcelona. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure - IENE 2003:* 32-33.
- 44) **Cain, A.T., Tuovila, V.R., Hewitt, D.G. & Tewes, M.E. 2003:** Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in southern Texas. - *Biological Conservation* 114: 189-197.
- 45) **Carbaugh, B., Vaughan, J.P., Bellis, E.D. & Graves, H.B. 1975:** Distribution and activity of white-tailed deer slony an interstate highway. - *Journal of Wildlife Management* 39: 570-581.
- 46) **Castellon, T.D. & Sieving, K.E. 2006:** An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. - *Conservation Biology* 20(1): 135-145.
- 47) **Caughley, G. 1977:** Analysis of vertebrate populations. - John Wiley and Sons, New York, 234 pp.
- 48) **Clarke, G.P., White, P.C.L. & Harris, S. 1998:** Effects of roads on badger (*Meles meles*) populations in south-west England. - *Biological Conservation* 86: 117-124.
- 49) **Clevenger, A.P. 1998:** Permeability of the Trans-Canada highway to wildlife in Banff National Park: importance of crossing structures and factors influencing their effectiveness. - In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation.* FL-ER- 69-98. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL, pp. 109-119.
- 50) **Clevenger, A.P. & Waltho, N. 2000:** Factors intfluencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. - *Conservation Biology* 14 (1): 47-56.

- 51) **Clevenger, A.P., Chruszcz, B. & Gunson, K.E. 2001:** Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. - *Wildlife Society Bulletin* 29(2): 646-653.
- 52) **Clevenger, A.P. & Waltho, N. 2005:** Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. - *Biological Conservation* 121(3): 453-464.
- 53) **Coffin, A.W. 2007:** From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. - *Journal of Transport Geography* 15: 396-406.
- 54) **Cole, E.K., Pope, M.D. & Antony, R.G. 1997:** Effects of road management on movement and survival of Roosevelt elk. - *Journal of Wildlife Management* 61: 1115-1126.
- 55) **Connolly, G.E. 1981:** Assessing populations. - In: WALLMO O.C. (Ed.); *Mule and black-tailed deer of North America*. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska, pp. 287-345.
- 56) **Conover, M.R. 1997:** Monetary and intangible valuation of deer in the United States. - *Wildlife Society Bulletin* 25: 298–305.
- 57) **Cook, K.E. & Daggett, P.M. 1995:** Highway roadkill, safety, and associated issues of safety and impact on highway ecotones. - Task Force on Natural Resources (A1F52). Transportation Research Board, National Research Council, 33 pp.
- 58) **Corander, J., Waldmann, P. & Sillanpaa, M.J. 2003:** Bayesian analysis of genetic differentiation between populations. - *Genetics* 163: 367-374.
- 59) **Couvet, D. 2002:** Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. - *Conservation Biology* 16: 369-376.
- 60) **Červený, J., Bufka, L., Suk, M., Šustr, P. & Bělková, M. 2007:** Prostorová aktivita srnce obecného (*Capreolus capreolus*) na Šumavě. – In: Bryja J. & Zukal J. (eds.); *Zoologické dny Brno 2007, Sborník abstraktů z konference*, s. 161-162.
- 61) **Damas & Smith Company 1983:** Wildlife mortality in transportation corridors in Canada's national parks. Impact and mitigation. - Consultants report to Parks Canada, Ottawa, 397 pp.
- 62) **Dodd, C.K., Barichivich, W.J. & Smith, L.L., 2004:** Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. - *Biological Conservation* 118: 619–631.
- 63) **Donaldson, B.M. 2005:** Use of highway underpasses by large mammals and other wildlife in Virginia and factors influencing their effectiveness. - In: Luoma, S. M. (Ed.); *Proceedings of the International Conference of Ecology and Transportation*, San Diego, CA, pp. 433-441.

- 66) **Eberhardt, L.L. 1978:** Appraising variability in population studies. - *Journal of Wildlife Management* 42: 207-238.
- 67) **Edwards, T., Schwalbe, C.R., Swann, D.E. & Goldberg, C.S. 2004:** Implications of anthropogenic landscape change on inter-population movements of the desert tortoise (*Gopherus agassizii*). - *Conservation Genetics* 5: 485-499.
- 68) **Eloff, P.J. 2005:** Game, fences and motor vehicle accidents: spatial patterns in the Eastern Cape Source. - *South African Journal of Wildlife Research* 35(2): 125-130.
- 69) **Elvik, R. 2001:** Area-wide urban traffic calming schemes: a meta-analysis of safety effects. - *Akcident Analysis & Prevention* 33(3): 327-336.
- 70) **Epps, C.W., Palsboll, P.J., Wehausen, J.D., Roderick, G.K., Ramey, R.R. & McCullough, D.R. 2005:** Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. - *Ecology Letters* 8: 1029-1038.
- 71) **Eriksson, I.M. & Skoog, J. 1996:** Assessment of the Ecological Effects of Roads and Railways. - Recommended Metodology, Swedish National Road Administration, Borlange, Sweden, 33 pp.
- 72) **Esswein, H., Jaeger, J., Schwarz Von Raunmer, & Miller, M. 2001:** Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg, - Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (In German), Stuttgart, Germany, 124 pp.
- 73) **Evink, G.L. 2002:** NCHRP synthesis 305 – Interaction between roadways and wildlife ecology. - National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board, National Research Council, Washington, D.C., 27 pp.
- 74) **Fahrig, L. & Merriam, G. 1994:** Conservation of fragmented populations. - *Conservation Biology* 8: 50-59.
- 75) **Fahrig, L. 2003:** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annual Review of Ecology Evolution and Systematic* 34: 487-515.
- 76) **Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009:** Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesi. - *Ekology and society* 14(1): 21-22.
- 77) **Felix, A.B., Walsh, D.P., Hughey, B.D., Campa, H. & Winterstein, S.R. 2007:** Applying landscape-scale habitat-potential models to understand deer spatial structure and movement patterns. - *Journal of Wildlife Management* 71(3): 804-810.
- 78) **Finder, R.A., Roseberry, J.L. & Woolf, A. 1999:** Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. - *Landscape and Urban Planning* 44: 77-85.
- 79) **Find'o, S., Škubán, M. & Koreň, M. 2007:** Brown bear corridors in Slovakia. - *Carpatian Wildlife Society, Zvolen, Slovakia*, 68 pp.

- 80) **Finke, J., Strein, M. & Sonnenschein, M. 2007:** A simulation framework for modeling anthropogenic disturbances in habitat networks. - *Ecological Informatics* 3(1): 26-34.
- 81) **Fitzgibbon, K. 2001:** An evaluation of corrugated steel culverts as transit corridors for amphibians and small mammals at two Vancouver Island wetlands and comparative culvert trials. - Thesis, Royal Roads University, Vancouver, British Columbia, Canada, 112 pp.
- 82) **Folkesson, L. 2004:** Animal crossing. - *Nordic Road & Transport Research* 1: 10-11.
- 83) **Foresman, K.R. 2001:** Small mammal use of modified culverts on the Lolo South project of western Montana. In: Terwilliger, L.M. & Coryell, L. (Eds.); *Proceedings of the International Conference of Ecology and Transportation*, Keystone, CO, pp. 581-582.
- 84) **Forman, R.T.T. & Collinge, S.K. 1997:** Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. - *Landscape and Urban Planning* 37: 129-135.
- 85) **Forman, R.T.T., Friedman, D.S., Fitzhenry, D., Martin, J.D., Chen, A.S. & Alexander, L.E. 1997:** Ecological effects of roads: towards three summary indices and an overview for North America. - In: Canters, K., Piepers, A. & Hendriks-Heersma, D. (eds.): *Habitat fragmentation & infrastructure. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering*, 17 - 21 September 1995, Maastricht and The Hague. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division (DWW), Delft, Netherlands, Special Publication: 40-54.
- 86) **Forman, R.T.T. & Alexander, L.E. 1998:** Roads and their major ecological effects. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 1: 207-232.
- 87) **Forman, R.T.T. & Deblinger, R.D. 2000:** The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. - *Conservation Biology* 14: 36-46.
- 88) **Forman, R.T.T., Reineking, B. & Hershperger, A.M. 2002:** Road Traffic and Nearby Grassland Bird Patterns in a Suburbanizing Landscape. - *Environmental Management* 29(6): 782-800.
- 89) **Forman, R.T.T. 2003:** Linking roads and land-mosaic pattern for clues to habitat-fragmentation effects: road ecology at work. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure - IENE 2003*: 11-12.
- 90) **Foster, M.L. & Humphrey, S.R. 1995:** Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. - *Wildlife Society Bulletin* 23: 95-100.
- 91) **Frankham, R., Ballou, J.D. & Briscoe, D.A. 2002:** Introduction to conservation genetics. - Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 617 pp.

- 92) **Garrett, L.C. & Conway, G.A. 1999:** Characteristics of Moose-vehicle Collisions in Anchorage, Alaska, 1991–1995. - *Journal of Safety Research* 30(4): 219-223.
- 93) **Gawlak, Ch. 2001:** Unzerschnittene verkehrsarme Raune in Deutschland 1999 (In Germen). - *Natur und Landschaft* 76(11): 481-484.
- 94) **Gehle, T. & Herzog, S. 2003:** Bestimmung genetischer Strukturen für ein genetisches Monitoring am Beispiel des Rothirsches (*Cervus elaphus*) in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. - *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 49: 25-40.
- 95) **Gerlach, G. & Musolf, K. 2000:** Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. - *Conservation Biology* 14: 1066-1074.
- 96) **Gibeau, M.L. & Heuer, K. 1996:** Effects of transportation corridors on large carnivores in the Bow River Valley, Alberta. - In: Evink, G.L. Garrett, P., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); *Proceedings of the Transportation related Wildlife Mortality Seminar*. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida, pp. 58-96.
- 97) **Gleason, J.S. & Jenks, J.A. 1993:** Factors influencing deer/vehikle mortality in east central South Dakota. - *Prairie Naturalist* 25: 281-288.
- 98) **Glista, D.J., DeVault, T.L., DeWoody, J.A. 2009:** A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. - *Landscape and Urban Planning* 91: 1–7.
- 99) **Goosem, M.W. 2005:** Wildlife surveillance assessment compton road upgrade 2005: review of contemporary remote and direkt surveillance options for monitoring. - Report to the Brisbane City Council. Cooperative Research Centre for Tropical Rainforest Ecology and Management. Rainforest CRC, Cairns, Queensland, Australia, 77 pp.
- 100) **Göransson, G. 2003:** Animal use of passageways at a Swedish highway. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003*: 76-77.
- 101) **Gray, M. & Levy, A. 2003:** Interaction Between Roadways and Wildlife Ekology. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003*: 35-36.
- 102) **Grenier, P. 1973:** Moose killed on the highway in the Laurentides Park Quebec, 1962 to 1972. - *Proceedings of the North American Moose Conference and Workshop* 9: 155-193.
- 103) **Grift, E.A. 1999:** Mammals and railroads: impacts and management implications. - *Lutra* 42: 77-98.
- 104) **Grift, E. A. 2005:** Defragmentation in the Netherlands: A Success story? - *GAIA- Ekological Perspectives for Science and Society* 2: 144-147.
- 105) **Groot, B. & Hazebroek, E. 1996:** Ungulate Traffic Collisions in Europe. - *Conservation Biology* 10(4): 1059-1067.

- 106) **Grosman, P.D., Jaeger, J.A.G., Biron, P.M., Dussault, C. & Ouellet, J.P. 2009:** Reducing moose– vehicle collisions through salt pool removal and displacement: an agent-based modeling approach. - *Ecology and Society* 14(2): 17.
- 107) **Grovenburg, T.W., Jenks, J.A., Klaver, R.W., Monteith, K.L., Galster, D.H, Shauer, R.J., Morlock, W.W. & Delger, J.A. 2008:** Factors affecting road mortality of whitetailed deer in eastern South Dakota. - *Human–Wildlife Conflicts* 2(1): 48-59.
- 108) **Gundersen, H. & Andreassen, H.P. 1998:** The risk of moose (*Alces Alces*) collision: A predictive logistic model for moose-train accidents. – *Wildlife Biology* 4: 103-110.
- 109) **Gundersen, H., Andreassen, H.P. & Storaas, T. 1998:** Spatial and temporal correlates to Norwegian moose-train collisions. - *Alces* 34: 385-394.
- 110) **Gutzwiller, K.J., & Barrow, W.C. 2003:** Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan Desert landscapes. - *Biological Conservation* 113: 225-237.
- 111) **Hardy, A. 2003:** Evaluation of Wildlife Crossing Structures on US Highway 93. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003:* 78-79.
- 112) **Harris, L.D. & Scheck, J. 1991:** From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. - *Nature Conservation* 2: 189-220.
- 113) **Harrison, G., Hooper, R. & Jacobson, P. 1980:** Trans-Canada highway wildlife mitigation measures, east gate to Banff traffic circle. - *Banff National Park, Parks Canada, Western Region, Calgary*, 88 pp.
- 114) **Hartl, G.B. 1998:** Les conséquences de la fragmentation du paysage sur les mammifères: bilan des études génétiques (In French). - *Actes des 3e rencontres “Routes et Faune Sauvage”, 30 Septembre–2 Octobre:* 37-44.
- 115) **Hartwig, D. 1993:** Evaluation of game caused traffic accidents according to the statistics of North rhine-Westphalia. - *Source Zeitschrift fuer Jagdwissenschaft* 39(1): 22-33.
- 116) **Harvey, C.A., Villanueva, C. & Villacis, J. 2005:** Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 200-230.
- 117) **Havet, P. 2002:** The necessity to analyze the national hunting bag and conclusions for hunting policy in France (1998-1999). - *Zeitschrift fuer Jagdwissenschaft, Concept Codes* 48: 222-235.
- 118) **Havlín, J. 1987:** On the importance of railway lines for the life of avifauna in agrocoenoses. – *Folia Zoologica* 36(4): 345-358.
- 119) **Havránek, F. & Hučko, M. 2009:** Ochrana lidí a zvěře na silnicích. – *Myslivost* 87(12): 58-59.

- 120) **Hedrick, P.W. 2001:** Conservation genetics: where are we now? - Trends in Ecology & Evolution 16: 629-636.
- 121) **Hell, P., Plavý, R., Slamečka, J. & Gašparík, J. 2005:** Losses of mammals (*Mammalia*) and birds (*Aves*) on roads in the Slovak part of the Danube Basin. - European Journal of Wildlife Research 51: 35-40.
- 122) **Helldin, J.O. 2003:** The barrier impact on migratory moose of highway E4 in the High Coast area, Sweden. - Habitat Fragmentation due to Transport Infrastructure – IENE 2003: 25 – 26.
- 123) **Hlaváč, V. & Toman, A. 1999:** Vyhodnocení průchodnosti dálniční sítě ČR z hlediska velkých savců. - Závěrečná zpráva dílčí části úkolu VaV „péče o krajinu“. Ms, depon in ČR, Praha, 18 s.
- 124) **Hlaváč, V. & Anděl, P. 2001:** Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. - AOPK ČR, Praha, 51 s.
- 125) **Hlaváč, V. 2002:** Vyhodnocení průchodnosti vybrané sítě čtyřpruhových komunikací ČR pro velké savce, identifikace konfliktních míst a návržení nejefektivnějších způsobů jejich zprůchodnění. - Závěrečná zpráva. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 48 s.
- 126) **Hlaváč, V. 2005:** Increasing Permeability of the Czech Road Network for Large Mammals. - GAIA - Ekological Perspectives for Science and Society 2: 175-177.
- 127) **Hlaváč, V. 2008:** Hodnocení vlivu silnic a dálnic na biodiverzitu okolí. – Závěrečná zpráva projektu F54L/007120, Praha, 135 s.
- 128) **Hobbs, N.T., Baker, D.L., Ellis, J.E. & Swift, D.M. 1981:** Composition and quality of elk winter diets in Colorado. – Journal of Wildlife Management 45: 156-171.
- 129) **Hubbard, M.W., Danielson, B.J. & Schmitz, R.A. 2000:** Factors influencing the location
- 130) of deer–vehicle accidents in Iowa. - Journal of Wildlife Management 64: 707-713.
- 131) **Hobbs, R.J. 1992:** The role of corridors in conservation: solution or bandwagon. - TREE 7(11): 389-392.
- 132) **Hrouzek, K. 2010:** Stručné vyhodnocení provozního odzkoušení ochrany kritických úseků komunikací Ústeckého kraje před volně žijící zvěří s pomocí pachových ohradníků 2010. - Státní správa myslivosti a rybářství Městský úřad Roudnice nad Labem, 9 s.
- 133) **Huber, D. & Kusak, J. 2006:** Green bridges and other mitigation structures on highways in Croatia for large carnivores. - 1st European Conference in Conservation Biology 1: 37.

- 134) **Hučko, M. & Havránek, F. 2008:** Kudy se ubírá řešení střetů zvěře a vozidel v zahraničí. - *Myslivost* 86(3): 68-70.
- 135) **Hughes, J.W. & Fahey, T.J. 1991:** Availability, quality, and selection of browse by white-tailed deer after clearcutting. - *Forest Science* 37: 261-270.
- 136) **Huijser, M.P. & McGowen, P.T. 2003:** Overview of animal detection and animal warning systems in North America and Europe. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure - IENE 2003*: 47-48.
- 137) **Huijser, M.P., Duffield, J.W., Clevenger, A.P., Ament, R.J. & McGowen, P.T. 2009:** Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada; a decision support tool. - *Ecology and Society* 14(2): 15.
- 138) **Hunt, A., Dickens, J. & Whelan, R.J. 1987:** Movement of mammals through tunnels under railway lines. *Australian Zoologist* 24(2): 89-93.
- 139) **Chen, X. & Roberts, K.A. 2008:** Roadless areas and biodiversity: a case study in Alabama, USA. - *Biodiversity Conservation* 17: 2013-2022.
- 140) **Child, K.N. 1983:** Railways and moose in the central interior of BC: A recurrent management problem. - *Alces* 19: 118-135.
- 141) **Child, K.N. & Start, K.M. 1987:** Vehicle and train collision fatalities of moose: some management and socio-economic considerations. - *Swedish Wildlife Research, Supp. 1*: 699-703.
- 142) **Child, K.N., Barry, S.P. & Aitken, D.A. 1991:** Moose mortality on highways and railways in British Columbia. *Alces* 27: 41-49.
- 143) **Christensen, H. 1956:** Innstilling fra komitéen til å utrede spørsmålet om hva som kan gjøres for å hindre at elg og rein blir påkjørt og skadet eller drept ved jernbantrafikken (In Norwegian). – Avskrift, Oslo, 22 pp.
- 144) **Illmann, J., Lehrke, S. & Schäfer, H.J. 2000:** *Nature Data 1999*. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany, 266 pp.
- 145) **Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Nicka, C., Hlaváč, V., Keller, V., Rosell, C., Sangwine, L., Torslov, N. & Wandall, B. 2003:** *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. - KNNV Publishers, Brusel, Belgique, 169 pp.
- 146) **Jaarsma, C.F., Van Langevelde, F. & Botma, H. 2006:** Flattened fauna and mitigation: traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. - *Transportation Research* 11(4): 264-276.
- 147) **Jackson, S.D. & Tynning, T.F. 1989:** Effectiveness of drift fences and tunnels for noviny spotted salamanders (*Ambystoma maculatum*) under roads. - In: Langton,

- T.E.S. (Ed.); Amphibians and Roads, Proceedings of the Toad Tunnel Conference. ACO Polymer Products Ltd., Bedfordshire, England, pp. 93-99.
- 148) **Jackson, S.D. 1996:** Underpass systems for amphibians. - In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. FL-ER-69-98. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL, pp. 240-244.
- 149) **Jackson, S.D. & Curtice, G.R. 1998:** Toward a practical strategy for mitigating highway impacts on wildlife. - In: Evink, G.L., Garrett, P.A., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Feb. 10-12, 1998 Fort Myers, pp. 17-22.
- 150) **Jackson, S.D., 2000:** Overview of transportation related wildlife problems. - In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D., Berry, J. (Eds.); Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. FL-ER-69-98. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL, pp. 1-4.
- 151) **Jaeger, J.A.G. 2000:** Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. - Landscape Ecology 15(2): 115-130.
- 152) **Jaeger, J.A.G., Esswein, H., Schwarz, H.G. Von Raumer, Miller, M. 2001:** Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg (In German). - Naturschutz und Landschaftsplanung 33: 305-317.
- 153) **Jaeger, J.A.G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B. & Toschanowitz, K.T. 2005:** Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. - Ecological Modelling 185: 329-348.
- 154) **Jankovský, M. & Čech, M. 2001:** Železniční trať místem zvířecích neštěstí. - Živa 1: 39-40.
- 155) **Jankovský, M. & Čech, M. 2008:** Železniční doprava a fauna v okolí tratě. - Živa 3: 136.
- 156) **Janzen, D. H. 1986:** The eternal external threat. - In: Soulé, M.E. (Ed.); Conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 286-303.
- 157) **Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P.H. & Wiseth, B. 1991:** Moose - train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. - Alces 27: 93-99.
- 158) **Jędrzejewski, W., Niedziałkowska, M., Nowak, S. & Jędrzejewska, B. 2004:** Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. - Diversity and Distributions 10: 225-233.
- 159) **Jędrzejewski W., Nowak S., Kurek R., Mysłajek R. W., Stachura K. & Zawadska B. 2006:** Zwierzęta a drogi: Metody organiczania negatywnego wpływu dróg na

- populace dzikých zvířat (In Polish). - Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, Polsko, 95 pp.
- 160) **Jones, M.E. 2000:** Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. - *Wildlife Research* 27(3): 289-296.
- 161) **Kaye, D.R., Walsh, K.M. & Ross, C.C. 2005:** Spotted turtle use of a culvert under relocated Route 44 in Carver, Massachusetts. - In: Irwin C.L., Garrett, P. & McDermott K.P. (Eds.); *Proceedings of the International Conference of Ecology and Transportation*, San Diego, CA, pp. 426-432.
- 162) **Kahyaoglu, K.J., Bassett, S.D., Mouat, D.A. & Gertler, A.W. 2009:** Application of a scenario-based modeling system to evaluate the air quality impacts of future growth. - *Atmospheric Environment* 43: 1021-1028.
- 163) **Kang-Hye Soon, Kim-JinYoung & Park-KyeOng, 2005:** Habitat connectivity between Soraksan and Odaesan National Parks with a consideration of wildlife home range. - *Korean Journal of Environment and Ecology* 19(2): 150-161.
- 164) **Kavtaradze, D.N. & Fiedmann, V.S. 2003:** Ecological impact assessment of motorways on the biodiversity of National Park "Russian North" (Vologda Region). - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003*: 87-88.
- 165) **Kelsall, J.P. & Simpson, K. 1987:** The impacts of highways on ungulates; a review and selected bibliography. – Prepared for Ministry of Environment and Parks, Kamloops, BC, 105 pp.
- 166) **Keller, V. 1999:** The use of wildlife overpasses by mammals: results from infrared video surveys in Switzerland, Germany, France, and the Netherlands. - In: Evink, G.L., Garrett, P. & David Zeigler (Eds.); *Proceedings of the 5th Infra EcoNetwork Europe conference*, Budapest, Hungary, pp. 283-284.
- 167) **Keller, V., Alvarez, G., Bekker, G.J., Cuperus, R., Folkesson, L., Rosell, C. & Trocmé, M. 2003:** Avoidance, mitigation and compensatory measures and their maintenance. – In: Trocmé, M., Cahill, S., De Vries, J.G., Farrall, H., Folkesson, L., Fry, G., Hicks, C. & Peymen, J. (Eds.); *COST 341 – habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: the European review Office for Official Publications of the European Communities*, Luxemburg, pp. 129-174.
- 168) **Kie, J.G. & White, M. 1985:** Population dynamics of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on the Welder Wildlife Refuge, Texas. - *Southwestern Naturalist* 30: 105-118.
- 169) **Kirchner, M., Jakobi, G., Feicht, E., Bernardt, M. & Fischer, A. 2005:** Elevated NH₃ and NO₂ air concentrations and nitrogen deposition rates in the vicinity of a highway in Southern Bavaria. - *Atmospheric Environment* 39(25): 4531-4542.
- 170) **Konopka, J. & Hell, P. 2001:** Monitoring vlivu výstavby dálnice na zver (In Slovak). - *Folia Venatoria* 30: 159-171.

- 171) **Kozakiewicz, M. 1993:** Habitat isolation and ecological barriers – the effect on small mammal populations and communities. - *Acta Theriologica* 38: 1-30.
- 172) **Kořínek, L. 1995:** Sledováním uhynulých zvířat na silnicích středního Polabí. – AOPK ČR, Praha, 11s.
- 173) **Krátký, J. 1995:** Ztráty obratlovců na silnicích středního Polabí. - *Časopis Národního muzea, Řada přírodovědná* 164: 91-97.
- 174) **Kuehn, R., Hindenlang, K.E., Holzgang, O., Senn, J., Stoeckle, B. & Sperisen, C. 2007:** Genetic effect of transportation infrastructure on Roe deer populations (*Capreolus capreolus*). - *Journal of Heredity* 98: 13-22.
- 175) **Kurča, J. 2010:** Eliminace střetů se zvěří na Pardubicku. – *Myslivost* 88(1): 18-19.
- 176) **Kurt, F., Hartl, G. & Vólk, F. 1993:** Breeding strategies and genetic variation in European roe deer (*Capreolus capreolus*) populations. - *Acta Theriologica* 38(2): 187-194.
- 177) **Kusak, J., Huber, D., Gomerčić, T., Schwaderer, G. & Gužvica, G. 2009:** The permeability of highway in Gorski Kotar (Croatia) for large mammals. - *European Journal of Wildlife Research* 55: 7-21.
- 178) **Kušta, T. & Ježek, M. 2009:** Vliv pozemních komunikací na populace spárkaté zvěře v modelových oblastech ČR. – In: Dvořák, J. & Natov, P. (Eds.); COYOUS 2009 - Konference mladých vědeckých pracovníků, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, Special Publication, s. 222 - 231.
- 179) **Kušta, T. & Beneš, J. 2010:** Vliv liniových staveb na migraci a mortalitu spárkaté zvěře na zkusných úsecích Českého lesa. – In: Dvořák, J. & Natov, P. (Eds.); COYOUS 2010 - Konference mladých vědeckých pracovníků, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, Special Publication, s. 67 – 78.
- 180) **L'sekrug, R.G. 1982:** Vogelverluste durch die Eisenbahn im Raum G'ttingen. *Angel* (In German). - *Ornithologie* 5: 263-274.
- 181) **Land, D. & Lotz, M. 1996:** Wildlife crossing designs and use by Florida panthers and other wildlife in Southwest Florida. - In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. FL-ER-69-98. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL, pp. 323-328.
- 182) **Langbein, J. & Pulman, R. 2005:** Deer Vehicle Collisions in Britan – A Nationwide Issue. - *Ecology and environmental management - In praktice* 47: 1-7.
- 183) **Langton, T.E.S. 2002:** Measures to protect amphibians and reptiles from road traffic. - In: Sherwood, B., Cutler, D. & Burton, J. (Eds.); *Wildlife and Roads: The Ecological Impact*. Imperial College Press, London, England, pp. 223-248.

- 184) **Lapka, M. 2008:** Úvod do sociologie krajiny. - Karolinum, Praha, 86 s.
- 185) **LaPoint, S.D., Kays, R.W. & Ray, J.C. 2003:** Animals crossing the Northway: are existing culverts useful? - Adirondack Journal of Environmental Studies Spring/Summer 1, 11-17.
- 186) **Lavsund, S. & Sandegren, F. 1991:** Moose-vehicle relations in Sweden: a review. - Alces 27: 118-126.
- 187) **Law, P.R. & Linklater, W.L. 2007:** Optimising the sex-ratio of translocation for genetic rescue as a function of invested resources. - Ecological Modelling 208: 317-341.
- 188) **Lebeau, R. P. 2002:** Landscape and nature. - Nautropa 98: 15.
- 189) **Leedy, D.L. & Adams, L.W. 1982:** Wildlife considerations in planning and managing highway corridors. - US department of Transportation, Federal Highway Administration Report No. FHWA-TS-82-212, 103 pp.
- 190) **Lehrer, U.A. 1994:** Images of the periphery: the architecture of FlexSpace in Switzerland. - Environment and planning D: Society and space 12: 187-205.
- 191) **Lesbarreres, D., Lode, T. & Merila, J. 2004:** Short communication: what type of amphibian tunnel could reduce road kills? - Oryx 38: 220-223.
- 192) **Levin, N., Lahav, H., Ramon, U., Heller, A., Nizry, G., Tsoar, A. & Sagi, Y. 2007:** Landscape continuity analysis: A new approach to conservation planning in Israel. - Landscape and Urban Planning 79(1): 53-64.
- 193) **Liberko, M., Šulc, J. & Kozák, J. 2005:** Hluk v životním prostředí. - Planeta 12(2): 32.
- 194) **Lipský, Z. 1998:** Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. - Karolinum, Praha, 129 s.
- 195) **Lipský, Z. 2000:** Sledování změn v kulturní krajině. ČZU Praha, Praha, 71 s.
- 196) **Lodé, T. 2000:** Effect of motorway on mortality and isolation of wildlife populations. - Ambio 29:163-166.
- 197) **Low, J. 1995:** Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability: metodika pro zpracování dokumentace. - Doplněk, Brno, 122 s.
- 198) **Lutz, K. & Walburga, F. 1994:** Trial results of the use of a "Duftzaun" (scent fence) to prevent game losses due to traffic accidents Source. - Zeitschrift fuer Jagdwissenschaft 40(2): 91-108.
- 199) **Mader, H.J. 1984:** Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. - Biological Conservation 29: 81-96.

- 200) **Madsen, A.B. 1996:** Otter *Lutra Lutra* mortality in relation to traffic, and experience with newly established fauna passages at existing road bridges. - *Lutra* 39: 76-89.
- 201) **Mach, P. 2010:** Vliv dopravy na populace zvěře. - Bakalářská práce, ČZU Praha, 61 s.
- 202) **Mank, J.E. & Avise, J.C. 2004:** Individual organisms as units of analysis: Bayesian-clustering alternatives in population genetics. - *Genetical Research* 84: 135-143.
- 203) **Marulli, J. & Mallarach, J. M. 2005:** A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. - *Landscape and Urban Planning* 71: 243-262.
- 204) **Martiš, M. & Zdražil, V. 2006:** Landscape ecological vulnerability vs. concept of project feasibility: application of classification methodology of traffic connection of the Jeseníky Mountains region to central Moravia (case study). - *Ekológia* 25: 162-170.
- 205) **Mata, C., Hervàs, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J.E. 2003:** Effectiveness of wildlife crossing structures and adapted culverts in a highway in Northwest Spain. - In Irwin, C.L., Garrett, P. & McDermott, K.P. (Eds.); *Proceedings of the 2003 international conference on ecology and transportation*. Centre for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, pp. 265-276.
- 206) **Mata, C., Hervàs, I., Herranz, J., Suárez, F. & Malo, J.E. 2005:** Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. - *Biological Conservation* 124: 397-405.
- 207) **Mata, C., Hervas, I., Herranz, J., Suarez, F. & Malo, J.E. 2007:** Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. - *Journal of Environmental Management* 88(3): 407-415.
- 208) **Mata, C., Hervàs, I., Herranz, J., Suárez F. & Malo, J.E. 2008:** Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. - *Journal of Environmental Management* 88: 407-415.
- 209) **McCullough, D. R. 1979:** The George Reserve deer herd: population ecology of a K-selected species. - Ann Arbor: University of Michigan Press, 271 pp.
- 210) **McDonald, M.G. 1991:** Moose movement and mortality associated with the Glenn highway expansion, Anchorage Alaska. - *Alces* 27: 208-219.
- 211) **McDonald, W.R. & Clair, C.C. 2004:** The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. - *Oikos* 105: 397-407.
- 212) **McGuire, T.M. & Morrall, J.F. 2000:** Strategic highway improvements to minimise environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain National Parks. - *Canadian Journal of Civil Engineering* 27: 523-532.

- 213) **Mertzanis, A., Iliopoulos, Y., Isaak, I., Karamanlidis, A.Y., Riegler, A., Riegler, S. & Tragos, T. 2003:** Preliminary results of the first highway-construction mitigation measure monitoring programme in Greece. - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003: 44-46.
- 214) **Míchal, I. 1994:** Ekologická stabilita. - Veronica, Brno, 243 s.
- 215) **Miquet, A. 1994:** Effects of summer human disturbance on carrying capacity for Black Grouse in an alpine touristic area. Atti del 6° Convegno Italiáni di Ornitologia. - Mus. Reg. Sci. Nat Torino 1: 315-324.
- 216) **Mikulík, J. & Adamec, V. 2002:** Výzkum zátěže životního prostředí z dopravy. – Výroční zpráva 2001, CDV, Brno, 182 s.
- 217) **Mills, L.S. & Allendorf, F.W. 1996:** The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. - Conservation Biology 10: 1509-1518.
- 218) **Modafferi, R.D. 1991:** Train moose-kill in Alaska: characteristics and relationship with snowpack depth and moose distribution in lower Susitna Valley. - Alces 27: 193-207.
- 219) **Morrison, H. 1997:** Grain Spills in National Parks. Parks Canada. Unpublished Report. Grain Problems In National Parks. Pro- Farm ,Western Canadian Wheat Growers Association Publication 14: 44-45.
- 220) **Munro, R. 1997:** Assessing the impact of the Trans-Canada Highway and the Canadian Pacific Railway on bear movements and habitat use patterns in the Beaver Valley, British Columbia. - In: Clevenger, A.P. & Wells, K. (Eds); Proceedings of the Second Roads, Rails and the Environment Workshop. Parks Canada, Banff National Park, Alberta & Columbia Mountains Institute of Applied Ecology, Revelstoke, BC, Canada, pp. 8-13.
- 221) **Muzzi, P.D. & Bisset, A.R. 1990:** Effectiveness of ultrasonic wildlife warning devices to reduce moose fatalities along railway corridors. - Alces 26: 37-43.
- 222) **Müller, S. & Berthould, G. 1997:** Fauna / Traffic safety. - Manual for Civil Engineers, LAVOC — EPFL, Lausanne, Switzerland, 119 pp.
- 223) **Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P. & Strand, O. 2001:** Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. - Biological Conservation 101(3): 351-360.
- 224) **Newhouse, N. & Consulting, S. 2003:** The Wildlife Protection System: Early Successes and Challenges using High- Powered Infrared Technology to Detect Deer, Warn Drivers, and Monitor Wildlife Behavior. - Habitat Fragmentation due to transportation Infrastructure – IENE 2003: 57-58.
- 225) **Newhouse, N. 2003:** Use of Infrared Camera Video Footage from a Wildlife Protection System to Assess Collision-Risk Behavior by Deer in Kootenay National

- Park, British Columbia. - Habitat Fragmentation due to transportation Infrastructure – IENE 2003: 81.
- 226) **Nieuwenhuizen, W. & van Apeldoorn, R. 1994:** The use of faunal passages by mammals at motorway A1 near Oldenzaal. - Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, 78 pp.
- 227) **Ng, S.J., Dole, J.W., Sauvajot, R.M., Riley, S.P.D. & Valone, T.J. 2004:** Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. - Biological Conservation 115: 499-507.
- 228) **Nováková, E. 1986:** Volně žijící zvířata a silniční síť. - Památky a příroda 11(2): 103-110.
- 229) **Novotná, D. 2001:** Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny. - MŽP+Enigma, Praha, 399 s.
- 230) **Ockenfels, R.A., Carrel, W.K. & van Riper C. III. 1997:** Home ranges and movements of pronghorn in northern Arizona. - Proceedings of the Third Biennial Conference of Research on the Colorado Plateau 3: 45-61.
- 231) **Olmos, P.S. 2003:** Incorporation of linear barriers and corridors in landscape connectivity models at different scales. A case study in Madrid (Central Spain). - Habitat Fragmentation due to transportation Infrastructure – IENE 2003: 91-92.
- 232) **Olsson, M. 2007:** The use of highway crossings to maintain landscape connectivity for moose and roe deer. Dissetarion, Karlstad University Studies, Faculty of Social and Life Sciences, Biology, Karlstad, Sweden, 43 pp.
- 233) **Olsson, M.P.O. & Widen, P. 2008:** Effects of highway fencing and wildlife crossing on moose *Alces alces* movements and space use in southwestern Sweden. - Wildlife Biology 14: 111-117.
- 234) **Olsson, M.P.O., Widen, P. & Larkin, J.L. 2008:** Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. - Landscape and Urban Planning 85: 133-139.
- 235) **Oosenbrug, S.M., McNeily, R.W., Mercer, E.W. & Folinsbee, J.F. 1986:** Some aspects of moose-vehicle collisions in eastern Newfoundland, 1973-1985. - Alces 22: 377-393.
- 236) **Parker, H. D. & Driscoll, R.S. 1972:** An experiment in deer detection by thermal scanning. - Journal of Range Management 25: 480-481.
- 237) **Paquet, P. & Callaghan, C. 1996:** Effects of linear developments on winter movements of gray wolves in the Bow River Valley of Banff National Park, Alberta. - In: Evink, G.L., Garrett, P., Ziegler, D. & Berry, J. (Eds); Proceedings of the Transportation related Wildlife Mortality Seminar. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida, 113 pp.

- 238) **Peden, M., Scurfield, R., Sleet, D., Mohan, D., Hyder, A.A., Jarawan, E. & Mathers, C. 2004:** World report on road traffic injury prevention. - World Health Organization, Geneva, Switzerland, 75 pp.
- 239) **Peek, F.W. & Bellis, E.D. 1969:** Deer movements and behavior along an interstate highway. - Highway Research News 36: 36-42.
- 240) **Pertoldi, C., Loeschke, V., Bo Madsen, A., Randi, E. & Mucci, N. 2001:** Effects of habitat fragmentation on the Eurasian badger (*Meles meles*) subpopulations in Denmark. - Hystric Italian Journal of Mammalogy 12: 1-6.
- 241) **Pérez-Espona, S., Pérez-Barbería, F.J., McLeod, J.E., Jiggins, C.D., Gordon, I.J. & Pemberton, J.M. 2008:** Landscape features affect gene flow of Scottish Highland red deer (*Cervus elaphus*). - Molecular Ecology 17: 981-996.
- 242) **Pfister, H.P., Keller, V., Reck, H. & Georgii, B. 1997:** Bio-Ecological Effectiveness of Wildlife Overpasses or "Green Bridges" Over Roads and Railway Lines. Herausgegeben vom Bundesministerium für Verkehr Abteilung Strassenbau. – Bonn-Bad Godesberg, Germany, 125 pp.
- 243) **Pfister, H.P. 1999:** Grünbrücken – ein Beitrag zur Verminderung Strassenbedingter Trennwirkungen (In German). - Landschaftstagung 30(3): 96-100.
- 244) **Plíšek, K. & Hrouzek, K. 2009:** Doprava a zvěř. - Myslivost 87(12): 42-48.
- 245) **Primack, R.B., Kindlmann, P., & Jersáková, J. 2001:** Biologické principy ochrany přírody. - Portál, Praha, 349 s.
- 246) **Pritchard, J.K., Stephens, M. & Donnelly, P. 2000:** Inference of population structure using multilocus genotype data. - Genetics 155: 945-959.
- 247) **Proctor, M. 2003:** Genetic analysis of movement, dispersal and population fragmentation of Grizzly bears in southwestern Canada. – In: Irwin, C.L., Garrett, P. & McDermott, K.P. (Eds.); Proceedings of the 2003 international conference on ecology and transportation. Centre for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, pp. 408.
- 248) **Progulske, D.R. & Duerre, D.C. 1964:** Factors influencing spotlight counts of deer. - Journal of Wildlife Management 28: 27-34.
- 249) **Puglisi, M.J., Lindzey, J.S. & Bellis, E.D. 1974:** Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. – Journal of Wildlife Management 38: 799-807.
- 250) **Puky, M. & Vogel, Z. 2003:** Amphibian mitigation measures on Hungarian roads: design, efficiency, problems, and possible improvement, need for a coordinated European environmental education strategy. Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. - - In: Broker, H. (Ed.); Proceedings of the 9th Infra Eco Network Europe conference, Brussels, Belgium, pp. 52-53.

- 251) **Putman, R.J. 1997:** Deer and road traffic accidents: options for management. - Journal of Environmental Management 51: 43-57.
- 252) **Randi, E. 1993:** Effects of fragmentation and isolation on genetic variability of the Italian populations of wolf *Canis lupus* and brown bear *Ursus arctos*. - Acta Theriologica 38: 113-120.
- 253) **Rathey, T.E. & Turner, N.E. 1991:** Vehicle-moose accidents in Newfoundland. - The Journal of Bone and Joint Surgery 73: 1487-1491.
- 254) **Rea, R.V. & Gillingham, M.P. 2001:** The impact of the Timing of brush management on the nutritional value of woody browse for moose *Alces alces*. - Journal of Applied Ecology 38: 710-719.
- 255) **Rea, R.V. 2003:** Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose (*Alces alces*). - Wildlife Biology 9: 81-91.
- 256) **Reck, H. & Schulz, B. 2003:** Insect migration and patch dynamics: How to shape habitat corridors and wildlife overpasses. - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003: 50-51.
- 257) **Reck, H. 2001:** Lärm und Landschaft. Bundesamt für Naturschutz (In German). - Angewandte Landschaftsökologie 44, Germany, 160 pp.
- 258) **Recorbet, B. & Désiré, G. 1985:** Recensement des collision vehicules – grands mammifères sauvages (In French). - Colloque Routes et faune sauvage 1: 85-94.
- 259) **Reed, D.F., Woodard, T.N. & Pojar, T.M. 1975:** Behavioral response of mule deer to a highway underpass. - Journal of Wildlife Management 39: 361-367.
- 260) **Reed, D.H. & Frankham, R. 2003:** Correlation between fitness and genetic diversity. - Conservation Biology 17: 230-237.
- 261) **Reed, D.H. 2004:** Extinction risk in fragmented habitats. - Animal Conservation 7: 181-191.
- 262) **Reh, W. & Seitz, A. 1990:** The influence of land-use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. - Biological Conservation 54: 239-249.
- 263) **Rechner, I. & Aničić, B. 2003:** Noise Barriers and Landscape - Experiences in development of the Croatian highway system. - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003: 82-84.
- 264) **Reijnen, R., Doplen, R. & Meeuwsen, H. 1996:** The effect of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. - Biological Conservation 75(3): 255-260.
- 265) **Reijnen, R., Veenbaas, G. & Doplen, R.P.B. 1995:** Predicting the Effects of Motorway Traffic on Breeding Bird Populations. - Ministry of Transport, Public

- Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Delft, Netherlands, 91 pp.
- 266) **Reimers, E., Dahle, B., Eftestol, S., Colman, J.E. & Gaare, E. 2007:** Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. - *Biological Conservation* 134(4): 484-494.
- 267) **Ricard, J-G. & Doucet, G.J. 1999:** Winter use of powerline corridors by moose (*Alces alces*). - *Alces* 35: 31-40.
- 268) **Rico, A., Kindlmann, P. & Sedlacek, F. 2007:** Barrier effects of roads on movements of small mammals. - *Folia Zoologica* 56(1): 1-12.
- 269) **Rigehetti, A., Malli, H., Berthold, G., Georgii, B., Leuzinger, E. & Schlup, B. 2003:** Effect of unfenced (high-speed)-railway lines on wildlife. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003*: 23-24.
- 270) **Riley, S.P.D., Pollinger, J.P., Sauvajot, R., York, E.C., Bromley, C., Fuller, T.K. & Wayne, R.K. 2006:** A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. - *Molecular Ecology* 15: 1733-1741.
- 271) **Rodriguez, A., Crema, G. & Delibes, M. 1996:** Use of non-wildlife passages across a high-speed railway by terrestrial vertebrates. - *Journal of Applied Ecology* 33: 1527-1540.
- 272) **Rodriguez, A., Crema, G. & Delibes, M. 1997:** Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. - *Ecography* 20: 287-294.
- 273) **Roedenbeck, I.A. & Jaeger, J. 2006:** Towards landscape-scale research in road ecology. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38: 297-356.
- 274) **Romin, L.A. & Bissonette, J.A. 1996:** Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. - *Wildlife Society Bulletin* 24: 276-283.
- 275) **Roof, J. & Wooding, J., 1996:** Evaluation of the S.R. 46 wildlife crossing in Lake County, Florida. - In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. FL-ER-69-98*. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL, pp. 329-336.
- 276) **Rosell, C., Parpal, J., Campeny, R., Jove, S., Pasquina, A. & Velasco, J.M. 1997:** Mitigation of barrier effect of linear infrastructures on wildlife. - In: Canters, K. (Ed.); *Habitat Fragmentation and Infrastructure*. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, Netherlands, pp. 367–372.
- 277) **Rosell, C. 2003:** Localisation of Fauna Passages- How to find the optimal location. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003*: 37-38.
- 278) **Rosenzweig, M.L. 1995:** Species diversity in space and time. - Cambridge University Press, Cambridge, England, 460 pp.

- 279) **Roth, J. & Klatt, M. 1991:** Zum Stand der wissenschaftlichen Diskussion um sogenannte Grünbrücken (In German). - Veröffentlichungen der Aktionsgemeinschaft Natur und Umweltschutz, Baden-Württemberg 20, Germany, 31 pp.
- 280) **Saeki, M. & Macdonald, D.W. 2004:** The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. - Biological Conservation 118(5): 559-571.
- 281) **Salwasser, H. 1976:** Man, deer and time on the Devil's Garden. - Proceedings of the Western Association of Game and Fish Commissioners 56: 295-318.
- 282) **Sanchez, T.W., Oner, A.C. & Lang, R.E. 2009:** Betone edge city: Office geography in the new metropolis. - Urban Geography 30(7): 726-755.
- 283) **Santolini, R., Sauli, G. Malcevski, S. & Perco, F. 1997:** The relationship between infrastructure and wildlife: problems, possible project solutions and finished works in Italy. – In: Canters, K. (Ed.); Habitat Fragmentation and Infrastructure. Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructure, and the Role of Ecological Engineering. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, The Netherlands, pp. 202-212.
- 284) **Sañudo, P.F. & Gil, T.G. 2003:** Study of the effect of the transportation infrastructures on habitats fragmentation in the future National Park "Sierra de Guadarrama" (Madrid, Spain). Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003: 76-77.
- 285) **Saunders, D.A. & Hobbs, R.J. 1991:** From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. - Nature Conservation 2: 189-220.
- 286) **SCV. 1996:** Mortalidad de vertebrados en líneas de ferrocarril (In Spanish). - Documentos Técnicos de Conservación SCV 1, Sociedad Conservación Vertebrados, Madrid, 23 pp.
- 287) **Seiler, A. 2004:** Trends and spatial patterns in ungulate vehicle collisions in Sweden. – Wildlife biology 10: 301-313.
- 288) **Seiler, S., Helldin, J-O. & Seiler, C. 2004:** Road mortality in Swedish mammals: results of a drivers' questionnaire. - Wildlife Biology. 10: 225-233.
- 289) **Serrouya, R. 1997:** Black bear movements and survival in the Bow Valley of Banff National Park, Alberta: In: Clevenger, A.P. & Wells, K. (Eds); Proceedings of the Second Roads, Rails and the Environment Workshop. Parks Canada, Banff National Park, Alberta & Columbia Mountains Institute of Applied Ecology, Revelstoke, British Columbia, Canada, pp. 14-18.
- 290) **Shepard, D.B., Kuhns, A.R., Dreslik, M.J., & Philips C.A. 2008:** Roads as barriers to animal movements in fragmented landscapes. - Animal Conservation 11: 288-296.

- 291) **Shinoda, T. 2003:** Road-killed animals in Japanese expressway. - Habitat Fragmentation due to Transport Infrastructure – IENE 2003: 26-27.
- 292) **Schwartz, C.C. & Bartley, B. 1991:** Reducing incidental moose mortality: considerations for management. - Alces 27: 227-231.
- 293) **Sielecki, L.E. 2000:** WARS Wildlife accident reporting system 1999 annual report (1995 - 1999 Synopsis). – Environmental Management Section, Engineering Branch, B.C. Ministry of Transportation and Highways, Victoria B.C., 84 pp.
- 294) **Sielecki, L.E. 2003:** The Wildlife Accident Reporting System (WARS) in British Columbia. - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003: 58-59.
- 295) **Simberlott, D., Farr, J.A., Cox, J. & Mehlman, D.W. 1992:** Movement corridors: conservation bargains or poor investments? - Conservation Biology 6(4): 493-504.
- 296) **Sklenička, P. 2003:** Základy krajinného plánování. - Nakladatelství Naděžda Skleničková, Praha, 321 s.
- 297) **Smith, L.L. & Dodd, C. K. 2003:** Wildlife mortality on U.S. Highway 441 across Paynes Prairie, Alachua, Florida. – Florida Scient. 66(2): 128-140.
- 298) **Snow, N.B. 2006:** Did highways cause suburbanization? - Quarterly Journal of Economics 122: 775-805.
- 299) **Soon, K.H., Young, K.J. & Ong, P.K. 2005:** Habitat connectivity between Soraksan and Odaesan National Parks with a consideration of wildlife home range. - Korean Journal of Environment and Ecology 19(2): 150-161.
- 300) **Spellerberg, I.F. 1998:** Ecological effects of roads and traffic: a literature review. - Global Ecology and Biogeography Letters 7: 317-333.
- 301) **Stahan, Z. 1998:** Passage pour le gibier sur l'autoroute Zagreb-Karlovac en Croatie (In Croatian). - Actes des 3e rencontres "Routes et Faune Sauvage" 30 Septembre –2 Octobre: 405-406.
- 302) **Staines, B.W., Langbein, J. & Putman, R.J. 2001:** Road traffic accidents and deer in Scotland. - Deer Commission for Scotland, Inverness, UK, 69 pp.
- 303) **Strasburg, J.L. 2006:** Roads and genetic connectivity. - Nature 440: 875-876.
- 304) **Sutton, J.E. 1996:** Car vs. moose. - Emergency Medical Services 25: 47-50.
- 305) **Swenson, J.E. & Angelstam, P. 1993:** Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. - Canadian Journal of Zoology 71: 1303-1310.

- 306) **Swenson, J.E., Gerstl, N., Dahle, B. & Zedrosser, A. 2000:** Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). - Nature and environment, Council of Europe Publishing, No. 114., Strasbourg, France, 69 pp.
- 307) **Šlezinger, M. 2003:** Aplikovaná a krajinná ekologie. - Akademické nakladatelství CERM, Brno, 68 s.
- 308) **Šustr, P. & Jirsa, A. 2007:** Prostorová aktivita a využití prostředí jelena lesního (*Cervus elaphus*) na Šumavě. In: Bryja J. & Zukal J. (Eds.); Zoologické dny Brno 2007, Sborník abstraktů z konference, pp. 201 - 202.
- 309) **Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993:** Connectivity is a vital element of landscape structure. - *Oikos* 68: 571 - 573.
- 310) **Taylor, S.K., Buergelt, C.D., Roelke-Parker, M.E., Homer, B.L. & Rotstein D.S. 2002:** Causes of mortality of free-ranging Florida panthers. - *Journal of Wildlife Diseases* 38(1): 107 - 114.
- 311) **Taylor, B.D. & Goldingay, R.L. 2004:** Wildlife road-kills on three major roads in northeastern New South Wales. *Wildlife Research* 31: 83-91.
- 312) **Taylor, B.D. & Goldingay, R.L. 2009:** Can road-crossing structures improve population viability of an urban gliding mammal? - *Ecology and Society* 14(2): 13.
- 313) **Thomas, S.E. 1995:** Moose-vehicle accidents on Alaska's rural highways. - Alaska Department of Transportation and Public Facilities, Division of Design and Construction, Anchorage, AK, 58 pp.
- 314) **Thompson, I.D. & Stewart, R.W. 1998:** Management of moose habitat. - In: Franzmann A.W. & Schwartz, C.S. (Eds.); Ecology and management of the North American moose. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 377-401.
- 315) **Tillmann, J.E. & Schmueser, H. 2003:** Importance of Habitat Corridors for large Herbivores and vice versa – Design of a Habitat Corridor Network for northern Germany. - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003:* 34-35.
- 316) **Toman, A. & Hlaváč, V. 1995:** Metodika křížení komunikací a vodních toků s funkcí biokoridorů. - Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 55 s.
- 317) **Toro, M.A. & Caballero, A. 2005:** Characterization and conservation of genetic diversity in subdivided populations. - *Philosophical Transaction of the Royal Society B* 360: 1367-1378.
- 318) **Treweek, J.R., Watt, T.A. & Hambler, C. 1997:** Integration of sheep production and nature conservation: experimental management. - *Journal of Environmental Management* 50: 193-210.

- 319) **Trocme, M. 2003:** Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure - The European review. - European Commission, Directorate - General for Research, Luxemburg, 16 pp.
- 320) **Trombulak, S.C. & Frissell, C.A. 2000:** Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. - Conservation Biology 14:18–30.
- 321) **Turner, M.G. 1989:** Landscape ecology: The Effect of Pattern on Process. – Annual Review Ecology System 20: 171-97.
- 322) **Ulleberg, M. & Jaren, V. 1991:** Actions against moose-train collisions. - Directorate for Nature Management, report no. 1991-4. 37 pp.
- 323) **Valkouma, E. 2003:** Program for the Monitoring & Assessment of impacts on big mammals and their habitats due to the construction and operation of the Egnatia Motorway, on Panagia – Grevena section (4.1), Northern Greece. - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003: 74-75.
- 324) **van De Zande, L., Van de Vliet, M., Pertoldi, C., Loeschcke, V., Müskens, G. & Bijlsma, R. 2007:** Genetic structure within and among regional populations of the Eurasian badger (*Melesmeles*) from Denmark and the Netherlands. - Journal of Zoology, London 271: 302-309.
- 325) **Van Langevelde, F. & Jaarsma, C.F. 2009:** Modeling the effect of traffic calming on local animal population persistence. - Ecology and Society 14(2): 39-40.
- 326) **Van Wieren, S.E. & Worm, P.B. 2001:** The use of a motorway wildlife overpass by large mammals. - Netherlands Journal of Zoology 51: 97-105.
- 327) **Veenbaas, G. & Brandjes, J. 1999:** Use of fauna passages along waterways under highways. - In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D. & Berry, J. (Eds.); Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. FL-ER-69-98. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL, pp. 253-258.
- 328) **Veenbaas, G., Brandjes, J., Smit, G. & Grift, E.A. 2003:** Effectiveness of fauna passageways at main roads in The Netherlands. - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003: 42-43.
- 329) **Veenbaas, G. 2003:** Methods to monitor the use of fauna passageways. - Transportation Infrastructure – IENE 2003: 94-95.
- 330) **Verboom, J., Alkemade, R., Klijn, J., Metzger, M.J. & Reijnen, R. 2007:** Combining biodiversity modeling with political and economic development scenarios for 25 EU countries. - Ecological Economics 62(2): 267-276.
- 331) **Vold, A. 2006:** Phased implementation of transport pricing for Greater Oslo. - Transport Policy 13(2): 140-148.
- 332) **Volokh, A. 2008:** Condition of the wild boar (*Sus scrofa*) in the steppe Ukraine. - Beiträge zur Jagd und Wildforschung 33: 313-323.

- 333) **Vries, H. 2001:** De-fragmentation by bits and pieces. - Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Delft, Netherlands, 31 pp.
- 334) **Vucetich, J.A., & Waite, T.A. 2000:** Is one migrant per generation sufficient for the genetic management of fluctuating populations? - *Animal Conservation* 3: 261-266.
- 335) **Wang, J. 2004:** Application of the one-migrant-per-generation rule to conservation and management. - *Conservation Biology* 18: 332 - 343.
- 336) **Waring, G.H., Griffis, J.L. & Vaughn, M.E. 1991:** Whitetailed deer roadside behavior, wildlife warning reflectors, and highway mortality. - *Applied Animal Behavior Science* 29: 215-223.
- 337) **Wells, P., Woods, J.G., Bridegewater, G. & Morrison, H. 1999:** Wildlife mortalities on railways: monitoring, methods and mitigation strategies. - In Evink, G.L., P. Garrett & Zeigler, D. (Eds.); *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. FL-ER-73-99, Florida Department of Transportation,, Florida, pp. 85-88.
- 338) **Whitlock, M.C., & McCauley, D.E. 1999:** Indirect measures of gene flow and migration: $F_{st} \neq 1/(4Nm+1)$. - *Heredity* 82: 117-125.
- 339) **Whittington, J., Clair, C.C. & Mercer, G. 2005:** Spatial response of wolves to roads and trails in mountain valleys. - *Ecological Applications* 15: 543-553.
- 340) **Woods, J.G. 1990:** Effectiveness of fences and underpasses on the Trans-Canada Highway and their impact on ungulate populations. - Report to Banff National Park Warden Service, Banff, Alberta, Canada, 56 pp.
- 341) **Wright, S. 1943:** Isolation by distance. - *Genetics* 28:114-138.
- 342) **Yale Conrey, R.C. & Mills, L.S. 2001:** Do highways fragment small mammal populations? – In: Irwin, C.L., Garrett, P. & McDermott, K.P. (Eds.); *Proceedings of the 2001 international conference on ecology and transportation*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, 448-457.
- 343) **Yanes, M., Velasco, J. & Suarez, F. 1995:** Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. - *Biological Conservation* 71: 217-222.
- 344) **Yuasa, T., Nagata, J., Hamasaki, S., Tsuruga, H. & Furubayashi, K. 2007:** The impact of habitat fragmentation on genetic structure of the Japanese sika deer (*Cervus nippon*) in southern Kantoh, revealed by mitochondrial D-loop sequences. - *Ecological Research* 22: 97-106.
- 345) **Zachos, F.E., Althoff, C., Steynitz, Y.V., Eckert, I. & Hartl, G.B. 2007:** Genetic analysis of an isolated red deer (*Cervus elaphus*) population showing signs of inbreeding depression. - *European Journal of Wildlife Research* 53: 61-67.

Další zdroje

AMBS Consulting, 1997: Fauna usage of three underpasses beneath the F3 freeway between Sydney and Newcastle. - Final report to New South Wales Roads and Traffic Authority, Sydney, Australia, 49 pp.

Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen 2001: Handbuch für die Bemessung von Strassenverkehrsanlagen (HBS) (In German). - FGSV, Köln, Germany, 251 pp.

Technické podmínky č. 130 2000: Odrazky proti zvěři. Optické zařízení bránící zvěři ke vstupu na komunikaci. - Ministerstvo dopravy a spojů České republiky, Brno, 39 s.

Technické podmínky č. 181 2006: Hodnocení průchodnosti území pro liniové stavby. - Ministerstvo dopravy a spojů České republiky, Praha, 50 s.

Technické podmínky č. 189 2008: Stanovení intenzit dopravy na pozemních komunikacích. - Ministerstvo dopravy a spojů České republiky, Praha, 49 s.

Zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí.

Zákon č.114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti.

Internetové odkazy

www.cd.cz

www.cdv.cz

www.mzp.cz

www.rsd.cz

www.sintagro.ch

www.wildundstrasse.de.