

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Bakalářská práce

Vliv velkých savců na vývoj a diverzitu vegetace

Červen 2007

Eva Horčíčková

školitel: Mgr. Jaroslav Vojta

Přírodovědecká fakulta UK
KNIHOVNA ÚŽP



323398836

5 90 005

1. Obsah

1.OBSAH.....	2
2. ÚVOD.....	3
3.LITERÁRNÍ REŠERŠE	4
3.1.ŠÍŘENÍ SEMEN.....	4
3.1.1. <i>Epizoochorie</i>	4
3.1.2. <i>Endozoochorie</i>	5
3.2.DISTURBANCE.....	6
3.2.1. <i>Půdní disturbance</i>	7
3.2.2. <i>Vliv na půdní vlastnosti</i>	10
3.2.3. <i>Hnízda</i>	11
3.2.4. <i>Herbivorie</i>	11
3.3.ZÁVĚR LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	15
4.NÁMĚTY K ČINNOSTI A METODIKA.....	17
4.1.VLASTNÍ POZOROVÁNÍ.....	20
4.1.1. <i>Výsledky</i>	20
5. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	21
6.PŘÍLOHY.....	24
6.1.OBRÁZKY A MAPY.....	24

2. Úvod

Velcí savci, jako například jelen evropský (*Cervus elaphus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*) a prase divoké (*Sus scrofa*), tvoří přirozenou a významnou součást přírody v Evropě (Kamler et al., 2006) stejně jako druhy jim příbuzné nebo podobné způsobem života v jiných částech světa. Tato zvířata mají své místo v krajině, kde hrají významnou roli v utváření struktury vegetace, a to například půdními disturbancemi, pastvou, sešlapem nebo šířením diaspor. Celá řada studií se zabývá právě těmito vlivy, ale v jejich posuzování se mnohdy značně liší. Často se v nich odráží tradiční vnímání kopytníků jako negativních faktorů ve vývoji vegetace například proto, že herbivoři limitují výšku rostlin a hustotu olistění, narušují zápoj rostlinných pater a snižují diversitu semenáčků (Gill et Beardall, 2001). Tyto efekty se zvyšují s rostoucí populační hustotou herbivorů. Volně žijící kopytníci jsou také negativně vnímáni, protože způsobují škody na zemědělských plodinách a v hospodářských lesích. Tyto pro člověka nežádoucí vlivy se zvyšují s rostoucí intenzitou obhospodařování krajiny, které zhoršuje podmínky pro zvěř (Kamler et al., 2006). Opakované narušování určitého stanoviště může způsobit lokální vymizení citlivých druhů (Bratton, 1974). Na druhou stranu z hlediska některých rostlinných populací může být takový vliv herbivorů přímo pozitivní. Například trávy bývají často vůči vlivu herbivorů rezistentní (Begon et al., 1997) a na mnohé z nich působí prospěšně, jsou-li velkými kopytníky okusovány a sešlapávány. V případě, že narušování ustanou, dojde k nahrazení těchto trav jinými, konkurenčně silnějšími druhy, které ale předchozí zásahy nesnášely (Lorenz, 2000). Jiné rostlinné druhy využívají přítomnosti velkých savců pro šíření diaspor na delší vzdálenosti. Touto cestou mohou rostliny překonat například i oblast osázenou monokulturou, osídlit nová stanoviště a zvýšit tak druhovou pestrost daného území (Schmidt et al., 2004). Tyto a další vlivy zvěře na vegetaci obvykle nepůsobí jednotlivě, ale mohou se navzájem doplňovat a kombinovat s řadou dalších faktorů daných podmínkami prostředí (McInnes et al., 1992, Frelich, 2002).

3. Literární rešerše

3.1. Šíření semen

Šíření plodů cévnatých rostlin pomocí živočichů, neboli zoochorie, zahrnuje dva procesy – epizoochorii a endozoochorii. Epizoochorií se diaspory přenáší na povrchu těla živočichů, k čemuž bývají mnohdy vybaveny přichytnými zařízeními. Při endozoochorii živočich diasporu pozře a nestrávenou ji vyloučí společně s trusem (Rosypal et al., 2003). V mnoha typech prostředí nalezneme rostliny adaptované zároveň na endozoochorii i epizoochorii. Nejvíce se ale uplatňují v křovinatých a lesnatých biotopech, kde vítr a voda nedosahují příliš velké síly (Gill et Beardall, 2001).

Například v severním Německu dochází k šíření diaspor na delší vzdálenosti pomocí vody či větru pouze u malého množství rostlinných druhů, proto má zoochorie pro zdejší biodiverzitu značný význam. Na důležitosti jí přidává i struktura místních lesů, která má ze značné části původ v 19. století, kdy docházelo k převádění původních porostů na věkově a druhově nepřilíš diferencované kultury pěstované především pro těžbu dřeva (Schmidt et al., 2004). V dnešní době lze za hlavní faktory šíření diaspor na dlouhé vzdálenosti v prostředí evropských lesů mírného pásu považovat volně žijící ptáky a velké savce, ale i lesní techniku a automobily (Gill et Beardall, 2001). Na zoochorii jako přírodní proces působí antropogenní vlivy jako například využívání krajiny, velikosti ploch a jejich izolace nebo lov (Schmidt et al., 2004). Možnosti pohybu zvěře omezuje nejen oplocení postavené za tímto účelem, ale též fragmentace infrastrukturou, urbanismus a turismus (Cahill et al., 2003). Výzkum zoochorie u velkých savců v severním Německu ukázal, že endozoochorií je přenášeno větší množství diaspor i více rostlinných druhů než epizoochorií (Schmidt et al., 2004).

3.1.1. Epizoochorie

Epizoochorie patří mezi nejvýznamnější mechanismy šíření semen na delší vzdálenosti, protože diaspory zůstávají zachycené v srsti nebo na kopytech zvířat po dobu od několika hodin až po několik dnů, což postačí k roznesení i do vzdálenějších oblastí. Vzhledem k vlastnostem srsti, způsobu života a početnosti populací má ve střední Evropě pro epizoochorii patrně největší potenciál prase divoké. Společně se srncem obecným je nejrozšířenějším volně žijícím kopytníkem ve střední Evropě. Na rozdíl od prasat si srnci často zuby čistí srst (Welander, 1999), a tak přenášejí třináctkrát menší množství diaspor z čtyřikrát méně druhů rostlin než prasata, pro která je takový způsob očisty neproveditelný (Schmidt et al., 2004).

Heinken (2005) studoval epizoochorii u prasat divokých z půdních vzorků odebraných u úpatí stromů, o které se prasata drbou. K rozpoznání příslušných dřevin nacházejících se

ve dvacetimetrovém okruhu kolem prasečích kališť sloužily zbytky půdy a štětín nalepených na kůře. Potvrdil se původní předpoklad, že v porovnání s kontrolními stromy bude v půdních vzorcích z okolí „drbacích“ stromů nalezeno větší množství a vyšší diverzita semen, včetně diaspor rostlinných druhů rostoucích ve vzdálenějších oblastech od studovaných ploch. Druhá bohatost semen nalezených u prasaty vyhledávaných stromů převyšovala druhovou bohatost u kontrolních stromů dokonce více než dvojnásobně. U semen ze vzorků odebraných u „drbacích“ stromů byla zároveň zjištěna lepší klíčivost než u vzorků kontrolních. Množství životaschopných semen se ale výrazně lišilo i mezi sedmi studovanými plochami, které zastupovaly různé typy prostředí (Heinken et al., 2005).

K obvyklejším způsobům studia epizoochorie patří odebírání vzorků diaspor ze srsti a kopyt ulovené zvěře. Schmidt et al. (2004) uvádí 43 druhů cévnatých rostlin přenášených prasetem divokým a srncem obecným. Diaspory 13 z těchto rostlin byly nalezeny v srsti a na kopytech prasat i srnců. Ostatní pouze u jednoho z nich. Odebrané vzorky byly následně ponechány na vyklíčení ve skleníku. Ve vzorcích odebraných z prasečí srsti se nacházelo mnohem více diaspor z většího množství rostlinných druhů. Největší zastoupení však měla *Urtica dioica*. Ve vzorcích ze srsti srnců se nejčastěji vyskytovaly druhy *Poa pratensis*, *Urtica dioica*, *Juncus effusus*, *Galium aparine*, *Sagina procumbens*, *Trifolium pratense* a *Cardamine flexuosa* (Schmidt et al., 2004).

3.1.2. Endozoochorie

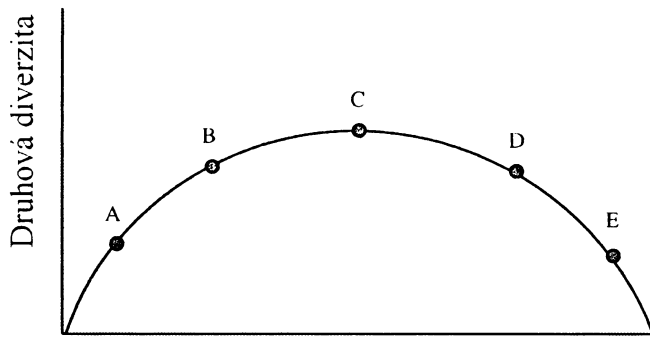
Přirozený proces endozoochorie může být značně ovlivněn krmením v době potřeby a zakládáním políček pro lesní zvěř, protože tak dochází ke změně složení potravy zvířat. Krom toho se zvěř sdružuje ve stejném čase na jednom místě. Taková místa jsou následně snadno kolonizována kultivovanými rostlinami a nelesními jednoletkami jako například *Capsella bursa-pastoris* nebo *Poa annua* (Schmidt et al., 2004). Kromě přikrmování plodinami k tomu určenými se zvířata často sama vydávají za potravou i na velmi vzdálené zemědělské plochy. Děje se tak především v době dozrávání obilovin a v období vegetačního klidu od konce podzimu do jara (Kamler et al., 2006). Šíření diaspor endozoochorií závisí mimo jiné na množství výkalů. To se ale mění se složením potravy v různých obdobích a odvíjí se také od stáří a tělesné hmotnosti zvířete. Během výzkumu prováděl Schmidt et al. (2004) jednou měsíčně v období od dubna do prosince sběr čerstvého trusu prasat a srnců a vzorky byly ponechány 12 měsíců ve skleníku. Podle vyklíčených rostlin lze usoudit, že prase divoké šíří endozoochorií více rostlinných druhů než srnec. Pro vzorky prasečího trusu je také specifické větší množství druhů. U srnce se nevyskytly například *Chenopodium polyspermum* a *Vaccinium myrtillus*. Oproti tomu ve vzorku trusu o stejném objemu se u srnců nacházelo více životaschopných semen. Celkově se ve

vzorcích nejčastěji vyskytovaly druhy *Juncus effusus*, *Poa pratensis*, *Sagina procumbens*, *Stellaria media* a *Urtica dioica*. Vzdálenost, na kterou se mohou diaspory endozoochorií rozšířit, závisí na době setrvání v trávicím traktu a trase, kterou za tu dobu zvíře urazí. U srnce se jedná pouze o 20 – 24 hodin a prostor o několikahektarové rozloze. Prasata se více pohybují, a tak se u nich mohou diaspory rozšířit do okruhu stovek hektarů (Schmidt et al., 2004). Úspěšnost druhu šířeného endozoochorií závisí také na velikosti diaspor. Velká semena, jako například žaludy či bukvice, bývají herbivory rozkousána. Endozoochorie nejvíce zvýhodňuje druhy s malými, tvrdými semeny (Gill et Beardall, 2001).

Příkladem vlivu endozoochorie na složení společenstva je působení buvola kaferského (*Syncerus caffer*) na vývoj sekundární vegetace opuštěných polí na jihozápadě Ugandy. V chráněných oblastech Mgahinga Gorilla National Park, Echuya Forest Reserve a Bwindi Impenetrable National Park zůstaly zachovány původní aframontánní lesy, ze kterých se mohou na opuštěná pole šířit druhy lesních rostlin. Silný tlak ze strany lovců způsobil, že buvoli tráví velkou část dne ukryti v lese a na otevřené prostranství starých polí přicházejí na pastvu pouze v noci a za svítání. Tato každodenní migrace umožňuje transport diaspor rostlin z lesů a lesních okrajů na travnaté plochy. Z původně lesních druhů se jedná především o druhy *Droguetia iners*, *Pilea rivularis*, *Carex conferta*. Buvoli sice na jednu stranu umožňují šíření lesních druhů na opuštěná pole, ale mohou vývoj společenstva směrem k lesu také zpomalovat pastvou. Nicméně výsledky porovnávání vegetace na oplocených a neoplocených plochách takový vývoj nepotvrdily, a tak nelze s jistotou určit, který z těchto vlivů převládá (Karlowski, 2006).

3.2. Disturbance

Sousa (1984) definuje disturbance jako přerušované zabíjení, potlačování nebo narušování jednoho nebo více jedinců, které přímo či nepřímo umožňuje rozvoj jiných jedinců. Disturbance tedy mohou hrát velkou roli v dynamice společenstva stejně jako kompetice nebo predace a společně s nimi z velké části určují jeho prostorové uspořádání (Sousa, 1984). Disturbance tvoří důležitou součást sukcesního mechanismu. Po narušení určitého území následuje kolonizace a vývoj vedoucí ke klimaxovému společenstvu. Výsledné společenstvo pak může obsahovat plošky nižších sukcesních stádií, což zvyšuje jeho druhovou pestrost, protože se neskládá pouze z konkurenčně nejsilnějších druhů (Forman et Godron, 1993). Na strukturu vegetace mají podstatný vliv nejen disturbance velkého rozsahu, jako například vítr, laviny, povodně nebo požáry, ale nezanedbatelně také drobnější disturbance způsobené například zvířaty (Welander, 2000). Nezáleží přitom pouze na intenzitě disturbance, ale také na její frekvenci, pravidelnosti (Sousa, 1984), rozsahu a délce trvání. Intenzitu disturbance lze vyjádřit jako její sílu a skládá se ze dvou částí. Jedna část je samotná síla působení disturbančního činitele, kterou



Frekvence disturbance
(Čas od poslední disturbance) *n*
Rozsah disturbance
Délka trvání disturbance
Intenzita disturbance

Teoretická závislost mezi druhovou diverzitou a skupinou vlastností disturbance, vytvořená podle hypotézy středního narušení (intermediate disturbance hypothesis - IDH)
Křivka ukazuje nejvyšší počet druhů pro příslušnou disturbance.

Převzato z: Shea et al., 2004

lze měřit a vyjádřit pro všechny postižené organismy stejně. Druhou část tvoří intenzita dopadu na jednotlivé druhy organismů a jedince a pohybuje se od neznatelného poškození až k možnému úhynu organismu. Liší se mezi jednotlivými druhy, ale záleží i na fázi vývoje, ve kterém se jedinec nachází. U každé disturbance existuje příčina, vliv na druhy v narušené lokalitě a jejich následná odpověď. Například oheň jakožto příčina způsobuje odstranění vegetace, tedy vliv, což vyvolá odpověď v podobě vyklíčení mnoha semenáčků. Rozsah disturbance lze

uvádět jako plochu ovlivněnou narušením. Frekvence disturbance udává, jak často k narušení dochází a uvádí se jako reciproká hodnota času mezi dvěma po sobě následujícími disturbancemi. Jsou-li narušení příliš častá, nemůže sukcese na disturbovaných plochách dospět do vyšších stádií. V systému pak převládají krátkověké druhy, zatímco druhy dlouhověké se nestihnou uchytit a celková druhová diverzita je nízká. V opačném případě, při nízké frekvenci disturbance, dojde k vytlačení pionýrských druhů konkurenčně silnějšími, převážně dlouhověkými druhy. Po čase zůstane v systému pouze několik nejúspěšnějších druhů, což opět vede k nízké diverzitě. Systém tedy může dosáhnout nejvyšší druhové diverzity při střední frekvenci disturbance (Shea et al., 2004).

3.2.1. Půdní disturbance

V dnešní době patří mezi nejčastěji uváděné původce půdních disturbance prase divoké. Původně se tento sudokopytník vyskytoval pouze v Eurasii a severní Africe, ale pomocí člověka se rozšířil na všechny ostatní kontinenty vyjma Antarktidy (Kotanen, 1995). V novém prostředí mohou prasata spíše narušit původní ekosystém, což shodně dokazují například výzkumy z oblasti bukových lesů Great Smoky Mountain National Park (Bratton, 1974, Singer et al., 1984). Na druhou stranu na mnoha místech působí jako dominantní prvek disturbančního režimu (Cushman et al., 2004), který je pro ekosystém důležitý (Sousa, 1984). Pro druhy závislé na

tomto typu disturbancí mohou být rozsáhlejší fluktuace v disturbančním režimu fatální (Welander, 2000). V Kalifornii dokonce introdukovaná prasata nahradila původního původce disturbancí, medvěda grizzlyho (*Ursus arctos horribilis*), který byl v oblasti vyhuben na počátku 20. let 20. století (Cushman et al., 2004). Divoká prasata patří mezi všežravce a složení jejich potravy se v průběhu roku mění v závislosti na množství a dostupnosti jednotlivých zdrojů (Cushman et al., 2004). V půdě hledají například kořeny, hlízy, houby nebo bezobratlé živočichy (Kotanen, 1995, Cushman et al., 2004), přičemž odstraňují biomasu z disturbovaných ploch, narušenou půdou obracejí a ponechávají na místě, nebo roznášejí mimo disturbované plochy a překrývají okolní nezrytou vegetaci (Cushman et al., 2004) a zmenšují vrstvu opadanky na lesních plochách (Mohr et al. 2005). Studie z Kalifornie a Švédska se shodují, že nejvýraznější aktivitu rytí prasat divokých lze zaznamenat od poloviny podzimu do začátku jara (Kotanen, 1995, Welander, 2000) kvůli vyšší vlhkosti půdy a množství opadanky, ve které se nachází semena a velké množství hub a členovců (Mohr et al., 2005). Prasečí disturbance zasahují nejčastěji do hloubky 5 až 15 cm (Kotanen, 1995, Cushman et al., 2004), ale mohou se vyskytnout i 40 až 70 cm hluboké (Welander, 1999), a jejich plochy se pohybují ve velmi širokém rozmezí od několika centimetrů čtverečních až po desítky hektarů. Početně výrazně převládají drobnější disturbance (Welander, 1999, Hone, 2002). Celková zrytá plocha se mění v závislosti na prostředí, ročním období, ale i mezi jednotlivými roky. Záleží především na vegetačním pokryvu, vlhkosti a hloubce půdy (Welander, 1999). Rozdíly mezi jednotlivými roky lze vysvětlit závislostí frekvence rytí na populační hustotě prasat (Anderson, 1993) a rozdíly v množství nadzemní potravy, jako například ovoce (Dardaillon, 1987).

Odpověď rostlinných společenstev na narušení je velmi komplikovaná a závisí na celé řadě faktorů (Kotanen, 1995). Disturbance sice stojí na počátku změn, ale další vývoj závisí na prostředí, okolní vegetaci a vzájemných interakcích mezi rostlinami (Cushman et al., 2004), ale také na geografickém původu druhu (Kotanen, 1997).

Řada studií zabývajících se vlivem prasečích disturbancí na vegetaci pochází z oblasti pobřežních luk z okolí San Francisca v Kalifornii (Kotanen, 1995, 1997, Cushman et al., 2004). Prase nepatří mezi původní druhy zdejší fauny, ale již v 18. stol. došlo k nechtěné introdukci prasete domácího (*Sus scrofa domesticus*) a ve 20. stol., původně pro účely lovu, také prasete divokého. Oba druhy vytváří jednak samostatné zdivočelé populace a jednak hybridní formu vzniklou vzájemným křížením (Cushman et al., 2004). Z výsledků studií vyplývá, že vývoj vegetace závisí mnohem výrazněji na klimatických podmínkách než na samotném disturbančním režimu (Kotanen, 1997). Složení vegetace se mění rok od roku a hlavně mezi suššími a vlhčími obdobími (Kotanen, 1997, Cushman et al., 2004) a disturbance tyto změny umocňují. Obecně lze říci, že suché, málo produktivní roky mohou například upřednostňovat jednoleté trávy oproti

vytrvalým. Během šestiletého období sucha došlo k jejich nárůstu i v celé vegetaci a disturbance tento trend pouze podpořily odstraněním konkurence. I přes velkou proměnlivost podmínek a variabilitu reakcí jednotlivých druhů i skupin rostlin na disturbance lze mezi výsledky studií vysledovat shodné rysy (Kotanen, 1997). Obecně se má za to, že disturbance podporují více nepůvodní druhy (Cushman et al., 2004). To však do jisté míry závisí na vzájemném vztahu mezi geografickým původem a tím, jestli se jedná o jednoletky, nebo trvalky. Důležitou roli ve vývoji vegetace totiž hraje také frekvence, se kterou k narušování ploch dochází, a rychlost, s níž se rostliny navrací do původního stavu, případně schopnost rostlin disturbance využít ve svůj prospěch. Druhy, které na narušení odpovídají pomalu, pravděpodobně vymizí z frekventovaně disturbovaných systémů. Především nemají-li dostatečnou semennou banku. Disturbance tedy podporují spíše krátkověké druhy. Podle výsledků výzkumu celkově zvýšily početnost geograficky nepůvodních jednoletých graminoidů na úkor původních vytrvalých travin a geofytů, které se do narušených území vracely pomaleji (Kotanen, 1997). Výsledky však nelze zobecnit. V některých typech vegetace například k redukcí biomasy vytrvalých trav nedošlo. Především *Deschampsia cespitosa* a *Danthonia californica* zůstaly vůči disturbancem rezistentní, jejich semenáčky se hojně vyskytovaly na disturbovaných plochách a rok po disturbance expandovaly do okolí (Kotanen, 1995). Prasatům se pravděpodobně tyto hlubokokořenní trsnaté trávy těžko rozrývají, což mohlo vést k jejich úspěšnosti (Cushman et al., 2004). Oproti tomu byl disturbancem výrazně redukován druh *Anthoxanthum odoratum*, který tvoří ve sledované oblasti 71 % biomasy nepůvodních vytrvalých trav. V této skupině převládají drobné rostliny a nabízí se tedy vysvětlení, že tyto trávy nevytváří dostatečná podzemní pletiva, která by jim pomohla odolat prasatům. Vzniklých mezer následně využily geofyty a mnohé dvouděložné rostliny a vytlačily nepůvodní jednoleté trávy, kterým předchozí konkurence druhu *Anthoxanthum odoratum* nevadila. Vytrvalé geofyty jsou také další skupinou rostlin, kterou díky jejich stavbě disturbance negativně neovlivňují. Tyto rostliny totiž vytváří větší množství malých cibulek, které prasata těžko uchopují a během rytí je spíše rozšiřují do okolí (Kotanen, 1995).

V případě skupin rostlin, které podle výzkumu zůstaly disturbancem neovlivněny, nelze výsledek interpretovat zcela jednoznačně. Existuje totiž možnost, že někteří citlivější členové příslušné skupiny z lokality v důsledku disturbanceního tlaku vymizeli ještě před začátkem výzkumu (Kotanen, 1995, Cushman et al., 2004). Cushman ale zároveň uvádí, že v okolních lokalitách, na kterých se nepředpokládá působení prasat se žádné další druhy nevyskytovaly (Cushman et al., 2004).

Zatímco v prostředí pobřežních luk docházelo pouze ke krátkodobé redukcí biomasy travinných společenstev, po které následoval návrat na původní, nebo dokonce vyšší úroveň (Kotanen, 1995), v bukových lesích Great Smoky Mountain National Park disturbance snížily

zápoj bylinného patra o 95 %, což pravděpodobně způsobilo lokální vymizení některých druhů. Krom toho disturbance narušily přibližně třetinu chráněných rostlin, které se v národním parku vyskytují (Bratton, 1974).

3.2.2. Vliv na půdní vlastnosti

Velcí savci nemusí působit na ekosystémy jen přímo, disturbancemi nebo šířením diaspor, ale i nepřímo, změnami půdních vlastností. Vysoká zvěř sešlapem a divoká prasata rytím mění strukturu půdy, mikrotopografií jejího povrchu a promíchávají půdní vrstvy (Mohr et al., 2005), a tím celkově zvyšují půdní heterogenitu (Welander, 2000). Ale už pouze samotná přítomnost savců v území může změnit některé půdní vlastnosti. Například mírně zvyšuje množství organického uhlíku, celkového dusíku a mikrobiální aktivitu, což může souviset s depozicí výkalů (Mohr et al., 2005), ale neovlivňuje půdní vlhkost, obsah amoniaku ani rychlost mineralizace dusíku (Cushman et al., 2004)

Podle výsledků studií bioturbace neovlivňují texturu půdy, pH, obsah organického uhlíku (Mohr et al., 2005) ani půdní vlhkost (Kotanen, 1997, Cushman et al., 2004). Změny obsahu některých látek v narušené půdě závisí na typu disturbance, na prostředí, ale i na dalších faktorech. Například množství amoniaku na uměle disturbovaných plochách v lučních biotopech pokleslo, když došlo k odstranění zryté půdy, tedy i svrchní vrstvy bohaté na organické látky, a naopak vzrostlo při jejím nakupení. To lze vysvětlit zvýšením aktivity nitrifikačních organismů v důsledku vyšší teploty těchto ploch nebo snížením spotřeby redukováným rostlinným pokryvem (Kotanen, 1997). Oproti tomu přirozené prasečí disturbance ve stejném prostředí obsah amoniaku neovlivnily (Cushman et al., 2004). V listnatých lesích, kde půdu pokrývá vrstva opadanky, došlo vlivem disturbance ke zvýšení obsahu amoniaku. V tomto prostředí prasečí disturbance urychlují dekompozici a značně snižují obsah živin v nejsvrchnějších vrstvách (Singer et al., 1984), zatímco z kombinace výsledků obou studií z Kalifornie lze usoudit, že obsah živin v půdách lučních biotopů prasečí disturbance příliš neovlivňují (Kotanen, 1997, Cushman, 2004). Protože prasečí disturbance zmenšují vrstvu půdní opadanky, nachází se na narušených plochách méně živočichů vázaných na tuto vrstvu, což se opět projevuje v lesních ekosystémech. Disurbance nejvíce eliminovaly pavouky a isopoda (Mohr et al., 2005), ale i některé drobné savce. Na druhou stranu celou řadu živočichů na stejných plochách disturbance neovlivnily (Singer et al., 1984). Zmenšení nebo odstranění opadankové vrstvy a tím i některých živin posune vývoj vegetace narušených ploch směrem k rostlinám méně náročným na kvalitu a zároveň pomaleji rostoucím. Taková změna zpětně ovlivní půdní vlastnosti (McInnes et al., 1992).

3.2.3.Hnízda

Další aktivita prasat, která nezanedbatelně ovlivňuje vegetaci je tvorba hnízd (Ickes et al., 2005) a lůžek. Zatímco lůžka mohou stavět jednotlivci sami pro sebe, hnízda jsou určena pro prasnici s mláďaty a bývají celkově větší. Velikost a váha lůžek však pozitivně koreluje s velikostí prasete a tvar ani použitý materiál se příliš neliší od hnízd. Často je tedy nesnadné tyto dva druhy staveb odlišit (Mayer et al., 2002). Prasnice hledají úkryty nebo budují hnízda krátce před narozením mláďat a mnohdy jim v tom pomáhá potomek z dřívějšího vrhu. Druh materiálu použitého ke stavbě závisí na dostupnosti a hlavně na prostředí (Ickes et al., 2005). Převážně se jedná o rostliny rostoucí v okruhu dvaceti metrů kolem hnízda. Prasečí stavby mívají oválný tvar s mělkou listím vyplněnou depresí uprostřed a často je lze nalézt pod stromy nebo vedle pařezů a klád (Mayer et al., 2002).

Prasata stavbou hnízd silně ovlivňují demografii populací stromů a v dlouhodobém horizontu i složení celého společenstva, jak ukazuje výzkum z oblasti Pasoh Forest Reserve v Malajsii. Místní deštné lesy se vyznačují řídkým zápojem bylinného patra, a tak zde prasnice na stavbu hnízd používají dřeviny. 40 až 350 cm vysoké stromky uchopují sanicemi a ohýbají až k zemi. Kmeny se buď zlomí, nebo dojde k vyvrácení celého stromu. Zlomené pahýly však mohou znovu obrážit. Druhy, které prasata v této oblasti poškozují nejvíce patří do skupiny *Dipterocarpaceae*. Nejen, že je prasata upřednostňují, ale rostliny této skupiny mají ze sledovaných druhů nejhorší obnovu pahýlů, a tedy i nejvyšší mortalitu. Oproti tomu prasata neovlivnila skupiny *Euphorbiaceae* a *Anacardiaceae*. 24 % nadzemní biomasy ve sledované oblasti ale tvoří právě rostliny skupiny *Dipterocarpaceae*, a tak prasata jejich eliminací způsobují posun ve složení vegetace směrem k dominanci odolnějších druhů. Stavění prasečích hnízd je hlavním důvodem mortality stromků v oblasti Pasoh Forest Reserve, ale intenzita tohoto vlivu je podmíněna antropogenně fragmentací lesních biotopů a změnou ve využívání okolní krajiny. Ostrůvky lesů tvoří příliš malou plochu, než aby zde mohly přežít populace kočkovitých šelem – přirozených predátorů prasat divokých, a zároveň okolní plantáže afrických olejových palem poskytují prasatům celoroční zdroj potravy. To má za následek nepřírozeně vysokou populační hustotu prasat na velmi omezeném území, a tak i zvýšený tlak na vegetaci (Ickes et al., 2005).

3.2.4.Herbivorie

Na narušení spásáním a okusem velkými savci reagují rostliny velmi rozdílně. Jednotlivci mohou poškození částečně kompenzovat například změnou fotosyntézy nebo využitím rezerv, ale silnější nebo opakované poškození vede často k jejich úhynu. V případě některých druhů odolných vůči spásání, jako například u většiny trav, může okus horních částí rostliny způsobit

oddálení kvetení, a tak prodloužení života jedince (Begon et al., 1997). Pastvy hospodářských zvířat lze využít k údržbě trvalých travních porostů v chráněných lokalitách. V případě omezení pastvy, která na těchto plochách nahrazuje dřívější tradiční hospodaření, by došlo ke snížení biodiverzity. Ve vegetaci by převládlo několik konkurenčně nejúspěšnějších trvalých druhů vyššího věku a začaly by se uchycovat nálety dřevin (Mládek et Münzbergová, 2005). Rostliny převyšující okolní vegetaci bývají herbivory spásány častěji (Begon et al., 1997). Velcí savci zde tedy zpomalují sukcesi a zamezují vývoj směrem ke vzniku lesa. Udržení určitého sukcesního stádia závisí na populační hustotě herbivorů v daném území, což lze jednoduše demonstrovat na interakci slona afrického (*Loxodonta africana*) a dřevin v převážně travnaté oblasti Burkina Faso v západní Africe. Pokud se populační hustota slonů pohybuje okolo 0,6 jedinců na km², nedochází k výraznému ovlivnění početnosti keřů a stromů, které za těchto podmínek dorůstají přibližně metrové výšky. Překročení této hodnoty populační hustoty vyvolá prudkou redukci keřů i stromů. Naopak při nižší populační hustotě se keře a stromy rozrůstají a objevují se mezi nimi vyšší a silnější jedinci (Jachmann et Croes, 1990).

Vliv herbivorie na dřeviny se nejvíce projevuje na mortalitě a přežívání semenáčků, protože se nachází v nejcitlivější fázi vývoje (Tsujino et Yumoto, 2004), nejsou ještě zcela uchyceny a drobné poškození je většinou zahubí (Begon et al., 1997). Tlak herbivorů může ovlivnit sukcesi a zpomalit vývoj ekosystému od dominance bylinných druhů k lesnímu porostu (Gill et Beardall, 2001). To dokládá výzkum z oblastí na severovýchodě USA, kde došlo při rozšiřování zemědělství v 19. století k vykácení rozsáhlých ploch opadavých lesů. Později byla mnohá pole opuštěna, ponechána sukcesi a ekosystém se začal navracet k lesu. Kromě porovnávání vegetace ovlivněné herbivory a ploch s vyloučením herbivorů zde byly během výzkumu vysázeny a sledovány semenáčky tří druhů stromů, typicky invadujících během rané a střední sukcese – *Acer rubrum*, *Cornus florida* a *Juniperus virginiana*. Výsledky ukázaly rozdíly v reakcích jednotlivých druhů. Přítomnost herbivorů značně omezila přežívání semenáčků prvních dvou dřevin, ale neovlivnila druh *Juniperus virginiana*, jehož úspěšnost se ale lišila mezi jednotlivými plochami. Z toho lze usoudit, že tento druh reaguje spíše na podmínky stanoviště než na herbivory. Rostlinné druhy reagovaly na působení herbivorů individuálně, bez ohledu na jejich původnost. Celkově se ale společenstva ovlivňovaná okusem vyznačovala nižším věkem a pomalejším šířením dřevin (Cadenasso et al., 2002).

Na mortalitu a přežívání semenáčků se soustředil i výzkum na japonském ostrově Yakushima, kde došlo k neobvyklému zvýšení denzity původního jelena siky (*Cervus nippon yakushimae*). I zde reagují semenáčky devíti vysázených druhů na tlak herbivorů velmi rozdílně. Znatelně vyšší mortalita byla zaznamenána u druhů s velkými semeny. Jeleni ale častěji poškozují vyšší jedince. Tento jev závisí více na výšce konkrétní rostliny než na druhové

příslišnosti. Vliv herbivorů na přežívání semenáčků ale překrývají i další výrazné faktory, a tak nebylo možné jistě určit, jakým způsobem zasahuje vysoká populační hustota jelenů do regenerace lesních porostů (Tsujino et Yumoto, 2004).

Vývoj boreálních lesů Isle Royal National Park v Michiganu výrazně ovlivňuje los evropský *Alces alces*, přestože využívá pouze malou část celkové produkce biomasy ekosystému. Důvodem je selektivní výběr určitých rostlinných druhů, který konkurenčně zvýhodňuje druhy nespásané. Výsledky porovnávání oplocených a neoplocených ploch, založených déle jak 30 let, ukázaly, že přítomnost losa nezměnila celkovou produkci ekosystému, ale snížila biomasu dřevin, a tak i korunový zápoj. Losi okusují především výhonky semenáčků určitých dřevin, a tím jim zabraňují v růstu. Semenáčky patří mezi důležité strukturální komponenty ekosystému, protože tvoří další generaci stromů. Jejich omezení posiluje konkurenceschopnost keřů. Výsledkem je les s řídkým zápojem stromového patra a bujným keřovým a bylinným podrostem a také s pozměněným druhovým zastoupením dřevin. Zatímco přítomnost losů redukovala biomasu většiny stromů, jako například druhu *Abies balsamea*, typického pro tuto oblast, druh *Picea glauca* zůstal nepostižen a na mnoha plochách jeho biomasa dokonce vzrostla. Změny vegetace se odráží ve složení a množství opadanky. Plochy ovlivňované losy se vyznačovaly její slabší vrstvou, což zpětně ovlivňuje vegetaci. Produktivnější druhy, vyžadující vysokou kvalitu půdy, mohou být vytlačeny druhy pomaleji rostoucími, kterým však postačí nižší obsah živin. Tento posun ve druhovém složení může losům uškodit, protože opět upřednostňuje druh *Picea glauca*, který produkuje méně kvalitní výhonky, tedy horší potravu (McInnes et al., 1992).

Herbivoři mohou dávat v potravě přednost některým rostlinám z různých důvodů. Například poškození stromů slonem africkým pozitivně koreluje s obsahem vápníku, hořčíku, draslíku a s množstvím bílkovin v listech, ale ne s obsahem sodíku, fosforu a vlákniny (Holdo, 2003). Oproti tomu skot spásá vegetaci neselektivně, bez ohledu na průměrnou krmnou hodnotu (Pavelčík et al., in print).

Na ekosystém obvykle nepůsobí pouze jeden typ disturbancí, ale jejich kombinace. V případě zmíněných boreálních lesů v Michiganu dochází v delším časovém horizontu k silnému narušení pozvolného, dlouhodobého vývoje výraznější disturbancí, způsobenou například větrem, ohněm nebo hmyzem, která posune ekosystém do jiného stádia. Herbivoři ale částečně ovlivňují i tato občasná narušení. Redukce dřevin v silně spásaných oblastech může dokonce snížit frekvenci požárů (McInnes et al., 1992). Borové lesy v Minnesotě podléhají kombinaci interakcí vichřic, požárů a působení herbivorů. Aby mohli mladí jedinci zdejšího dominantního druhu *Pinus strobus* úspěšně přežít pozemní požáry, musí dostatečně rychle dorůst do výšky minimálně 9 m. V tom jim ale okusem brání jelenec viržinský (*Odocoileus virginianus*). Jelenci zpomalují růst semenáčků a snižují tak jejich šanci na přežití následujícího

požáru nebo na překonání konkurence ostatních dřeviny. V těchto vztazích hraje opět důležitou roli množství půdních živin. Model vývoje borových lesů ukázal, že na chudých půdách rostou semenáčky pomalu a zároveň na ně herbivoři vyvíjí větší tlak. Pouze na malé části stanovišť s chudou půdou se setkají vhodné kombinace podmínek dovolujících uchycení semenáčků. Ani tam ale borovice nesetrvá déle než jednu generaci. Na bohatých půdách sice dochází k rychlému růstu, ale nejen semenáčků borovice, ale také konkurenčně silnějších druhů, které borovici přerostou. Nejvhodnější podmínky tedy vytváří středně bohaté půdy. Pokud tlak herbivorů neumožní mladé generaci borovic přežít požár, zůstanou v porostu pouze starší jedinci. Ti však mohou po nějakém čase podlehnout dalšímu disturbančnímu činiteli – větru. V nižších patrech se ale nenachází mladší borovice, které by je nahradily, a tak v porostu postupně převládnu jiné druhy (Frelich, 2002).

3.3. Závěr literární rešerše

Z uvedené literární rešerše vyplývá, že velcí savci hrají nezanedbatelnou roli ve vývoji vegetace v mnoha biotopech na celém světě a účastní se složitých ekologických vztahů. Ovlivňují například konkurenci mezi rostlinami selektivním spásáním některých druhů nebo rozrýváním stanovišť, a tím mění složení a strukturu společenstva (Cadenasso et al., 2002). Vzhledem k tomu, že různé rostlinné druhy nereagují na stejné narušení shodně, dochází ke změnám ve společenstvu i neselektivní konzumací. Intenzita poškození rostliny závisí na její stavbě a životní strategii. V dlouhodobém časovém horizontu velcí savci obvykle snižují populační hustotu dřevin a tím i korunový zápoj, kterým následně proniká více světla do nižších vegetačních pater. V takových lesích se vyskytuje bujnější a pestřejší podrost, než v lesích více zapojených (Gill et Beardall, 2001, Frelich, 2002). Velcí savci nemusí vegetaci pouze narušovat, ale podílí se také na její obnově vlivem šíření diaspor. Zoochorie se uplatňuje především v oblastech, kde disperze vodou, či větrem není možná, nebo v případě kdy fragmentace biotopu neumožňuje rostlinám osídlit vzdálenější lokality.

Skutečnost zda velcí savci druhovou diverzitu snižují, nebo zvyšují závisí především na frekvenci a intenzitě narušování. Svým působením obvykle zpomalují sukcesí (Cadenasso et al., 2002) a dávají prostor konkurenčně slabším druhům (Cushman et al., 2004). V některých ekosystémech tak mohou upřednostnit druhy nepůvodní (Kotanen, 1997, Cushman et al., 2004). Ve vegetaci vytváří plošky nižších sukcesních stádií a výsledná krajina je potom mozaikou oblastí téměř klimaxových společenstev střídaných například ploškami pionýrských druhů. Největší diverzity je přitom dosaženo při středních hodnotách frekvence narušování (Shea et al., 2004).

Všechny vlivy velkých savců na vegetaci mohou být zesíleny zvýšením populační hustoty zvěře (Gill et Beardall, 2001). K tomu mnohdy dochází vlivem antropogenních činností. Biotopy fragmentované infrastrukturou, urbanismem, nebo změnou využívání krajiny k intenzivnímu hospodaření společně s dalšími antropogenními aktivitami neumožňují existenci predátorů, kteří by udržovali stavy zvěře na přirozené hladině (Mayer et al., 2002). Místo toho mnohdy dochází k přemnožení zvěře na omezeném území, což vede k nadměrnému disturbančnímu tlaku na rostlinná společenstva, a tedy i ke snižování jejich diverzity a někdy až k destrukci. Nevhodné podmínky také nutí zvěř vyhledávat alternativní zdroje potravy, což zvyšuje škody na hospodářských plodinách, nebo jiné ekonomické ztráty (Cahill, 2003).

Během práce jsem zjistila, že se v zahraniční literatuře vyskytuje velké množství prací zaměřených na vliv volně žijících velkých savců na vegetaci. Velmi často se výzkum věnuje vlivu herbivorů na semenáčky stromů, a tedy i na vývoj lesních porostů, což je mnohdy

sledováno na sukcesi opuštěných polí (Cadenasso et al., 2002, Tsujino et Yumoto, 2004), vyskytují se i práce zaměřené na nelesní vegetaci, a tedy i na změnu ekologických vztahů v bylinných společenstvech po narušení (Bratton, 1974, Kotanen, 1995, 1997, Cushman et al., 2004). Mnoho prací se zabývá též vlivem půdních disturbancí na vegetaci i na půdu (Kotanen, 1997, Cushman et al., 2004, Mohr et al., 2005), případně dalšími aktivitami divokých prasat, které vegetaci ovlivňují (Mayer et al., 2002, Ickes et al., 2005). Některé práce se též věnují šíření diaspor zvířaty (Schmidt et al., 2004, Heinken et al., 2005, Karlowski, 2006). V České literatuře se mi však podobně zaměřené práce nalézt nepodařilo. Vyskytuje se spíše literatura týkající se škod způsobených volně žijícími velkými savci na zemědělských plodinách (Kamler et al., 2006) nebo vlivu pastvy hospodářských zvířat na vegetaci (Mládek et Münzbergová, 2005), ačkoliv podle Mládky et Münzbergové není ani tato oblast v České republice dostatečně prozkoumána. Z těchto důvodů se domnívám, že by bylo vhodné zaměřit výzkum v České republice i na ekologické vztahy velkých savců a vegetace ve volné přírodě.

4. Náměty k činnosti a metodika

Z velkých savců vyskytujících se na území České republiky mohou vegetaci ve volné přírodě ovlivnit především prase divoké, jelen evropský a smec obecný. Početní stavy zvěře stále rostou a tento trend se projevuje nejvýrazněji u prasete divokého (Žižka, 2006). Na zvěř působí mnoho antropogenních vlivů, které mění jejich prostředí a ovlivňují tím její chování. Jedná se například o fragmentaci biotopů, vymizení velkých predátorů, jako přirozených faktorů regulujících populační hustotu zvěře (Mayer et al., 2002), dopravu, zemědělství a jiné formy hospodaření v krajině nebo turismus. Obecně přitom platí, že čím intenzivněji je krajina využívána, tím poskytuje horší podmínky pro zvěř a lze očekávat větší disharmonii ve vztazích mezi vegetací a zvěří (Kamler et al., 2006).

Vojenský újezd Hradiště, nacházející se v Doupovských horách, poskytuje vhodné podmínky pro studium přirozených ekologických vztahů. Důvodem je eliminace řady antropogenních vlivů, které působí na přírodu většiny území České republiky, včetně chráněných krajinných oblastí a národních parků. Jedná se především o intenzivní hospodaření, urbanismus, fragmentaci, dopravu a turismus. Aktivity vojsk ve vojenském újezdu se většinou omezují na prostor vlastních cvičišť a nezasahují do nárazníkových zón, kam ale zároveň není povolen vstup veřejnosti (Vojta et al., in print). Vojenský újezd Hradiště vznikl v roce 1953 (Augustin, 1995). Do té doby kulturně obhospodařovaná krajina byla vysídlena a na velké části území ponechána přirozenému vývoji, což vede k postupnému zarůstání křovinami a pionýrskými dřevinami. (Obr. 3) Vzniklá krajina nemá svým charakterem ve střední Evropě obdoby (Vojta et al., in print). Mezi rozšiřujícími se lesy se nachází plochy pokryté křovinami a na některých místech stále přetrvávají oblasti bezlesí, na něž jsou vázány specifické druhy rostlin. Výzkum vlivu velkých savců by mohl pomoci nalézt odpověď na otázku, jakou roli hraje zvěř v utváření této krajiny.

Z uvedené literární rešerše vyplývá, že velcí savci mohou výrazně působit na sukcesní mechanismy. Jak se ale tyto vlivy projeví, závisí na celé řadě dalších faktorů daných podmínkami prostředí. Disturbance způsobené pastvou, okusem, sešlapem nebo rytím mohou udržovat, nebo dokonce spoluvytvářet plošky přirozeného bezlesí. Na druhou stranu mohou rozvolňovat travinný pokryv a umožňovat uchycení semenáčků pionýrských dřevin a tím napomáhat vývoji vegetace směrem k lesnímu zápoji, nebo vytvářet podmínky pro konkurenčně slabší rostliny a tím lokálně zvyšovat druhovou diverzitu. Oblast vojenského újezdu by bylo možné využít jako modelové území pro studium těchto vlivů a to i jako území téměř bezzásahové.



Ovlivnění rostlin velkými savci závisí na prostředí, typu vegetace a mimo jiné také na populační hustotě zvířat (Anderson, 1993, Gill et Beardall, 2001). Nejsou – li vedeny záznamy o stavech zvěře lze populační hustotu zjišťovat několika způsoby. Obvyklou metodou je odhad početnosti populace z množství trusu (Tsujino et Yumoto, 2004) nebo přímým pozorováním, ale existují i technicky náročnější metody, jako například detekce infračerveného záření, která umožňuje větší vzdálenost pozorovatele od sledovaného objektu. Nedochozí tak k vyrušení zvěře. Tato metoda se ukázala jako velmi přesná (Gill et al., 1997).

Disturbance způsobené prasetem divokým umožňují v terénu poměrně snadné rozpoznání. Zároveň lze posouzením přítomnosti vegetačního pokryvu utvořeného po narušení přibližně odhadnout stáří disturbance (Welander, 2000). Jednou z metod pro zjištění rozsahu disturbance je změření zryté plochy na reprezentativní části území a následné odvození rozsahu pro celou sledovanou oblast. Reprezentativní plochu lze vybrat jako vhodné množství náhodně zvolených čtverců. Welander (2000) zvolil pro stejné účely 70 km dlouhý transekt orientovaný severojižním směrem. Třikrát ročně pak podél transektu odečítal příslušné charakteristiky (Welander, 2000). Těmito metodami lze také posoudit, které typy stanovišť zvířata častěji narušují, v případě, že nějaká preference existuje.

Pro samotné posouzení vlivu prasečích disturbance na vegetaci existuje také několik, již použitých metod. Jednou z možností je simulace disturbance a následné sledování vývoje vegetace na narušených plochách (Kotanen, 1997, Mohr et al, 2005). Uměle vytvořená disturbance však nemusí přesně napodobit disturbance přírodní. Z tohoto důvodu Cushman et al. (2004) simulaci narušení zavrhl a zvolil jinou metodu. Na počátku dlouhodobého experimentu založil ve sledovaném území 40 čtvercových ploch o rozloze 4 m², rozdělených do dvaceti dvojic s přibližně stejnou vegetací a minimální vzdáleností mezi sebou. Z každého páru náhodně vybral jednu plochu, kterou oplotil a druhou ponechal vystavenou působení zvěře. Během čtyř let došlo k narušení pouze 14 neoplocených ploch. Neoplocené plochy u kterých nedošlo k disturbance prasaty lze využít pro odhad vlivu možné přítomnosti herbivorů (Cushman et al., 2004). Nevýhoda této metody spočívá v malé pravděpodobnosti, že prase předem zvolenou plochu zryje. Proto metodu nelze aplikovat na velké území, ale pouze na část, u které lze předpokládat frekventovanější rytí prasat. Porovnávání oplocených a neoplocených ploch použili vědci v celé řadě studií (Kotanen, 1997, Cushman, 2004, Mohr et al, 2005), nicméně i tato metoda s sebou nese jistá úskalí, jako časovou a finanční náročnost a nutnost jisté technické zručnosti. V podmínkách vojenského újezdu by bylo vhodnější zvolit již disturbované plochy a porovnávat je s okolní nepoškozenou vegetací. Tyto plochy by bylo vhodné vybírat v různých typech prostředí, lišících se například nadmořskou výškou, svažitostí a vlhkostí, aby došlo k zohlednění

rozmanitosti krajiny. Dlouhodobé sledování by mohlo odhalit, které rostliny jsou disturbancemi podporovány a které naopak.

Na stejným způsobem vybraných permanentních plochách by také bylo možné sledovat vliv disturbancí na uchycení a růst semenáčků a pokusit se zjistit, zda-li narušení zvýšilo jejich úspěšnost v porovnání s kontrolními plochami, například zpřístupněním živin či odstraněním konkurence, nebo naopak vývoj semenáčků zpomalilo případně zcela zastavilo. K tomu by mohlo dojít například vlivem odstranění opadanky, nebo opakovanou disturbancí, kterou plochy bez oplocení umožňují. Pro účely tohoto modelování by pravděpodobně bylo zapotřebí na sledované plochy přesazovat již vyklíčené náletové dřeviny, nebo předem předpěstované semenáčky. Větší množství semenáčků na malé ploše by se mohlo stát lákadlem pro herbivory, což lze považovat za jisté úskalí této metody. Tímto způsobem by bylo možné posoudit vliv disturbancí na šíření lesa, nebo naopak na tvorbu, či udržování bezlesí.

V podmínkách vojenského újezdu by též bylo možné studovat zoochorii s využitím metod uvedených v literární rešerši. Tedy při studiu endozoochorie sbírat na vybraných lokalitách čerstvý trus (Schmidt et al., 2004). Výzkum epizoochorie by byl pravděpodobně podmíněn spoluprací s uživatelem honitby. Vzorky diaspor by bylo možné získávat ze srsti ulovené zvěře. V obou případech zoochorie by byly vzorky ponechány k vyklíčení a následnému určení.

4.1. Vlastní pozorování

Pro zjištění rozsahu disturbancí způsobených prasetem divokým bylo ve sledovaném území o rozloze 9,532 km² náhodně vybráno 30 bodů za podmínky minimální vzdálenosti 100 m mezi dvěma body. (Obr. 1 a 2) Body byly v terénu lokalizovány pomocí přístroje GPS. Každý bod byl považován za jihozápadní roh čtverce o rozměrech 15 x 15 m, ve kterém byla odhadem určována plocha narušená rytím divokých prasat a plocha jimi vyšlapaných cestiček, pokryvnost bylinného patra a keřového patra spolu s korunovým zápojem. Ke zpracování získaných dat byl použit program NCSS 2004.

4.1.1. Výsledky

Sledované území je narušeno v průměru z 3,3225 % (S.E. 0,878512). Populační průměr plochy narušeného území se s 95% pravděpodobností nachází v intervalu od 1,519942 % do 5,125058 % zájmového území. Přitom průměrně 2,971429 % (S.E. 0,8537322) sledovaného území zaujímají vyšlapané cestičky a pouhých 0,3510714 % (S.E. 0,1322839) disturbance způsobené rytím prasat. Z těchto výsledků lze usoudit, divoká prasata narušují větší plochu svojí prostorovou mobilitou, než samotným rytím. Nebyla zjištěna závislost mezi rozmístěním disturbancí a vlhkostí, ani svažitostí terénu. To však mohlo být způsobeno malým množstvím dat.

5. Seznam použité literatury

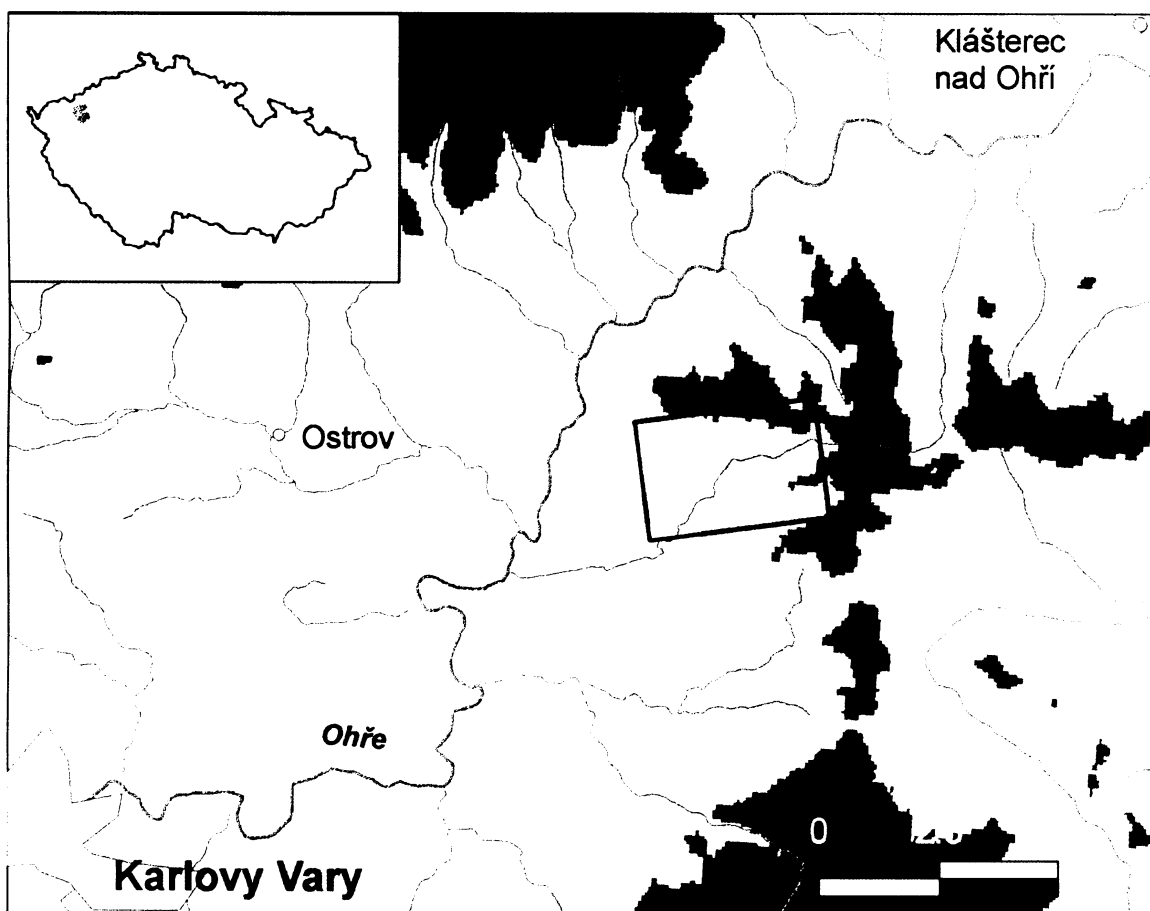
- Anderson, S. J., Stone, Ch. P. (1993): Snaring to control feral pigs *Sus scrofa* in a remote Hawaiian rain forest. *Biological Conservation* 63: 195-201
- Augustin, M. (1995): Akce D – vysídlení Doupovska v letech 1953–1954 [Action D – displacement of Doupov region in 1953 - 1954]. – In: Augustin, M. (ed.), *Historický sborník Karlovarska II* [Contributions to history of Karlovy Vary region], p. 295–315, Státní okresní archiv v Karlových Varech
- Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. (1997): *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*, 1. vydání – Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Bratton, S. P. (1974): The effect of the European wild boar (*Sus scrofa*) on the high-elevation vernal flora in Great Smoky Mountains National Park. *Bulletin of the Torrey Botanical club* 101 (4): 198-206
- Cadenasso, M. L., Pickett, S. T. A., Morin, P. J. (2002): Experimental Test of Role of Mammalian Herbivores on Old Field Succession: Community Structure and Seedling Survival. *Journal of the Torrey Botanical Society* 129 (3): 228-237
- Cahill, S., Llimona, F., Gracia, J. (2003): Sparing and nocturnal activity of wild boar *Sus strofa* in a Mediterranean metropolitan park. *Wildlife Biology* 9 (1): 3-13
- Cushman, H. J., Tierney, T. H., Hinds, J. M. (2004): Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. *Ecological Application* 14 (6): 1746-1756
- Dardaillon, M. (1987): Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, southern France. *Behavioural Processes* 13: 251-268
- Forman, R. T. T., Godron, M.(1993): *Krajinná ekologie*, 1. vydání – Vydavatelství Academia, Praha
- Frelich, L. E. (2002): *Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests*, Cambridge University Press
- Gill, R. M. A., Beardall, V. (2001): The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure. *Forestry* 74(3): 209–218
- Heinken, T., Schmidt, M., von Oheimb, G., Kriebitzsch, WU., Ellenberg, H. (2005): Soil seed banks near rubbing trees inicate dispersal of plant species into forests by wild boar. *Basic and Applied Ecology* 7: 31-44

- Gill, R. M. A., Thomas, M. L., Stocker, D. (1997): The use of portable thermal imaging for estimating deer population density in forest habitats. *Journal of Applied Ecology* 34: 1273-1286
- Holdo, R. M. (2003): Woody plant damage by African elephants in relation to leaf nutrients in western Zimbabwe. *Journal of Tropical Ecology* 19 (2): 189-196
- Hone, J. (2002): Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. *Biological Conservation* 105: 231-242
- Ickes, K., Paciorek, C. J., Thomas, S.C. (2005): Impacts of Nest Construction by Native Pigs (*Sus scrofa*) on Lowland Malaysian Rain Forest Saplings. *Ecology* 86 (6): 1540–1547
- Jachmann, H., Croes, T. (1990): Effects of browsing by elephants on the *Combretum/Terminalia* woodland at the Nazinga Game Ranch, Burkina Faso, West Africa. *Biological Conservation* 57 (1): 13-24
- Kamler, J., Dvořák, J., Heroldová, M., Homolka, M. (2006): Volně žijící býložravci a polní plodiny - In: Dvořák, J., Kamler, J., Vaca, D. (eds): *Problematika škod působených zvířít na zemědělských plodinách, Sborník příspěvků ze semináře, Brno, 2006, 8-14*
- Karlowski, U. (2006): Afromontane old-field vegetation: secondary succession and the return of indigenous species. *African Journal of Ecology* 44: 264–272
- Kotanen, P. M. (1995): Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18 (2): 190-199
- Kotanen, P. M. (1997): Effects of experimental soil disturbance on revegetation by natives and exotics in coastal Californian meadows. *Journal of Applied Ecology* 34: 631-644
- Lorenz, K. (2000): *Osm smrtelných hříchů, 2. vydání – Vydavatelství Academia, Praha.*
- Mayer J.J., Martin F.D., Brisbin I.L.(2002): Characteristics of wild pig farrowing nests and beds in the upper Coastal Plain of South Carolina. *Applied Animal Behaviour Science* 78 (1): 1-17
- McInnes, P. F., Naiman, R. J., Pastor, J., Cohen, Y. (1992): Effects of moose browsing on vegetation and litter of the Boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology*, 73(6): 2059-2075
- Mohr, D., Cohnstaedt, L. W., Topp, W. (2005): Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 693–700
- Pavelčík, P., Mládek, J., Münzbergová, Z., Duchoslav, M. (in print): Vliv heterogenity vegetace na chování dobytka v prostoru pastviny vs. vliv extenzivní pastvy na vegetaci - In: Mládek, J. (zodpovědný řešitel): *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v CHKO, Závěrečná zpráva z projektu VaV/620/11/03, 2003 – 2005, 15-25*

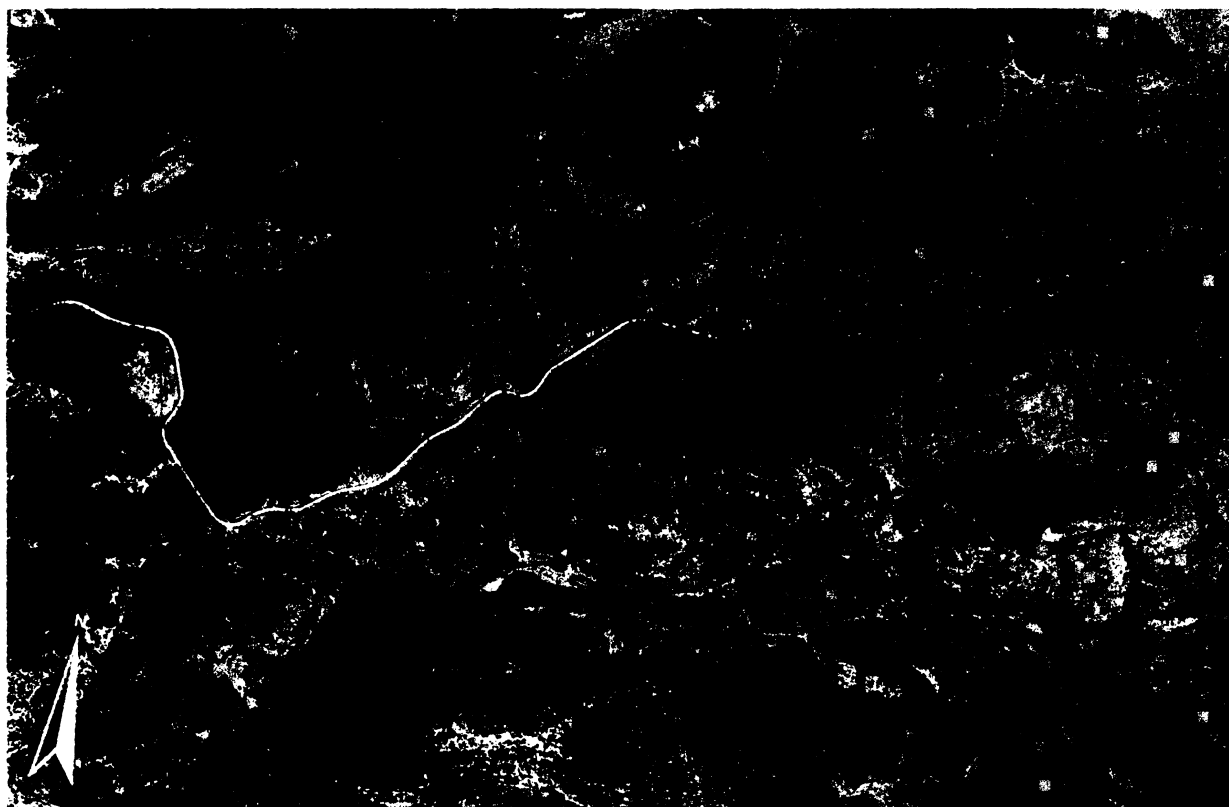
- Rosypal, S., et al. (2003): Nový přehled biologie, 1. vydání – Vydavatelství Scientia, Praha
- Schmidt, M., Sommer, K., Kriebitzsch, W.U., Ellenberg, H., von Oheimb, G. (2004): Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. *Prat I: Roe deer (Capreolus capreolus) and wild boar (Sus scrofa)*. *European journal of forest research* 123 (2): 167-176
- Singer, F. J., Swank, W. T., Clebsch, E. E. C. (1984): Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *Journal of Wildlife Management* 48 (2): 464 – 473
- Shea, K., Roxburgh, S. H., Rauschert, E. S. J. (2004): Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecology Letters* (2004) 7: 491–508
- Sousa, W. P. (1984): The role of disturbance in natural communities. *Annual Reviews Ecol. Syst.* 15: 353-91
- Tsujino, R., Yumoto, T. (2004): Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecological Research* 19: 291-300
- Vojta, J., Kopecký, M., Drhovská, L. (in print): Diverzita rostlin v křovinaté krajině vojenského újezdu Hradiště.- In: Jelínková, A. et Petříček, V. (eds): *Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech*, Sborn. z konf., Libavá, 2006.
- Welander, J. (2000): Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Jurnal of Zoology* 252 (2): 263-271
- Žížka, M. (2006): Problematika škod zvěří na polích z hlediska státní správy myslivosti - In: Dvořák, J., Kamler, J., Vaca, D. (eds): *Problematika škod působených zvěří na zemědělských plodinách*, Sborník příspěvků ze semináře, Brno, 2006, 3-7

6. Přílohy

6.1. Obrázky a mapy



Obrázek 1 Umístění zájmového území



0 125 250 500 750 1000
m

Obrázek 2 Sledované území s náhodně vybranými body (Český úřad zeměměřický a katastrální, 2005)



Obrázek 3 Ukázka křovinaté vegetace v Doupovských horách vzniklé postupným zarůstáním opuštěné krajiny, (Foto J. Vojta)



Obrázek 4 Hnízdo vytvořené prasetem divokým. Převládající použitý materiál – rákos



Obrázek 5 Disturbance způsobená prasetem divokým

