

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program Biologie  
Studijní obor Ekologická a evoluční biologie



**Nikol Vacková**

**Vliv sešlapu na vegetaci teplomilných trávnicků**

(Effect of Trampling on the Vegetation of Dry Grasslands)

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

Školitel: Mgr. Eva Horčíčková

Praha 2012

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 14. 05. 2012

.....

## **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat své školitelce Mgr. Evě Horčíčkové za cenné připomínky a rady při psaní této práce. Zároveň bych chtěla poděkovat Jardovi Vojtovi za jeho poznámky k mé práci. Na závěr bych chtěla poděkovat Jakubovi Soukupovi za to, že byl kdykoliv ochoten mi naslouchat a poradit mi, ačkoliv můj obor studia mu není zrovna blízký.

## **Abstrakt**

Bylo už mnohokrát prokázáno, že vegetace se vlivem sešlapu (antropogenního i zvířecího) výrazně mění. Cílem této práce bylo shromáždit dostupné informace o těchto změnách a vlivech vedlejších faktorů, zejména se zaměřením na teplomilné trávníky (*Festuco-Brometea*). Vegetace na sešlapem disturbovaných plochách je už od pohledu výrazně nižší, má menší pokryvnost a objevuje se zde více holé půdy. Obnažením půdy dochází ke zvýšení teploty a většímu odparu vody. Vlivem změn klimatických podmínek na mikrostanovišti se mění i diverzita zde rostoucích druhů. Vegetace se však nemění pouze na sešlapávané stezce, ale i v jejím blízkém okolí, a to až do vzdálenosti 2 metrů od stezky. Vegetace nejnáchylnější k sešlapu, a nejvíce podléhající změnám, je vegetace vlhkých stanovišť. Nejdolnější je vegetace teplomilných suchých trávníků. Vliv na změnu vegetace má také chování, početnost a intenzita procházejících zvířat. Zvířata během svého procházení vegetací roznášejí semena a napomáhají tak šíření rostlin i mimo jejich původní areál rozšíření.

**Klíčová slova: sešlap, teplomilné trávníky, půdní disturbance, *Festuco-Brometea*, kopytníci, vegetace**

## **Abstract**

It has been proved that the effect of vegetation trampling (Anthropogenic and animal) significantly changed. The aim of this study was to gather available information of these changes and effects of secondary factors, particularly focusing on the dry-grasslands (*Festuco-Brometea*). Vegetation on trampling disturbed areas is already much lower, it has less vegetation cover and there is more bare soil. On the bare soils increases temperature and greater evaporation of water. Due to changes of climatic conditions of microhabitats the diversity of species is changing. Vegetation is not changed only on the trampling trails, but also in the surrounding area, up to a distance of 2 meters from the trail. Most vulnerable to trampling and most susceptible for changes in vegetation are moist habitats, the most resistant type of vegetation is thermophilic dry-grasslands. The behavior, abundance and intensity of browsing animals have also effect on vegetation changes. Animals during their browsing vegetation disperse seeds and plants spread beyond their natural occurrence.

**Key words: trampling, dry-grasslands, soil disturbance, *Festuco-Brometea*, ungulates, vegetation**

## OBSAH

1. Úvod.....	1
2. Literární rešerše.....	1
2.1. Vymezení termínu sešlap.....	1
2.2. Vlastnosti sešlapávané stezky.....	2
2.3. Strategie rostlin na sešlapávaných stanovištích.....	5
2.4. Vlastnosti sešlapávaných druhů.....	6
2.5. Pokryvnost rostlin na sešlapávaných stezkách.....	8
2.6. Diverzita druhů v sešlapávané oblasti.....	10
2.7. Vliv ročního období na míru poničení při sešlapu.....	11
2.8. Vliv velikosti, typu a intenzity průchodů zvířat na sešlapávanou stezku.....	12
2.9. Antropogenní sešlap.....	14
2.10. Vliv sešlapu na vegetaci teplomilných trávníků ( <i>Festuco-Brometea</i> ).....	16
2.11. Vliv kopytníků na vegetaci (mimo Evropu) .....	17
2.12. Vliv kopytníků na evropskou vegetaci.....	17
2.12.1. Vliv u nás původních kopytníků.....	17
2.12.2. Vliv u nás nepůvodních kopytníků.....	18
2.13. Vliv hospodářských zvířat.....	19
3. Teorie metodiky.....	20
3.1. Fytocenologické snímkování.....	20
3.2. Využívání atrap při experimentálním sešlapu.....	21
3.3. Standardní protokol postupu pro experimentální sešlap.....	22
4. Závěr.....	24
5. Přehled použité literatury.....	25

# 1. Úvod

Před 55 miliony let, na počátku kenozoika, se objevili na Zemi první kopytníci. Jejich stravu tvořilo především ovoce a dvouděložné rostliny (včetně dřevin). Tráva, jako potravní zdroj, se objevila až mnohem později. První pastviny vznikly až v dobách pozdního kenozoika, tedy během posledních 25 milionů let. Pasoucí se druhy posléze rychle zastínily původní druhy okusujících kopytníků (Bodmer and Ward 2006).

Kopytníci ovlivňují rostliny v mnoha směrech, okusují větve a listy, odírají kůru stromů, sešlapávají rostliny a defekují. Vysoká hustota kopytníků může mít hluboký dopad na populaci rostlin, strukturu rostlinného společenstva a celkově na procesy v ekosystému. Kopytníci mohou svou přítomností snadno ovlivnit nejen počet druhů rostlin, ale i jejich velikost a kvalitu. Napomáhají také opylování rostlin a šíření semen na srstí, kopytech nebo v trávícím traktu.

## 2. Literární rešerše

### 2.1. Vymezení termínu sešlap

Sešlap je termín, který v této práci označuje ovlivnění vegetace kopyty zvířat a jejich procházením a případným okusem, jehož efekt mnohdy nelze od sešlapu oddělit. Vegetace je poškozována mnoha abiotickými faktory, jako je vítr, oheň, sucho a bouře, a řadou biotických vlivů, jako jsou nemoci, okus a sešlap. Takové disturbance hrají hlavní roli ve struktuře a složení rostlinných společenstev v různých ekosystémech a jsou součástí každodenního života rostlin (Belsky et al. 1993; Rusterholz, Kissling and Baur 2009). Při intenzivním pohybu lidí a zvířat na stezkách dochází k sešlapávání půdního povrchu, změně vodního režimu stanoviště a k poškozování rostlin. Sešlapem se znemožňuje klíčení některých druhů rostlin a procházením vegetací je napomáháno šíření sešlapu-odolných rostlin (Novakova 2008). Poškození sešlapem je často následováno mortalitou rostlin a to nejvíce v jejich rané fázi vývoje (Danell et al. 2003).

Zvířecí stezky jsou ve vegetaci odlišitelné už pouhým okem. Z nepublikovaných dat Mgr. Horčíčkové jsme zjistily, že zvířecí stezky se každoročně objevují na stejných místech, což podporuje i Meynhardt (1983), který při studiu divokých prasat pozoroval, že jejich stezky mají po řadu generací stejné umístění.

## 2.2. Vlastnosti sešlapávané stezky

Sešlapávanou stezku lze odlišit od okolních nerovností a jiných disturbancí podle několika parametrů. Zpravidla je vegetace na sešlapávaných místech kratší, v závislosti na intenzitě pastvy a sešlapávání (Pickering and Growcock 2009).

Průměr vlastností vegetace před sešlapem, 2 týdny a 1 rok po sešlapu pro 700 průchodů

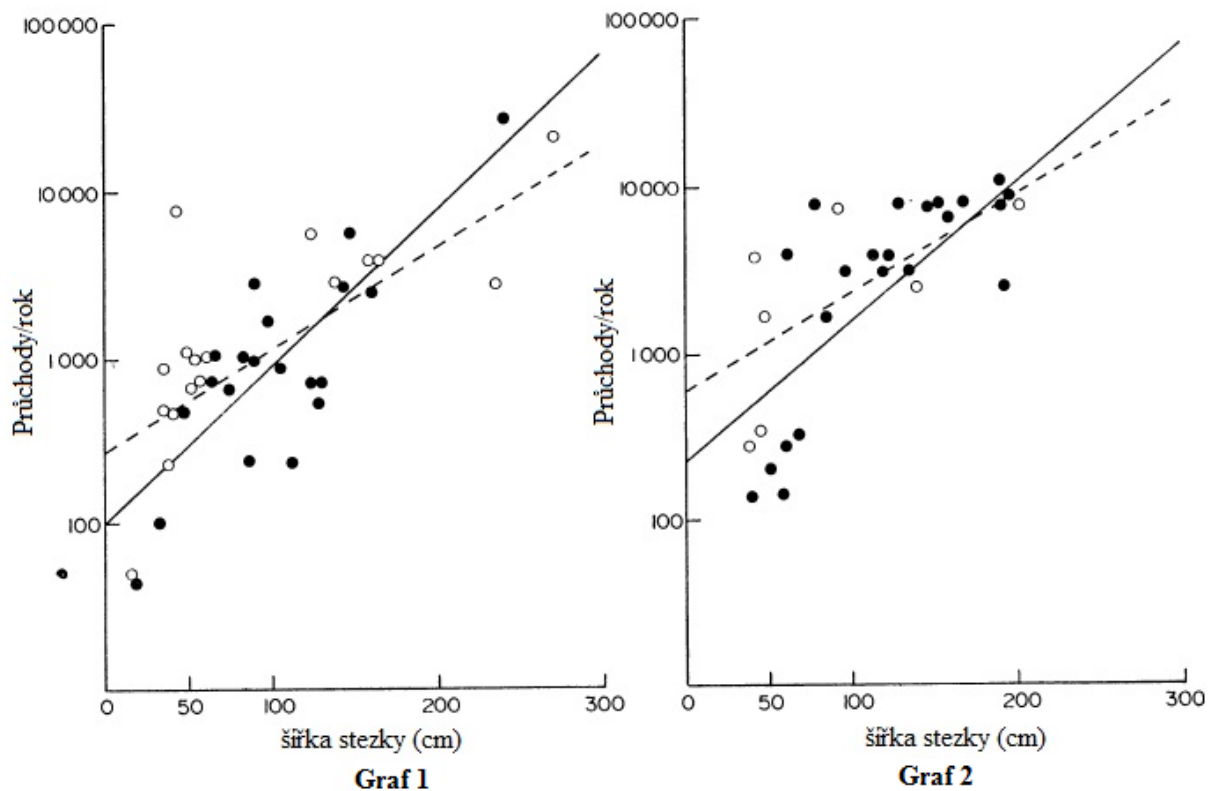
	Předtím		2 týdny poté		1 rok poté	
	Alpine	Subalpine	Alpine	Subalpine	Alpine	Subalpine
Výška (cm)	13.9 ± 1.3	15.1 ± 3.7	6.5 ± 0.8	3.5 ± 0.4	8.1 ± 0.6	8.7 ± 1.2
Pokryv						
Graminoidy	26.0 ± 11.7	60.4 ± 3.4	18.8 ± 7.8	24.5 ± 2.9	19.6 ± 7.3	26.1 ± 2.2
Byliny	47.4 ± 12.2	22.6 ± 3.9	20.6 ± 6.4	4.5 ± 1.0	16.2 ± 4.7	11.8 ± 3.3
Opad	16.8 ± 2.1	15.4 ± 3.1	58.8 ± 6.1	70.0 ± 3.4	63.7 ± 8.0	61.9 ± 4.7
Keře	9.8 ± 9.8	0	1.8 ± 1.8	0	0.6 ± 0.6	0
Holá země	0	1.6 ± 1.0	0	1 ± 0.6	0	0.3 ± 0.3
Druhová bohatost	11.8 ± 2.2	13.6 ± 0.9	10.0 ± 1.9	9.5 ± 0.6	10.6 ± 2.1	12.2 ± 1.0
Frekvence druhů	30.4 ± 4.3	31.2 ± 2.7	24.0 ± 4.0	17.6 ± 4.8	24.2 ± 5.1	29.0 ± 1.8

Tabulka 1: Reakce výšky a pokryvu rostlin na sešlap dle Pickering a Growcock 2009.

Na sešlapávaných stezkách je výrazné zhutnění půdy, oproti okolní nesešlapané vegetaci. Zhutnění půdy vede ke snížení její pórovitosti, nedostatku kyslíku v půdě a změně vodního režimu (Kissling et al. 2009). Propustnost půd se výrazně snižuje se zvýšenou intenzitou sešlapu, již po 75 průchodech (Talbot, Turton and Graham 2003). Naopak na vyprahlých půdách dochází vlivem kopyt k rozorávání půdy a stává se tak náchylnější k erozi a zvýšenému odtoku vody. Při intenzivních srážkách je rychlost eroze zvýšena vysoko nad dlouhodobou geologickou sazbou a to i na mírných svazích (Dunne, Western and Dietrich 2011).

Hloubka stopy na stezce záleží na zhutnění a erozi, také na klimatu, vegetačním typu prostředí, typu půdy, sklonu svahu a typu uživatelů stezky. Na příkřejších svazích s měkkou půdou je stopa hlubší, než na mírném povrchu s tvrdým podkladem.

Šířka stopy se lineárně zvyšuje s rostoucími svahy, drsností terénu a počtem procházejících zvířat. Vegetace, která je více než 2 metry od stezky, bývá ovlivněna velice málo, nebo vůbec (Weaver and Dale 1978).

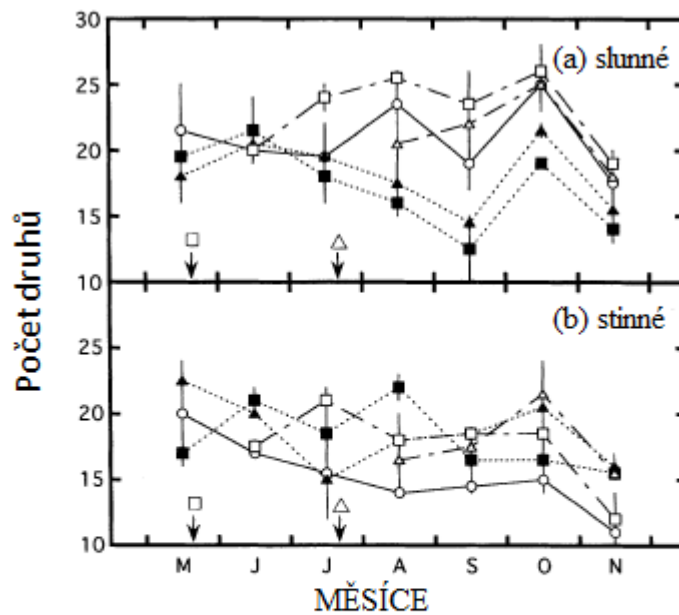


Graf 1. Vztah mezi počtem uživatelů stezky a její šířkou: pouze pěší. Korelační koeficienty jsou 0-81 pro louky a 0-82 pro lesy. ●, —, Lesy; ○, ---, Louky.

Graf 2. Vztah mezi počtem uživatelů stezky a její šířkou: pěší a koně. Korelační koeficienty jsou 0-63 pro louky a 0-71 pro lesy. ●, —, Lesy; ○, ---, Louky.

Graf 1 a graf 2 ukazují závislost šířky stezky na počtu uživatelů dle Dale a Weaver 1974.

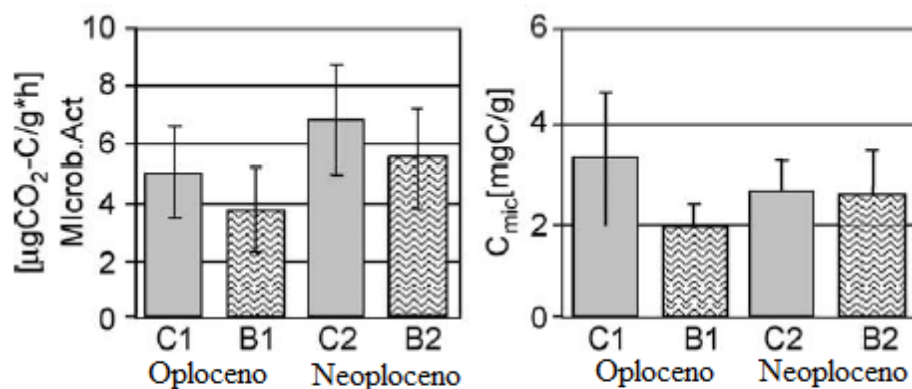
Kromě přímého mechanického poškození vlivem sešlapu, trpí rostliny také nepřímými účinky, jako je snížená dostupnost živin. Pošlapávání mění dostupnost zdrojů, jako je světlo, teplota a dostupnost vody. Na slunném sešlapávaném místě zřetelně vzrůstá povrchová teplota půdy a extrémně klesá vodní potenciál půdy. V důsledku tohoto některé druhy zcela usychají a tím se snižuje druhová bohatost (Kobayashi et al. 1997).



Sezónní změny v počtu druhů pro jednotlivá disturbovaná místa na slunci (a) a ve stínu (b) v roce 1992. Šipky označují čas, kdy byla odstraněna vegetace.  
 ○ = kontrola ■ = lehký sešlap ▲ = těžký sešlap  
 □ = odstranění v květnu Δ = odstranění v červenci

Graf 3: Porovnání vlivu lehkého a těžkého sešlapu na slunných a stinných místech na druhovou diverzitu vegetace, dle Kobayashi 1997.

V sešlapávané půdě se hromadí organické látky z tlející vegetace, čímž se zvyšuje obsah organického uhlíku v půdě. Zajímavé také je, že procházející zvěř preferuje stezky jak pro svou pastvu, tak i pro defekaci (Bates 1935), čímž se nepřímo zvyšuje množství dusíku v půdě (Mohr, Cohnstaedt and Topp 2005). Naopak v místech, kde je vegetace vlivem sešlapu úplně odstraněna, byla zjištěna snížená činnost mikroorganismů. Interakce mezi rostlinami a mikroorganismy jsou důležité pro přežití rostlin (např. bobovité rostliny a dusík vázající bakterie). Rostliny zase nepřímo ovlivňují rozmanitost a četnost půdních mikroorganismů. Pokles rostlinné biomasy a druhového bohatství rostlin může vést ke snížení mikrobiálních procesů (Kissling et al. 2009, Ros et al. 2004).



Mikrobiální aktivita a mikrobiální biomasa ( $C_{mic}$ ) ve svrchní vrstvě snímků C1 (kontrola, oplocená), B1 (disturbance, oplocená), C2 (kontrola, neoplocená), B2 (disturbance, neoplocená). Prezentován je medián a absolutní odchylka ( $n = 40$ ).

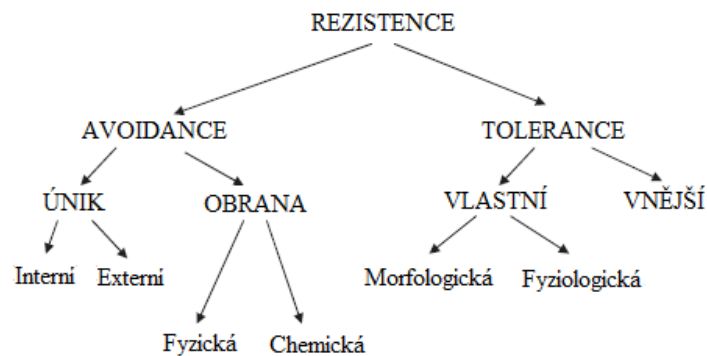
Graf 4: Znárodnění poklesu mikrobiální aktivity a mikrobiální biomasy na disturbovaných plochách, dle Mohr 2005.

Na obnažených půdách je nižší koncentrace uhlíku ve vrchní vrstvě (0-5cm) až o 35%, v hlubší vrstvě (5-25cm) o 25%. Snížení uhlíku v půdě je způsobeno erozí nechráněných půd, sníženým vstupem uhlíku kvůli nedostatku vegetace a rozpadem půdních agregátů vlivem sešlapu. V obnažených půdách je také o 28% nižší počet bakterií a o 45% nižší počet hub, než na místech pokrytých vegetací. Nízká početnost hub má negativní důsledek pro soudržnost obnažené půdy, protože houby hrají důležitou roli při tvorbě půdních agregátů (Hiltbrunner et al. 2012).

### 2.3. Strategie rostlin na sešlapávaných stanovištích

Rostliny si vyvinuly mnoho strategií, jak snížit negativní efekt herbivorie a sešlapu na svou fitness. Vytrvalé rostliny mohou být pod neustálým, či cyklicky se opakujícím tlakem ze strany herbivorů. Takové rostliny reagují na herbivora zahájením nebo zvýšením produkce ochranných struktur. V některých případech jsou tyto reakce účinné a snižují pravděpodobnost dalšího napadení herbivorem. Tato strategie se jeví jako výhodnější než neustále obnovovat poškozené tkáně. Sníží se potřeba rezerv na obnovu tkání a zvýší se poměr nadzemní a podzemní biomasy (shoot/root ratio). Na druhou stranu pro jednoletou rostlinu s omezenou možností obnovy tkání jsou adekvátní obranné mechanismy velmi

důležité. Bez těchto mechanismů by nebyla schopná se reprodukovat (Vandermeijden, Wijn and Verkaar 1988).



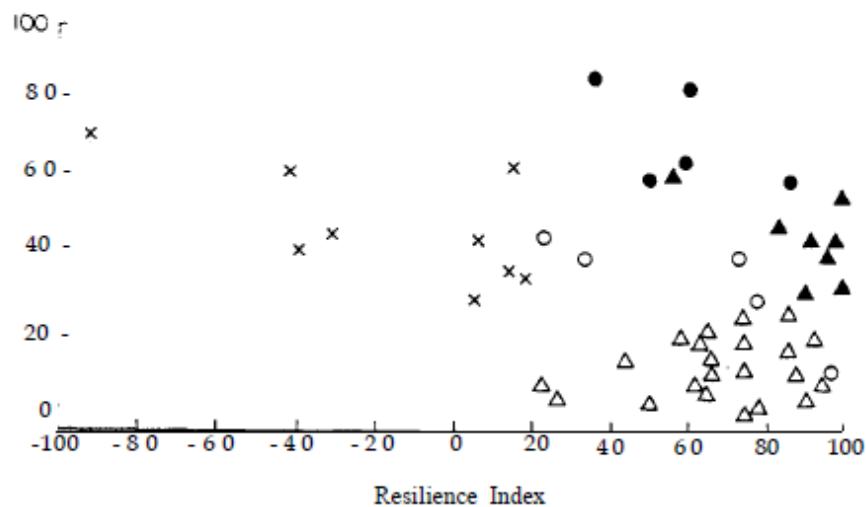
Obr.1: Přehled strategií rostlin při snaze zmenšit negativní efekt býložravců. Převzato z Hester et al. 2006 v Gordon & Prins 2008.

V situacích, kdy přestává být obrana rostlin efektivní, např. když se býložravci stanou necitliví vůči danému mechanismu obrany, stává se lepší strategií tolerance, než vyhnutí se (avoidance). Toleranci jako vhodnou strategii volí rostliny v případě, že už nejsou schopné navýšit svoje ochranné mechanismy (z důvodů genetických či fyziologických omezení), větší množství ochranných struktur by již nesnížilo poškození či by zlepšení ochranných mechanismů bylo nákladnější, než obnova poškozených tkání. Jako toleranci můžeme brát strategii, kdy se rostlina přizpůsobí daným podmínkám, aby minimalizovala škody na své fitness způsobené býložravci. Obnova poškozených tkání a opětovný růst rostliny je nejběžnější rostlinnou strategií pro boj s dlouhodobými účinky poškození (Belsky et al. 1993).

## 2.4. Vlastnosti sešlapávaných druhů rostlin

Mnoho druhů rostlin je sešlapáváním poškozeno a často úplně zničeno, na druhou stranu se na cestách vyskytují druhy poměrně více odolné vůči této disturbanci. Druhy v sešlapávaných společenstvech jsou svými růstovými formami přizpůsobeny k větší toleranci vůči sešlapu, než rostliny mimo sešlapávaná společenstva. Odolnými růstovými formami jsou např. trsy, přizemní růžice a plazivé poléhavé rostliny. Nejčastější formou přizpůsobení pro toleranci vůči sešlapu, je vytvoření trsu trávy (Kobayashi, Hori and Nomoto 1997). Vzprámené druhy mají sice větší konkurenceschopnost, ale na druhou stranu mají nedostatečnou odolnost vůči sešlapání a pastvě. Díky tomu nejsou schopny se na

sešlapávaném stanovišti dlouhodobě uchytit a uvolňují tak prostor pro druhy s nižší schopností konkurence, ale vyšší odolností vůči sešlapu.



Rezistence a resilience (%) pro jednotlivé druhy, morfologicky klasifikované jako chamaefyty (x), vzpřímené graminoidy (o), nevzpřímené graminoidy (\*), vzpřímené byliny (Δ), nevzpřímené byliny (▲). Index resilience ukazuje vzrůst pokryvu během roku po sešlapu, jako procento ztráty pokryvu zjištěné 2 týdny po 0-500 průchodů

Graf 5: Vztah odolnosti vůči sešlapu s morfologickým typem rostliny dle Cole 1995.

Jedna z nejdůležitějších morfologických vlastností důležitých pro odolání sešlapu je ohebnost stonku. Nejvíce odolnými rostlinami vůči sešlapu byly shledány traviny a dřeviny. S ohledem na umístění pupenů na rostlině jsou nejodolnějšími rostlinami geofyty, kryptofyty a hemikryptofyty a nejméně odolnými jsou chamaefyty, které mají pupeny umístěné nízko nad zemí, takže jsou snadněji zničitelné či konzumovatelné (Cole 1995).

Poškození sešlapem je menší na travinné vegetaci, než na křovinné (Cole 1995, Weaver and Dale 1978). Je to dáno tím, že trávy jsou nižší, než je optimální pro pastvu většiny velkých býložravců a mají pupeny umístěné blízko země, čímž jsou chráněny a jsou stávají se mnohem méně dostupnými (Gordon & Prins 2008; Raunkiaer 1934).

Jednou z reakcí rostlin na herbivory je výrazná změna v jejich morfologii. Nejběžnější změnou je růst laterálních stonků a větví. Stromy a keře, kterými zvířata prochází, mají často vyšší hustotu větví, než ostatní rostliny, přičemž frekvence průchodů má větší vliv, než jeho intenzita (Russell, Zippin and Fowler 2001). Při procházení zvířat často dojde k odlomení, či odkousnutí větve s apikální dominancí, což má za následek rozvoj mnoha bočních větví. Rostlina se tím snižuje a zároveň rozšiřuje oproti normálně rostoucím jedincům (Gordon & Prins 2008). Rostlinná společenstva rostoucí ve vyšší nadmořské výšce jsou náchylnější k

poškození sešlapem, než ty rostoucí v nižší nadmořské výšce. Je to dáno množstvím srážek a teplotním spádem, které ovlivňují růst rostlin a aktivitu půdních mikroorganismů (Dumitrascu et al. 2010).

Dominantními druhy rostoucími na písčítých cestách jsou lipnice luční (*Poa pratensis*), jílek vytrvalý (*Lolium perenne*) a jetel luční (*Trifolium repens*). Dalšími druhy rostoucími na cestách jsou pohánka hřebenitá (*Cynosorus cristatus*), srha laločnatá (*Dactylis glomerata*), jitrocel (*Plantago*). Lipnice luční zabírá na cestách místo, kde probíhá nejintenzivnější sešlapávání. Odolává lépe než ostatní rostliny hlavně tím, že se šíří pomocí podzemních stolonů a má krátké a tuhé listy (Bates 1935).

Některé dřeviny jsou více tolerantní vůči procházení kopytníků, než jiné druhy. Nejvíce poškozeny jsou stromy v mladých fázích vývoje (semenáčky). Listnaté stromy se s poškozením vyrovnávají snáze, než stromy neopadavé. Je to dáno tím, že listnaté stromy obnovují každý rok všechny své listy, zatímco jehličnaté stromy jen určitou část. Pro jehličnaté stromy tak není snadné obnovit poškozené části. V simulovaném sešlapu, který prováděl Danell et al. (2003) byly nejhůře postiženy borovice vejmutovka (*Pinus strobus*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a jedle bělokorá (*Abies alba*). Nejméně postižené pak byly modřín opadavý (*Larix decidua*), smrk ztepilý (*Picea abies*), topol osika (*Populus tremula*) a dub letní (*Quercus Petrea*). Vrby (*Salix spp.*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) mohou přežít opakované sešlapávání i několik let, zatímco borovice odumírá už po jednom sešlapu.

Většina sešlapávaných druhů rostlin slouží zároveň jako potrava pro procházející zvěř. Pro býložravce jsou nejchutnější rostlinné části ty s vyšší koncentrací dusíku, jako jsou zásobní orgány rostlin. Zásobní orgány rostlin jsou právě z tohoto důvodu vybaveny chemickou obranou. Chemické reakce rostlin na herbivory mohou výrazně ovlivnit nutriční hodnoty rostlinných tkání a tím i kvalitu rostlin jako potravin (Danell, Bergstrom and Iedenius 1994).

## **2.5. Pokryvnost rostlin na sešlapávaných stezkách**

Ve všech typech vegetace se pokryv vegetace zmenšuje se zvyšující se intenzitou sešlapu a se zvyšujícím se počtem průchodů. Avšak rozdíly mezi typy vegetace ve ztrátách pokryvnosti jsou značné. Počet průchodů potřebných ke snížení pokryvu o 50% se pohybuje v rozmezí od 25 po 1000 průchodů. Nejodolnější vůči sešlapu se jeví travinná vegetace a nejnáchylnější k poškození rašeliniště a vlhká stanoviště (Cole 1987).

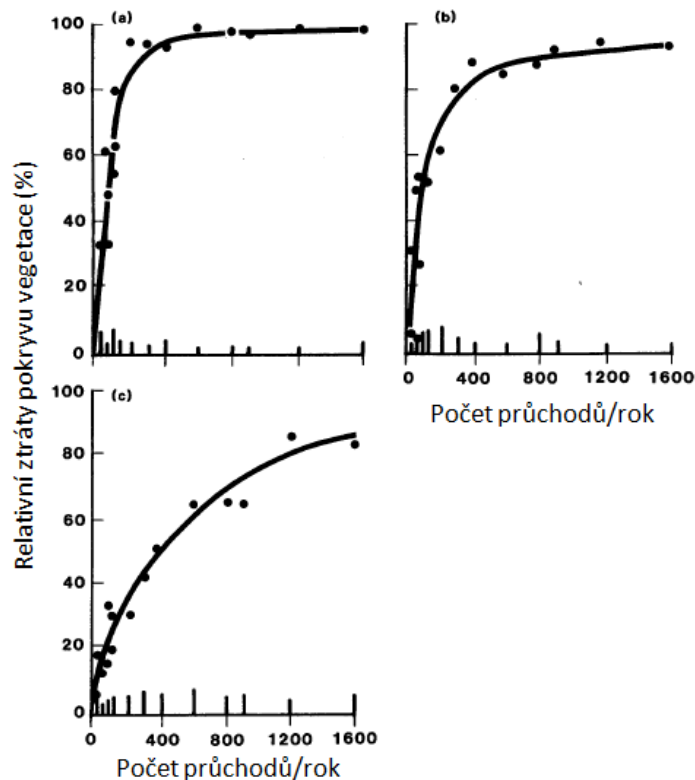
Snižování pokryvu vegetace na sešlapávaných místech jde zprvu rychle, ale s vyšší intenzitou či četností průchodů se následně snižování pokryvu zpomaluje (Talbot et al. 2003). Bezprostředně po sešlapu je pokrývnost vegetace viditelně nižší a zůstává nižší na sešlapaných snímcích i rok po sešlapu (Cole and Spildie 1998).

Pro výpočet relativního pokryvu vegetace (RC = relative cover) se podle Cole (1995) používá následující rovnice:

$$RC = \frac{\text{přeživší pokryv na sešlapávané ploše}}{\text{původní pokryv na sešlapávané ploše}} \times F \times 100$$

$$F = \frac{\text{původní pokryv na kontrolní ploše}}{\text{přeživší pokryv na kontrolní ploše}}$$

Relativní pokryv vegetace bude 100% v případě, že se vegetace sešlapem vůbec nezmění. Odchylka od původního stavu vegetace nám dává odpověď na míru poškození při sešlapu.



Graf 6: Vztah mezi počtem průchodů a ztrátou pokrývnosti vegetace za jeden rok na třech vegetačních typech (a) *Clintonia-Vaccinium*, (b) *Xerophyllum*, (c) *Festuca*. Převzato z

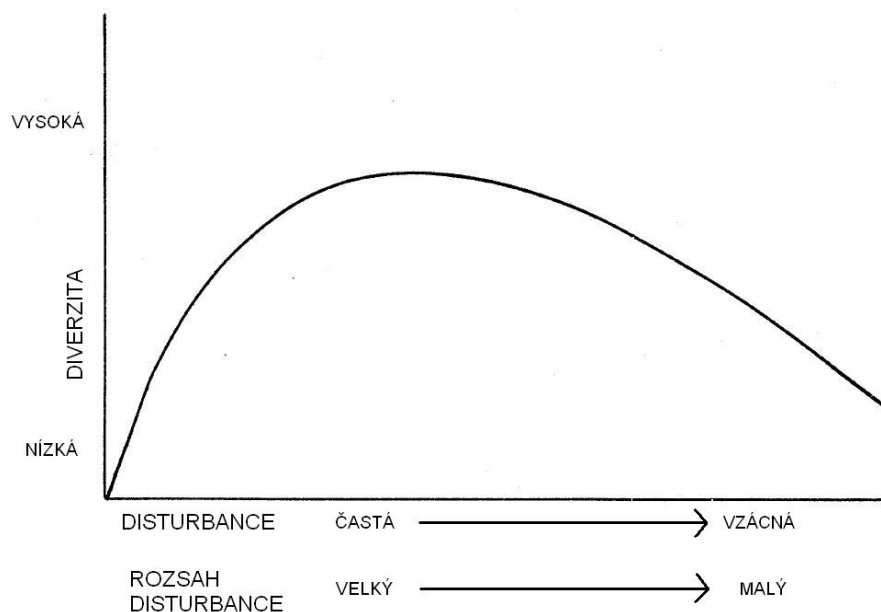
Cole 1987.

## 2.6. Diverzita druhů v sešlapávané oblasti

Rostlinné společenstvo lze charakterizovat počtem druhů a jedinců, které dané stanoviště obsahuje. Pohled na druhovou diverzitu je závislý na měřítku, ve kterém se na vegetaci díváme. Druhová bohatost v rámci jednoho stanoviště, nebo jednoho společenstva je označována jako alfa diverzita a popisuje vegetaci na jedné louce, jedné hoře, či v jednom snímku. Při snaze porovnat, jak si jsou dvě společenstva podobná, používáme beta diverzitu. Beta diverzita je vyšší, čím méně druhů mají společenstva společná. Poslední, gama diverzita, popisuje druhovou bohatost v rámci určitého regionu, nebo oblasti (Begon et al. 1997).

Dopad způsobený chůzí se projevuje zhutněním půdy, které omezuje některé rostlinné druhy. Mírný sešlap může krátkodobě zvýšit diverzitu rostlin, ale účinky sešlapu bývají spíše negativní a závisí na druhovém složení, půdě a životním prostředí (Van der Maarel 1971).

Pro diverzitu sešlapávaných druhů můžeme použít hypotézu středního narušení (IDH – The Intermediate Disturbance Hypothesis), která předpokládá, že druhová diverzita je největší ve středních hodnotách poškození.



Graf 7: Zobrazuje křivku Hypotézy středního narušení, dle Connel (1978)

Krátkodobý extenzivní sešlap rozvolňuje povrch země a uvolňuje na stezkách prostor pro zakořenění nových druhů, čímž se dočasně zvyšuje diverzita daného stanoviště. Po určité době pak ovšem dojde opět k poklesu diversity, protože na stezce zůstane pouze několik

nejodolnějších druhů. Krátkodobý intenzivní sešlap snižuje diverzitu a způsobuje větší obnažení holé půdy a opakovaným procházením i její zhutnění.

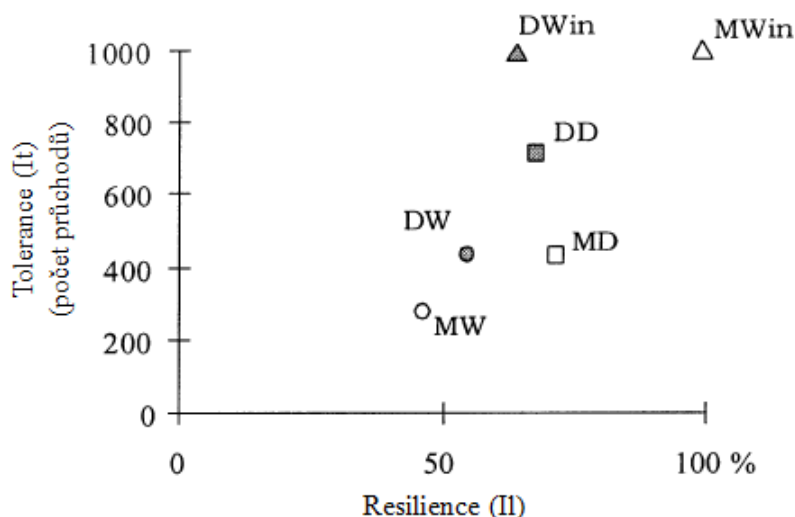
S vyšší intenzitou sešlapu se snižuje i druhové bohatství a to zejména kvůli nízké toleranci a rezistenci rostlin rostoucích na stezkách. Diverzita druhů se zvyšuje v blízkosti sešlapávané oblasti a úzce souvisí s roznosem semen zvířaty a druhem zvířat, které tudy procházejí. Zoochorie je větší s vyšší frekvencí návštěvnosti daného místa (Novakova 2008).

Když jsou rostliny vystaveny dlouho trvajícím pravidelnému sešlapu, dochází u nich k přizpůsobení a diverzita stanoviště se zvýší o druhy odolné vůči sešlapu, jako jsou např. různé druhy trav (Begon 1997).

## **2.7. Vliv ročního období na změnu vegetace při sešlapu**

Velmi důležité je časové období, ve kterém je vegetace sešlapávána (Gallet and Roze 2002). Pro určení vlivu herbivorů na přežití a plodnost rostlin je důležité správné načasování sešlapu. Viditelný rozdíl byl sledován při simulovaném sešlapu. Byla sledována mortalita semenáčků javoru červeného (*Acer rubrum*), střemchy pozdní (*Prunus serotina*) a jasanu amerického (*Fraxinus americana*) po sešlapu aplikovaném v zimě a v létě. V zimě byl vliv sešlapu na jejich mortalitu téměř nulový, zatímco v létě mortalita vysoce vzrostla (Canham, McAninch and Wood 1994). Rostliny rostoucí na podmáčených stanovištích (např. rašeliništích) mohou být snadněji poškozeny sešlapem a to i při nízké intenzitě, než rostliny na suchých stanovištích (Pellerin, Huot and Cote 2006).

V několika studiích se zabývali vlivem sešlapu na dva typy vřesovišť (xerofilní a mezofilní) za různých meteorologických podmínek. Dané plochy sešlapali v zimě, v létě za sucha a v létě po dešti a zjistili, že v zimě byla tolerance rostlin vůči sešlapu mnohem vyšší, než v létě a to na obou stanovištích. A v létě byla vegetace více citlivější na sešlap po dešti, než za sucha. Tolerance rostlinných společenstev závisí na několika faktorech, jako je druhové složení, časové období, atd., které nejdou navzájem oddělit ( Gallet and Roze 2001, Gallet and Roze 2002, Harrison 1981).



Graf 8: Tolerance rostlin dvou typů vřesovišť (M - mezofilní, D – suché) vzhledem k ročnímu období (D - suché léto, W – mokré léto, Win – zima) dle Gallet a Roze 2002.

Disturbance způsobená sešlapem mimo vegetační sezónu, během dormance rostlin, má nejmenší dopad na růst rostliny. Je to dáno tím, že mnoho rostlinných zásob je uloženo v kořenech a stoncích. Procházení během vegetační sezóny má na rostliny výrazně větší dopad. Zatímco raná herbivorie způsobuje menší redukci růstu, než pozdější, protože rostliny mají delší čas na vyrovnání se se ztrátami (Gordon & Prins 2008).

## 2.8. Vliv velikosti, typu a intenzity průchodů zvířat na sešlapávanou stezku

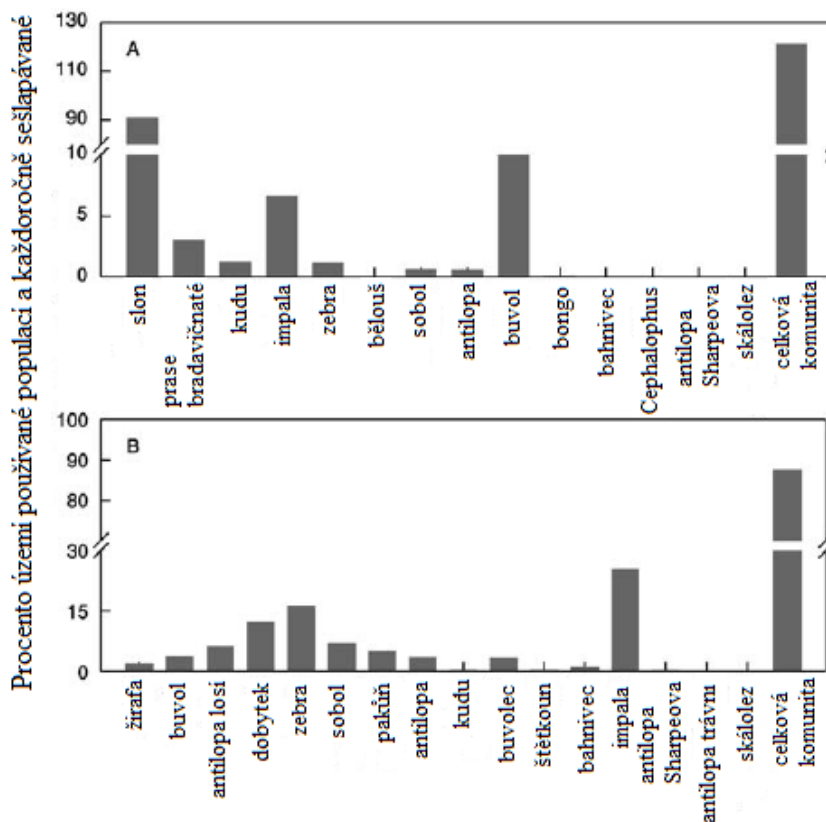
Kopyta přicházejí do styku se zemí a s vegetací tisíckrát za den. Tlak, který vyvíjí zvěř při průchodu vegetací na zemi, je stejný při různých velikostech zvířat. Jejich hmotnost se rozloží do plochy kopyta a do délky kroku. Ve výsledku malí kopytníci s malými kopytky působí stejným tlakem jako např. slon s velkými chodidly. Rozdíl ve vlivu na vegetaci je v tom, že menší býložravci mají kratší nohy a kratší kroky, než větší zvířata a tak sešlapávají větší oblast při překonání stejné vzdálenosti. V oblastech, kde dominují větší zvířata, bývá země zpravidla více sešlapaná (Cumming and Cumming 2003, Dunne et al. 2011).

Avšak většina druhů kopytníků má relativně malý vliv na krajinu, protože většina druhů pošlape méně než 10% plochy, kterou obydluje za rok. Nicméně účinky větších populací jsou nesmírné, zvláště u velmi početných (pakoně) či obrovských (sloni) druhů. Je

možné odhadnout denní míru sešlapu podle jednotlivých býložravců na základě známých vztahů:

$$A = 2\sigma T p \theta$$

kde  $\sigma$  je frekvence kroků,  $T$  je délka pasení se na den,  $p$  je podíl pasení se strávený v pohybu a  $\theta$  je velikost kopyta (Dannel & Bergström 2006).

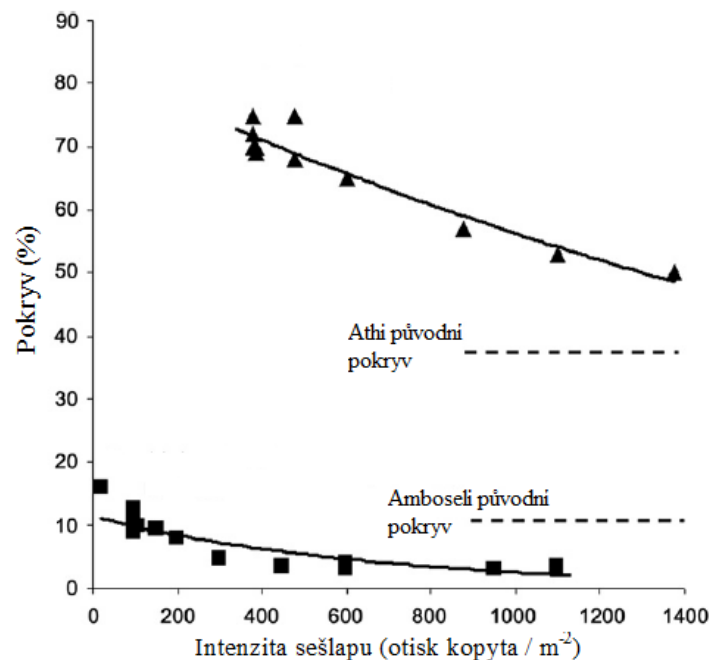


Grafy 9 a 10 zobrazují typ kopytníka a velikost sešlapané plochy za rok na dvou oblastech v Jižní Africe (A – Sengwa Wildlife Research Area, B – Imire Game Park). Podle Danell & Bergström 2006.

Různí býložravci preferují různé druhy rostlin při výběru potravy (Loeb et al. 2011). Selektivní výběr potravy u kopytníků má za následek snížení počtu preferovaných druhů a navýšení počtu méně chutných druhů (Danell et al. 2003). Kopytníci soustředí svoji potravní aktivitu v příznivých oblastech krajiny, tudíž tu bývá zesílen účinek sešlapu. Nejvíce sešlapávané bývají místa soustřeďující se kolem vody (Boelhouwers and Scheepers 2004).

Se zvyšujícím se počtem průchodů vzrůstá míra poničení vegetace při sešlapu Mezi různými typy vegetace se míra poničení při stejném počtu průchodů liší. Intenzivní a pravidelný sešlap může způsobit až úplné odstranění vegetace. Počet průchodů za rok potřebných k odstranění více než 50% pokryvu vegetace se pohybuje od řádu desítek až stovek.

U travnatých luk s převahou kostřavy (*Festuca*) bylo zapotřebí 400 průchodů, aby se to projevilo zmizením 50% vegetace. Naopak u pokryvu klintonie (*Clintonie*) s brusnicí (*Vaccinium*) stačilo průchodů pouze 40. Z toho lze usuzovat, že travní porosty lze pošlapat desetkrát častěji a stále si udrží 50% pokryvu (Cole 1987).



Graf 11: Změna pokryvu vegetace vzhledem k intenzitě sešlapu podle Dunne 2011. Národní Park Amboseli (čtverce), pláně Athi-Kapiti (trojúhelníky)

## 2.9. Antropogenní sešlap

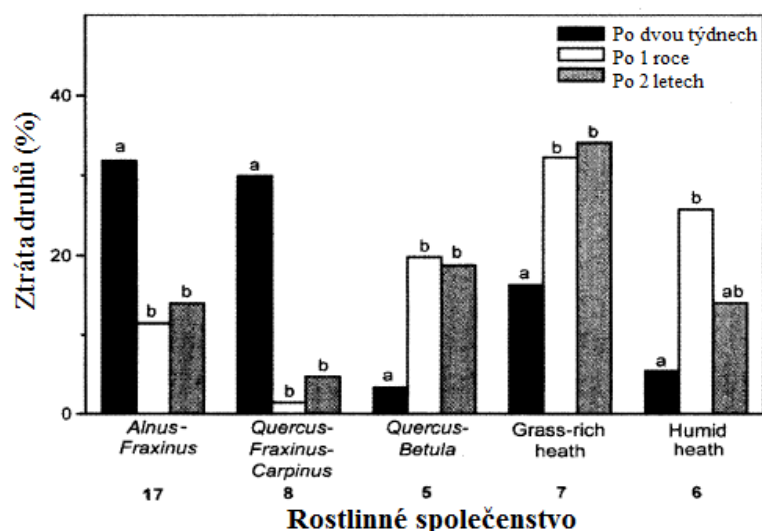
Antropogenní sešlap byl již zkoumán z různých hledisek v mnoha studiích. Je to druh disturbance, který přímo a nepřímo ovlivňuje vegetaci, modifikaci půdy a změny ve složení vegetace a její struktuře, stejně jako sešlap zvířecí, ale v daleko větší míře. Často se zkoumá reakce vegetace na rekreační činnosti, jako je jogging, cyklistika, houbaření, procházky se psy, táboření a další aktivity prováděné lidmi v přírodě.

Rekreace, bez ohledu na formu, má negativní dopad na životní prostředí, zejména v chráněných oblastech, jako jsou Národní Parky. S nárůstem návštěvnosti přírodních památek jsou dopady sešlapu stále výraznější. Národní Parky se potýkají s dvěma protichůdnými požadavky: zachovat přírodu a zároveň umožnit lidem rekreaci. Populární oblastí pro rekreační činnost jsou hory, jejichž příroda se tak stává stále ohroženější (Pickering and Growcock 2009).

Ve studii zkoumající vliv lidského pošlapávání na sexuální reprodukci sasanky hajní (*Anemone nemorosa*) objevili na disturbovaných místech poškozená semena a tím pádem snížený reprodukční potenciál této rostliny (Rusterholz, Kissling and Baur 2009).

Studie zkoumající antropogenní sešlap můžeme rozdělit podle toho, zda jde o krátkodobý experimentální sešlap (trvajícím několik týdnů), nebo dlouhodobý experimentální sešlap (trvajícím delší dobu, cca. několik desítek let). Krátkodobé experimenty jsou používány k pochopení procesů v přírodních systémech. Nicméně rozsah ekologických procesů bývá delší, než je doba trvání experimentu. Krátkodobý experiment ukázal podobné výsledky jako dlouhodobý, tzn. zvýšenou hustotu půdy, snížený pokryv vegetace, nižší výšku rostlin, nižší hustotu druhů rostlin.

Dlouhodobý sešlap má výraznější vliv na vegetaci, než krátkodobý. Krátkodobé pošlapání ničí pouze malé semenáčky, zatímco dlouhodobé pošlapání vede k zakrnělému růstu původních druhů, zakořenění nových, více pošlapu odolných rostlin a výrazně tak mění druhové složení vegetace (Kissling et al. 2009).



Graf 12: Vliv sešlapu na ztrátu druhů (%) v různých rostlinných společenstvech dle Roovers 2004.

## 2.10. Vliv sešlapu na vegetaci teplomilných trávníků

### (*Festuco-Brometea*)

Trávníky třídy *Festuco-Brometea* zahrnují vegetaci na suchých a živinami chudých vápnatých půdách v teplých oblastech. Jsou zde vysoké rozdíly mezi teplotami a to jak mezi zimou a létem, tak i mezi dnem a nocí. Nízké srážky neumožňují růst stromů a keřů, dávají však prostor pro rozvoj travin a bylin. Tyto rostliny jsou dobře uzpůsobeny na vliv různých disturbancí, včetně sešlapu. Většina rostlin má úzké pružné listy, které se při sešlápnutí snadno navrátí do původní polohy. Tyto listy jsou často pokryty voskem nebo hustými chlupy, aby co nejlépe odrážely sluneční radiaci a udržely si tak co nejvíce vlhkosti.

V zimě se na teplomilných trávnících vytváří mělká sněhová pokrývka, která neposkytuje dostatečnou ochranu před mrazem. Na jaře je pak málo vody a půda rychle prosychá. Aby rostliny odolaly těmto stresům, vytváří si trvalé zásobní orgány, jako je oddenek, cibule či hlíza. Zásobní orgány jsou velice chutné pro většinu zvířat a právě proto jsou umístěny pod zemí, aby nebylo snadné se k nim dostat.

V suchých trávnících třídy *Festuco-Brometea* převažuje forma rostlin hemikryptofyty, které mají pupeny umístěné těsně nad povrchem země. Pupy jsou často chráněny šupinami. Toto umístění pupenů slouží jako ochrana proti býložravcům. Většina býložravců může spásat části rostlin až od určité výšky nad zemí, proto k pupenům umístěným u země se hůře dostávají a takovéto rostliny tak lépe přežívají náročné podmínky.

Na většině současných lokalit v České republice jsou suché trávníky sekundární vegetací vzniklou po vykácení původních teplomilných dubových a dubo-habrových lesů (Chytrý 2007). Dřívější pastva divokou zvěří je často nahrazena pastvou dobytka. Pastva je považována za nejlepší způsob managementu suchého trávníku a má za následek odstranění druhů vyššího vzrůstu. Pastva podporuje rozvoj xerofilních druhů rostlin (Dostalek and Frantik 2008).

V naší přírodě se vyskytuje už jen několik druhů divokých kopytníků, jako je jelen lesní (*Cervus elaphus*), jelen sika (*Cervus nippon*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), muflon (*Ovis musimon*), prase divoké (*Sus scrofa*), daněk evropský (*Dama dama*), jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*) a los evropský (*Alces alces*). Každý druh kopytníka má trochu odlišný vliv na vegetaci, způsobený jeho chováním a intenzitou průchodu.

## 2.11. Vliv kopytníků na vegetaci (mimo Evropu)

Největší vliv sešlapu na vegetaci mají velká shromáždění kopytníků, při každoročních migracích napříč savanami. Migrace velkých savců v Africe dříve probíhala v mnohem větším měřítku, než probíhá v současnosti. Za snížení počtu migrujících zvířat je vinen člověk a jeho nešetrné zásahy do přírody. V tomto vyprahlém prostředí je zvířecí sešlap dobře patrný, vzhledem k absenci dalších svahových procesů (Boelhouwers and Scheepers 2004).

Pozorování antilop skákavých (*Antidorcas marsupialis*) bylo prováděno v Namibii, ve Skeleton Coast Parku, kde je antilopa skákavá v současnosti nejhojnější antilopou, protože je dobře přizpůsobena horkým pouštním podmínkám, které zde panují. Nedostatek vody si je schopna nahradit jedením rostlinné stravy s dostatečným obsahem vody. I přes to často antilopy putují velké vzdálenosti za zdrojem vody.

Sešlap kopyty usnadňuje erozi, snižuje už tak nízký vegetační pokryv, zhutňuje půdu, způsobuje rozpad půdních agregátů a zvyšuje náchylnost ke zvětrávání, zejména tam, kde je vegetace zničená. V Namibii je velmi důležitá orientace stezky a směr, kterým po ní zvířata chodí. Stezky jdoucí rovnoběžně s větrem jsou nejvíce náchylné k prašnosti a transportu malých částic větrem. Zatímco na stezkách orientovaných kolmo ke směru větru se pouze akumuluje písek (Boelhouwers and Scheepers 2004).

## 2.12. Vliv kopytníků na evropskou vegetaci

### 2.12.1. Vliv u nás původních kopytníků

V naší republice se v dnešní době nevyskytuje moc druhů původních divokých kopytníků. Mezi původní druhy patří prase divoké, jelen lesní, srnec obecný a los evropský, který u nás je původní, ale byl v 15.století vyhuben a nyní se k nám opět od severu navrácí (Červený 2001, Schonfeld 2009).

Jelen lesní (*Cervus elaphus*), známý i pod názvem jelen evropský se vyskytuje na území Evropy, střední a západní Asie, Maroku a člověkem byl zavlečen i do dalších částí světa jako je Austrálie a Nový Zéland. Vliv jelena lesního na lesní společenství byl pozorován na Novém Zélandu od roku 1950, kdy zde byl jelen vysazen. Výsledky ukázaly, že jelen lesní výrazně snížil růst a regeneraci chutné a tvrdé dřeviny *Coprosma grandifolia* z čeledi Rubiaceae. Procházením skrz epikormické větve snížili také růst *Melicytus ramiflorus* z čeledi Violaceae. Regenerace méně chutných a pomaleji rostoucích druhů je ovlivněna procházením

jelenů. Jeleni vyvolali snížení hustoty chutného druhu a snížili dostupnost živin ve stromech (Husheer, Hansen and Ulrich 2005).

Los evropský (*Alces alces*) žije v severních lesích Evropy, Asie a Ameriky. Losi jsou býložraví generalisté, požírající mnoho druhů dřevin. Některé druhy rostlin jsou požírány v průběhu celé sezóny, jiné jen v některých jejích částech, či krátkých časových periodách. Každá rostlina však na okusování a sešlap reaguje odlišně. Obecně bylo zjištěno, že při zimním procházením losů se v listech zvyšuje koncentrace draslíku, vápníku a dusíku a zvětšuje se hustota větvení, hlavně u listnatých druhů dřevin, zatímco v létě se snižuje množství dusíku v listech a snižuje se produkce jedlých částí stromu. V zimě se v Evropě kvůli sněhu los živí nejvíce stromy a keři, zejména borovice lesní (*Pinus sylvestris*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), bříza pýřitá (*Betula pubescens*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), topol osika (*Populus tremula*), vrba (*Salix*). V období bez sněhu si stravu zpestřuje ještě brusnice (*Vaccinium*) a vřes obecný (*Calluna vulgaris*).

Byla zjištěna úzká souvislost mezi velikostí ročních semenáčků a velikostí jednoho sousta losa, tzn. větší semenáčky poskytují větší sousta pro losa. Velikost a prostorová orientace semenáčků ovlivňuje pravděpodobnost, že ho býložravec objeví a sežere (Danell et al. 1994). Los je schopný si zapamatovat, které rostliny mu chutnaly a pravidelně se k nim každý rok vrací a vytváří tak tzv. krmné smyčky (Danell et al. 2003). Persson, Danell and Bergstrom (2000) publikovali, že jeden los zkonzumuje za rok 7200 až 9000 kg rostlinné potravy, projde plochu o velikosti 0,9 hektaru a vyprodukuje průměrně 5040 hromádek pelet. Tato čísla jasně ukazují, že vliv losa při procházení krajinou zásadně ovlivňuje populaci rostlin.

### **2.12.2. Vliv u nás nepůvodních kopytníků**

Jelen sika (*Cervus nippon*) pochází z dálného východu asijského kontinentu, u nás byl uměle vysazen na přelomu 19. a 20. století v oborách, z kterých však uprchl do volné přírody. V dnešní době je rozšířen po téměř celé České republice.

V Oakwoodu v Irsku je většina lesů těžce spásána introdukovanými jeleny sika, stejně jako u nás. Pastvy v lesích mají výrazný vliv na přirozenou regeneraci mnoha druhů stromů a bylin. Přirozená regenerace může být narušena spásáním semenáčků a odstraňováním kůry a listů ze stromů. Několik desítek let je zde monitorována mortalita a růst stromů, zejména tisů červeného (*Taxus baccata*), jedné z nejvýznamnějších evropských dřevin. Tis je vysoce toxický pro některá zvířata, ale je s oblibou požírán jeleny, zajíci a králíky. Za přítomnosti jelenů se

snížil počet semenáčků a dospělých stromů tisu, zatímco u méně chutných druhů (např. buk lesní (*Fagus sylvatica*)) se početnost nesnížila (Perrin, Kelly and Mitchell 2006).

Jelenec běloocasý (*Odocoileus virginianus*) se vyskytuje na většině území Spojených Států a jižní Kanady a je považován za nejhojnějšího kopytníka na tomto kontinentu. Byl však importován i do mnoha míst Evropy, včetně České republiky, kde uprchl z obor, stejně jako Jelen sika. Jelenci mají negativní vliv na rychlost růstu semenáčků stromů a mění druhovou skladbu lesního společenstva, ale přesvědčivé důkazy o negativním vlivu jelence existují jen pro některé taxony, a to hlavně dřeviny.

V severozápadní Pensylvánii v bukových lesích vzrostla během 20. století populace jelenců z nuly na 7 – 19 kusů/km<sup>2</sup> a počet druhů v bylinném patře klesl o 80,4% a v keřovém patře o 59%. V místech, kde jejich populace není dostatečně hustá na odstranění preferované byliny, se naopak zvýšila druhová diverzita keřů a bylinného patra (Russell et al. 2001).

V Nashville bylo sledováno území, kde byl vysazen jelenec běloocasý a zároveň zde bylo zabráněno vstupu člověka mimo loveckou sezónu, aby se území ochránilo co nejvíce před antropogenním sešlapem. V období 1994 – 2008 likvidoval jelenec sešlapem a okusem populaci semenáčků všech druhů rostlin a následně způsobil sníženou velikost stromů (Loeb et al. 2011).

### **2.13. Vliv hospodářských zvířat**

Vliv dobytka na vegetaci je často zkoumán v souvislosti s managementem pastvy. Ve starobylém lese ve Flandrech v Belgii se snažili řízenou pastvou snížit populaci ostružiní (*Rubus fruticosus*). Velké houštiny ostružin měly negativní dopad na pokryvnost a kvetení sasanky hajní (*Anemone nemorosa*), kvůli konkurenci o světlo. Čtyři roky pastvy snížily pokryv ostružiní o více než 50%, ale limitujícím faktorem pro sasanku se stalo poškození sešlapem. Sice rychle obnovila svoje listy, ale nekvetla ještě mnoho let.

Ze spásané oblasti zcela zmizely druhy jako barvínek menší (*Vinca minor*) a břečťan popínavý (*Hedera helix*). Na druhou stranu prudce vzrostla populace kuklíku městského (*Geum urbanum*), vrbiny hajní (*Lysimachia nemorum*), mochny jahodníkovité (*Potentilla sterilis*), prvosenky bezlodyžné (*Primula vulgaris*) a violky Rivinovy (*Viola riviniana*) (Van Uytvanck and Hoffmann 2009).

Dobytčí stezky jsou typicky formované opakovaným průchodem a jejich povrch je silně modifikován. Mechanická síla kopyt degraduje vegetaci a rozbíjí půdní agregáty. Na

Novém Zélandu dochází k největšímu poškození pastvin sešlapem v zimě. Pro podporu rychlé regenerace výběhů pak není vhodné pást dobytek na stejném místě i na jaře. Na těchto pastvinách pak převažují druhy tolerantní vůči sešlapu, jako jsou jílek vytrvalý (*Lolium perenne*), psineček obecný (*Agrostis capillaris*), jetel plazivý (*Trifolium repens*) (Sheath and Carlson 1998).

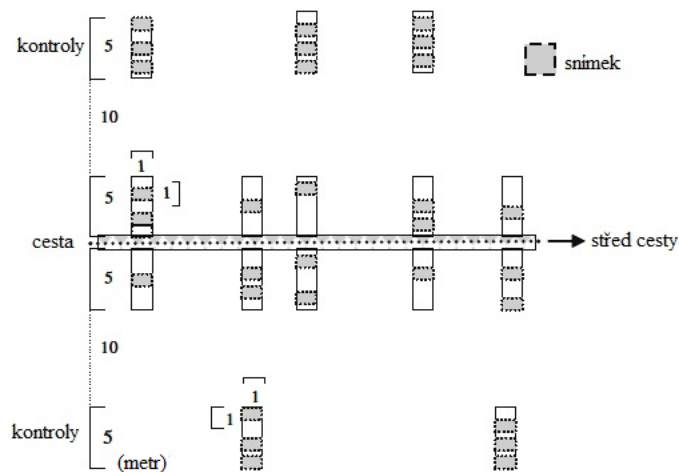
### 3. Teorie metodiky

#### 3.1. Fytcenologické snímkování

Nejčastějším způsobem, jakým je studována změna vegetace v reakci na sešlap, je srovnávání fytcenologických snímků na disturbovaných a nedisturbovaných plochách. Fytcenologické snímky podávají informaci o bohatosti druhů a pokryvnosti a dalších faktorech jako je výška vegetace, procento holé půdy, sklon svahu, atd.

V roce 1960 se vědecká společnost dohodla na sjednocené velikosti snímků pro zjednodušení porovnávání výsledků z různých studií (Chytrý 2001). V Evropě jsou velikosti snímků variabilní podle typu vegetace, hlavně vzhledem k její výšce. Na základě analýzy dat sebraných z 6 předních fytcenologických časopisů a České fytcenologické databáze byly navrženy kategorie velikosti snímků podle typu studované vegetace. A to 4 m<sup>2</sup> pro vodní vegetaci, 16 m<sup>2</sup> pro pastviny, vřesoviště a další bylinná společenstva, 50 m<sup>2</sup> pro keřovitá společenstva, 200 m<sup>2</sup> pro lesy (Chytrý and Otypková 2003).

U sešlapávané vegetace jsou v mnoha studiích snímky umístovány přímo na stezku, těsně v jejím okolí a pro kontrolu dál od stezky v nesešlapané vegetaci.



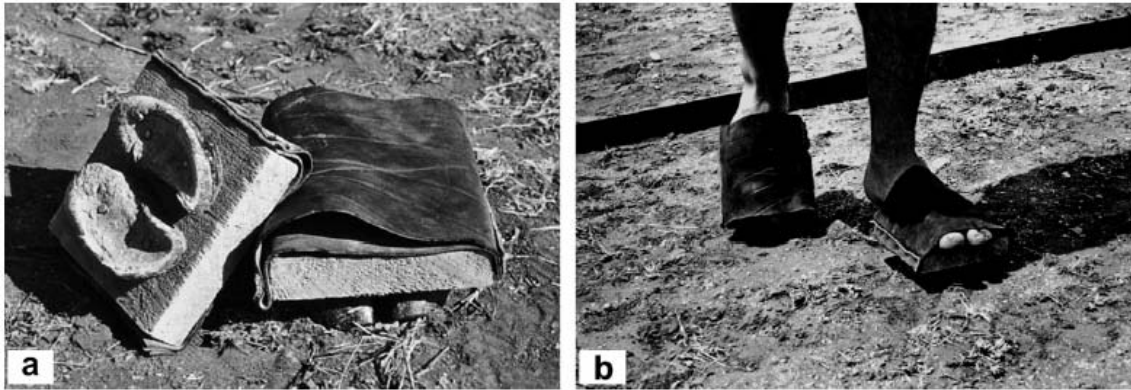
System snímků na cestách

Schéma 1: rozmístění snímků a kontrol vzhledem ke stezce v Národním Parku Termessos v Turecku, podle (Atik, Sayan and Karaguzel 2009).

Pro naše potřeby však tohle rozdělení nemá využití, snímky zachycující změnu vegetace na sešlapávané stezce bývají mnohem menší, tak aby zachytily vegetaci na stezce (obvykle 50 x 50 cm). Pro porovnání vegetace na sešlapové stezce a mimo ni je důležité srovnávat tyto snímky mezi sebou. V navazující diplomové práci pravděpodobně nebudu provádět krátkodobý experiment. Teplomilné trávničky se vyvíjí pod tlakem herbivorů, a proto reagují na sešlap velmi pomalu. Krátkodobý experiment by tak nepřinesl žádné výsledky. A na dlouhodobý experiment nestačí dané časové období. I z těchto důvodů se budu zaměřovat na již vyšlapané stezky a změnu vegetace, která je již v tuto dobu patrná. Následující kapitoly jsou pouze pro doplnění informací o různých metodách používaných při experimentálním sešlapu.

### 3.2. Využívání atrapy při experimentálním sešlapu

Pro experimentální sešlap jsou často používány atrapy kopyt, které si lidé nazývají na nohy. V mnoha případech je zkoumán vliv přímo samotných lidí, kde je zahrnut i vliv váhy člověka a typu bot, které při chůzi nosí. Běžně je používán člověk o váze 75kg +/- 10 kg. Pro vyrovnání tlaku nohou na zem je sešlap těžšími lidmi prováděn ve větších botách, než sešlap lehčích lidí. Tento simulovaný sešlap se vždy snaží napodobit určitý typ zvířete a jeho chování ve vegetaci. Podle těchto kritérií je pak buď jednosměrný, či více-směrný, kontinuální či přerušovaný.



(a) Boty vyrobené z kravích kopyt používané pro simulaci vlivu sešlapu hospodářskými zvířaty; (b) použití bot ve snímku

Obr. 2: Používání atrap kravských kopyt při snaze zachytit vliv sešlapu hospodářskými zvířaty na vegetaci pastvin podle Dunnea a Westerna 2011.

### 3.3. Standardní protokol postupu pro experimentální sešlap

Pro krátkodobý experimentální sešlap byl stanoven standardní protokol postupu pro sešlapové experimenty, tak aby se výsledky těchto experimentů daly co nejlépe porovnávat. Tento protokol byl vypracován pro širokou škálu typů vegetace jako důsledek rozsáhlých diskuzí v USA a Velké Británii. Tento postup poskytuje informace o poškození vegetace v reakci na krátkodobé trvání sešlapu a následnou reakci vegetace v průběhu jednoho roku. Největším problémem pro porovnání výsledků z různých studií byla rozdílná velikost snímků a sešlapávaných pruhů, kde se velikost sešlapávaných pruhů pohybovala od 25 cm (Kay and Liddle 1989) do 1,2 m (Bayfield 1979).

Ve standardním protokolu by měly být na každém vegetačním typu prováděny minimálně čtyři replikace snímkové plochy. Každá replikace se skládá z pěti měřených pruhů, kde jeden pruh je široký 0,5 m a od dalšího je oddělen 0,4 m širokým pásem vegetace. Tato šířka půl metru byla vybrána jako standardní, protože zaujímá střední pozici v rozsahu používaných šířek, odpovídá průměrné šířce pěší cesty a je dostatečně široká pro vnitřní umístění snímků širokých 30 cm pro odstranění vedlejších efektů. Délka měřeného pruhu byla stanovena na 1,5 m, což je nejmenší délka pro zachycení dostatečně reprezentativního vzorku vegetace.

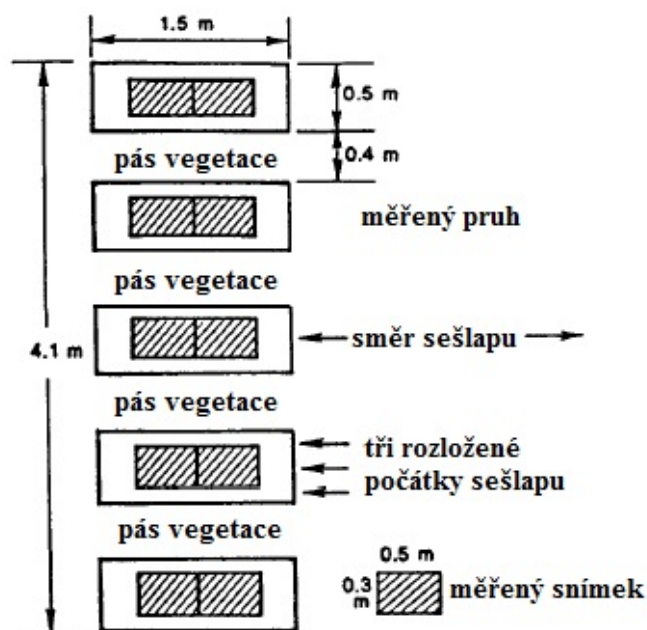


Schéma 2: znázornění rozložení snímků při používání Standardního protokolu podle Colea a Bayfielda 1993.

Každý měřený pruh má být sešlapán jedním směrem a daným počtem průchodů: bez sešlapu (kontrola), 25, 75, 200 a 500 průchodů. Tento rozsah průchodů je vhodný pro většinu typů vegetace, kde je zapotřebí způsobit snížení pokryvu alespoň o 50%.

Měření pokryvu a výšky vegetace se provádí na vnitřních snímcích o rozměrech 30x50 cm. Pokryv má být udáván v procentech, kde 0% je žádný pokryv a 100% je úplný pokryv. Stejně hodnoty je používáno i při měření pokryvu holé půdy. Výška vegetace se měří rámem s pěti kolíky, které jsou vzdáleny od sebe 5 cm tak, aby pokryly 30 cm šířky snímku. Rám se umísťuje podél každého snímku tak, aby kolíky dosáhly země, či pokryvu vegetace (Cole and Bayfield 1993).

Tento protokol by sice měl usnadnit porovnávání výsledků různých experimentů, ale jeho nevýhodou je, že ho lze aplikovat pouze na krátkodobé experimenty a pouze u některých typů vegetace. U velmi odolných typů vegetace je pro snížení pokryvu vegetace o 50% zapotřebí až tisíc průchodů, což tento protokol neumožňuje.

## 4. Závěr

Chozením po stálých stezkách kopytníci sešlapávají vegetaci a snižují tak její výšku, pokryvnost a druhovou diverzitu rostlin. Rostlinné druhy mají různou odpověď týkající se odolnosti vůči této disturbanci, která závisí na jejich morfologii, anatomii a životním cyklu. Citlivost vegetace k sešlapu však nejvíce ovlivňuje charakteristika prostředí.

Prostředí se sešlapem výrazně mění a tím se mění i vegetace, která tu roste. Rostliny jsou mechanicky poškozovány, půda je zhutňována, vytváří se zde nový prostor pro zakořenění nových druhů rostlin, je zde více světla a tepla. Sešlap také mění prostředí mikrostanovišť v rámci rostlinného pokryvu. Dopad sešlapu závisí na několika proměnných: intenzitě užívání, chování uživatelů, době používání a odolnosti sešlapaného prostředí a u antropogenního sešlapu navíc na způsobu užívání stezky.

Herbivoři ovlivňují vegetace typu teplomilných trávníků už od počátku vzniku trávníků. Efekt sešlapu na trávnících není příliš výrazný, to ale neznamená, že by byl zanedbatelný. Z těchto důvodů je třeba sledovat dlouhotrvající stezky, které přetrvávají již několik generací a na kterých je změna vegetace dosti patrná. Většina studií sleduje zvířecí stezky se snahou zlepšit management daného prostředí. Tyto studie jsou prováděny v chráněných oblastech, jako jsou Národní Parky, nebo v sešlapu citlivých vegetacích (např. vřesoviště), kde sešlap výrazně mění původní podmínky stanoviště.

Ve své navazující diplomové práci bych se chtěla zaměřit na teplomilné trávníky ve Vojenském újezdu Hradiště v Doupovských horách, který se zde nachází od roku 1953. V oblastech mimo vlastní vojenské cvičiště je zde příroda ponechána spontánní sukcesi. Na základě nepublikovaných dat Mgr. Horčíčkové bylo mapováním stezek a pomocí umístěných fotopastí nalezeno několik příhodných lokalit, kde se průchod zvěře pravidelně opakuje již několik let. Změna vegetace je zde patrná již na první pohled, o to zajímavější bude, se na tuto změnu podívat zblízka, i z toho důvodu, že vliv sešlapu na teplomilné trávníky zatím nebyl příliš zkoumán.

## 5. Přehled použité literatury

- Atik, M., S. Sayan & O. Karaguzel (2009) Impact of Recreational Trampling on the Natural Vegetation in Termessos National Park, Antalya-Turkey. *Tarim Bilimleri Dergisi-Journal of Agricultural Sciences*, 15, 249-258.
- Bayfield, N. G. (1979) Recovery of Four Montane Heath Communities on Caimgorm, Scotland from Disturbance by Trampling. *Biological Conservation*, 15, 165-179.
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R. (1997) Ekologie: jedinci, populace a společenstva. *Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc*.
- Belsky, A. J., W. P. Carson, C. L. Jensen & G. A. Fox (1993) Overcompensation by Plants - Herbivore Optimization or Red Herring. *Evolutionary Ecology*, 7, 109-121.
- Bodmer R., Ward D. (2006) Frugivory in Large Mammalian Herbivores. In: Gordon I. & Prins H. (2008) The Ecology of Browsing and Grazing. *Springer, New York, Ecological Studies*, 19.
- Boelhouwers, J. & T. Scheepers (2004) The Role of Antelope Trampling on Scarp Erosion in a Hyper-arid Environment, Skeleton Coast, Namibia. *Journal of Arid Environments*, 58, 545-557.
- Burden, Randerson (1972) Quantitative Studies of the Effects of Human Trampling on Vegetation as an Aid to the Management of Semi-Natural Areas. *Journal of Applied Ecology*, 9, 439-457.
- Canham, C. D., J. B. McAninch & D. M. Wood (1994) Effects of the Frequency, Timing, and Intensity of Simulated Browsing on Growth and Mortality of Tree Seedlings. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 24, 817-825.
- Červený J., Anděra M., Koubek P., Homolka M., Toman A. (2001) Recently Expanding Mammal Species in the Czech Republic: Distribution, Abundance and Legal Status. *Beitr Jagd- & Wild-forsch*, 26, 111-125.

- Chytrý, M. (2001) Phytosociological Data Give Biased Estimates of Species Richness. *Journal of Vegetation Science*, 12, 439-444.
- Chytrý, M. & Z. Otypková (2003) Plot Sizes Used for Phytosociological Sampling of European Vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14, 563-570.
- Chytrý, M. (2007) Vegetace České republiky 1. Travninná a keříčková vegetace. *Academia, Praha*, 294-298.
- Cole, D. N. (1987) Effects of Three Seasons of Experimental Trampling on Five Montane Forest Communities and a Grassland in Western Montana, USA. *Biological Conservation*, 40, 219-244.
- Cole, D. N. & N. G. Bayfield (1993) Recreational Trampling of Vegetation - Standard Experimental Procedures. *Biological Conservation*, 63, 209-215.
- Cole, D. N. (1995) Experimental Trampling of Vegetation .2. Predictors of Resistance and Resilience. *Journal of Applied Ecology*, 32, 215-224.
- Cole, D. N. & D. R. Spillie (1998) Hiker, Horse and Llama Trampling Effects on Native Vegetation in Montana, USA. *Journal of Environmental Management*, 53, 61-71.
- Connell, J. H. (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Cumming, D. H. M. & G. S. Cumming (2003) Ungulate Community Structure and Ecological Processes: Body Size, Hoof Area and Trampling in African Savannas. *Oecologia*, 134, 560-568.
- Dale D. & Weaver T. (1974) Trampling Effects on Vegetation of the Trail Corridors of North Rocky Mountain Forests. *Journal of Applied Ecology*, 11, 767-772.
- Danell, K., R. Bergström, L. Edenius & G. Ericsson (2003) Ungulates as Drivers of Tree Population Dynamics at Module and Genet Levels. *Forest Ecology and Management*, 181, 67-76.

- Danell, K., R. Bergstrom & L. Iedenius (1994) Effects of Large Mammalian Browsers on Architecture, Biomass, and Nutrients of Woody-Plants. *Journal of Mammalogy*, 75, 833-844.
- Dannel K., Bergström R., Duncan P., Pastor J. (2006) Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation. *Cambridge University Press*.
- Dostalek, J. & T. Frantik (2008) Dry Grassland Plant Diversity Conservation Using Low-intensity Sheep and Goat Grazing Management: Case Study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation*, 17, 1439-1454.
- Dunne, T., D. Western & W. E. Dietrich (2011) Effects of Cattle Trampling on Vegetation, Infiltration, and Erosion in a Tropical Rangeland. *Journal of Arid Environments*, 75, 58-69.
- Dumitrașcu, A. Marin, E. Preda (2010) Trampling Effects on Plant Species Morphology. *Plant Biology*, 55, 89-96.
- Gallet, S. & F. Roze (2001) Resistance of Atlantic Heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type, season and weather conditions. *Biological Conservation*, 97, 189-198.
- Gallet, S. & F. Roze (2002) Long-term Effects of Trampling on Atlantic Heathland in Brittany (France): Resilience and Tolerance in Relation to Season and Meteorological Conditions. *Biological Conservation*, 103, 267-275.
- Gordon I. & Prins H. (2008) The Ecology of Browsing and Grazing. *Springer, New York, Ecological Studies*, 19.
- Harrison, C. (1981) Recovery of Lowland Grassland and Hetahland in Southern England from Disturbance by Seasonal Trampling. *Biological Conservation*, 19, 119-130.
- Hiltbrunner, D., S. Schulze, F. Hagedorn, M. W. I. Schmidt & S. Zimmermann (2012) Cattle Trampling Alters Soil Properties and Changes Soil Microbial Communities in a Swiss Sub-alpine Pasture. *Geoderma*, 170, 369-377.

- Husheer, S. W., Q. W. Hansen & S. C. Urlich (2005) Effects of red deer on tree regeneration and growth in Aorangi Forest, Wairarapa. *New Zealand Journal of Ecology*, 29, 271-277.
- Kay, A. M. & M. J. Liddle (1989) Impact of Human Trampling in Different Zones of a Coral-Reef Flat. *Environmental Management*, 13, 509-520.
- Kissling, M., K. T. Hegetschweiler, H. P. Rusterholz & B. Baur (2009) Short-term and Long-term Effects of Human Trampling on Above-ground Vegetation, Soil Density, Soil Organic Matter and Soil Microbial Processes in Suburban Beech Forests. *Applied Soil Ecology*, 42, 303-314.
- Kobayashi, T., Y. Hori & N. Nomoto (1997) Effects of Trampling and Vegetation Removal on Species Diversity and Micro-environment Under Different Shade Conditions. *Journal of Vegetation Science*, 8, 873-880.
- Loeb, R. E., J. Germeraad, L. Griffin & S. Ward (2011) Arboreal Composition Changes Following White-tailed Deer Restoration to Urban Park Forests without Off-trail Park Visitor Trampling. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10, 305-310.
- Meynhardt, H. (1983) Mezi divočáky. 1. vydání, *Nakladatelství Panorama*, Praha.
- Mohr, D., L. W. Cohnstaedt & W. Topp (2005) Wild Boar and Red Deer Affect Soil Nutrients and Soil Biota in Steep Oak Stands of the Eiffel. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 693-700.
- Novakova (2008) Vegetation Changes in Prague's Suburban Forest During the Last 40 Years - Human Impact and Legislative Protection. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7, 301-314.
- Pellerin, S., J. Huot & S. D. Cote (2006) Long Term Effects of Deer Browsing and Trampling on the Vegetation of Peatlands. *Biological Conservation*, 128, 316-326.
- Perrin, P. M., D. L. Kelly & F. J. G. Mitchell (2006) Long-term Deer Exclusion in Yew-wood and Oakwood Habitats in Southwest Ireland: Natural Regeneration and Stand Dynamics. *Forest Ecology and Management*, 236, 356-367.

- Persson, I. L., K. Danell & R. Bergstrom (2000) Disturbance by Large Herbivores in Boreal Forests with Special Reference to Moose. *Annales Zoologici Fennici*, 37, 251-263.
- Pickering, C. M. & A. J. Growcock (2009) Impacts of Experimental Trampling on Tall Alpine Herbfields and Subalpine Grasslands in the Australian Alps. *Journal of Environmental Management*, 91, 532-540.
- Raunkiaer, C. Ch. (1934) The Life Forms of Plants and Statistical Plant. *Oxford University Press*.
- Ros, M., C. Garcia, T. Hernandez, M. Andres & A. Barja (2004) Short-term Effects of Human Trampling on Vegetation and Soil Microbial Activity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35, 1591-1603.
- Russell, F. L., D. B. Zippin & N. L. Fowler (2001) Effects of White-tailed Deer (*Odocoileus virginianus*) on Plants, Plant Populations and Communities: A Review. *American Midland Naturalist*, 146, 1-26.
- Rusterholz, Kissling, Baur (2009) Disturbances by Human Trampling alter the Performance, Sexual Reproduction and Genetic Diversity in a Clonal Woodland Herb. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 11, 17-29.
- Schonfeld, F. (2009) Presence of Moose (*Alces alces*) in Southeastern Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 55, 449-453.
- Sheath, G. W. & W. T. Carlson (1998) Impact of Cattle Treading on Hill Land 1. Soil Damage Patterns and Pasture Status. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 41, 271-278.
- Talbot, L. M., S. M. Turton & A. W. Graham (2003) Trampling Resistance of Tropical Rainforest Soils and Vegetation in the Wet Tropics of North East Australia. *Journal of Environmental Management*, 69, 63-69.
- Van der Maarel, E. (1971) Plant Species Diversity in Relation to Management. In: Duffey, E., Watt, A.S., The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, 46-63.

Van Uytvanck, J. & M. Hoffmann (2009) Impact of Grazing Management with Large Herbivores on Forest Ground Flora and Bramble Understorey. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 35, 523-532.

Vandermeijden, E., M. Wijn & H. J. Verkaar (1988) Defense and Regrowth, Alternative Plant Strategies in the Struggle against Herbivores. *Oikos*, 51, 355-363.

Weaver, T. & D. Dale (1978) Trampling Effects of Hikers, Motorcycles and Horses in Meadows and Forests. *Journal of Applied Ecology*, 15, 451-457.