

**Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Biologie a geografie se zaměřením na vzdělávání



Anna Juřicová

Vliv pastvy na semenáče dřevin

Tree seedlings and grazing

Bakalářská práce

Školitel: Mgr. Martin Weiser

Praha 2013

Prohlášení

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

V Praze, 14. 5. 2013

Podpis

Anna Juřicová

Poděkování

Velmi ráda bych chtěla poděkovat především svému školiteli Martinu Weiserovi za velkou trpělivost a ochotu mi vždy pomoci. Také děkuji všem, kteří mi byli nějak nápomocni při psaní mé práce, ať už konstruktivní radou či psychickou podporou.

Abstrakt

Moje bakalářská práce se zabývá vlivy a mechanismy, které působí různá intenzita lesní pastvy především v mírném klimatickém pásu. Pastva může být užitečným nástrojem k zachování biologické rozmanitosti, pokud se intenzita pastvy drží na přijatelné úrovni. Vliv pastvy na semenáčky dřevin závisí především na počtu pasených zvířat a jejich pastevní strategii. Tyto výsledky vznikly srovnáním studií manipulujících se stavy zvěře, pomocí oplocenek nebo ohrad.

Klíčová slova: pastva, pastevní lesy, herbivor, biodiverzita, oplocenky, ohrady

Abstract

My bachelor thesis resumes effects of forest grazing and browsing in the temperate climate region. Grazing can be useful tool in maintaining biodiversity. However this effect strongly depends on abundance of herbivores and their selectivity. These results are based on studies that manipulated with grazing pressure, using exclusion or enclusion of the herbivores.

Key words: grazing, browsing, pasture woodland, herbivores, biodiversity, enclosures, exclosures

Obsah

1. Úvod	1
2. Pastevní lesy	3
3. Lesní pastva: ochrana přírody.....	4
3. 1. Stanoviště bez pastvy	4
3. 2. Stanoviště s intenzivní pastvou.....	5
4. Mechanismy působení pastvy	7
Rotační pastva (rotational grazing)	7
4. 1. Charakteristiky vybraných herbivorů	8
4. 1. 1. Domácí zvěř.....	8
4. 1. 2. Divoká zvěř	9
5. Metodika výzkumu vlivu pastvy	11
6. Případové studie	13
6. 1. Studie z Evropy.....	13
6. 1. 1. Efekt intenzivní pastvy (lesy Velké Británie) (Peterken, 1996).....	13
6. 1. 2. Monks Wood (Cambridgeshire) (Cook et Farrell, 2001)	14
6. 1. 3. Španělsko (McEvoy et al., 2006).....	14
6. 1. 4. Sardinie (Fallis et Filigheddu, 2008)	15
6. 2. Studie ze Severní Ameriky.....	16
6. 2. 2. Allegheny Plateu (Pensylvánie) 1. (Horsley et al, 2003)	16
6. 2. 3. Allegheny Plateu (Pensylvánie) 2. (Tighman, 2001)	18
6. 2. 4. Středozápad USA (Belsky et Blumenthal, 1997)	18
7. Diskuse a závěr	20
8. Zdroje	21

1. Úvod

Přirozeným ekosystémem ve většině Evropy je les. Od Středozeří, přes opadavé lesy centrální a západní Evropy, až po boreální lesy Skandinávie a Ruska. Dlouhá historie lidské činnosti vytvořila les, jak ho známe dnes (např. Perlin, 1988; cit v Bengtsoon et al., 2000), ale jak les před příchodem člověka vypadal, to přesně nevíme (Rackham, 1998; cit. v Bengtsoon et al., 2000). Na základě různých podkladů Franz Vera (2000) popsal původní les jako polo-otevřenou krajinu, která je podobná třeba dnešním pastevním lesům ve Španělsku nebo Anglii. Avšak míra otevřenosti a mechanismy, které ji způsobily, jsou stále předmětem diskusí (Kirby et al., 2005).

Podle Very (2000) původní lesy ovlivňovali velcí herbivoři, kteří zde žili. Výsledkem jejich pastvy a pohybu v lese vznikaly různé disturbance, jako jsou lesní světliny a drobné bezlesé plochy (Mládek et al., 2006), které jsou pro dnešní uzavřený les velmi netypické. Na základě této teorie je proto možné vysvětlit, proč některé majoritní lesní druhy jako jsou lišejníky či hmyz preferují otevřená nebo polo-otevřená stanoviště (Andersson et Appelkvist, 1990; Nilsson et Ericson, 1997; cit. v Bengtsoon et al., 2000).

Velké herbivory potom nahradil člověk, který v lese začal pást domácí zvěř a ta formovala naši krajinu až do zavedení pravidelných zemědělských aktivit (Mládek et al., 2006). Dnes bychom jen velmi těžko hledali místo, ať už to byl les nebo ne, které by nebylo v minulosti pastvou ovlivněno (Mládek et al., 2006). K chovaným zvířatům patřili hlavně skot, koně, ovce, kozy a méně prasata. Skot naprosto převládal (Mládek et al., 2006).

Pastevní ekologie zvířat, která obývají krajinu v současnosti, se liší od pastevní ekologie původních velkých herbivorů, a to především kvůli například rozdílné velikosti jejich těla. Menší zvířata tolik neovlivňují krajinu svým pohybem, jsou mnohem víc selektivní. Další rozdíl je v jejich pastevním chování, které ovlivňuje člověk (Peterken, 1996).

V této práci bych se ráda věnovala vlivům a mechanismům, které vznikají pastvou současných herbivorů, jako je zvěř spárkatá, která je v mnoha lesích

Evropy i Ameriky přemnožená, ale také i zvěř domácí, která se v lese vyskytovala hlavně v minulosti, avšak i dnes se najdou místa, kde se domácí zvěř v lese pase. Dále bych ráda objasnila proč je z hlediska zachování biodiverzity pastva pro les důležitá. K tomu používám porovnání různých případových studií z Ameriky a Evropy, které se zabývají lesní pastvou a její intenzitou.

V této práci se nezabývám všemi skupinami herbivorů, kteří les ovlivňují svou pastvou. Jedná se například o hlodavce, hmyz, ptáky atd.

2. Patevní lesy

Patevní lesy byly polopřirozené lesní ekosystémy, které kombinovaly produkci dřeva, pastvu zvěře a přirozenou obnovu vegetace (Rackham, 1998; cit. v Mountford et Peterken, 2003; Smit a kol., 2005, Smit a kol., 2010; cit. ve Wiesner, 2010). Byly typické především pro Severní Evropu a středomořskou oblast (Svoboda, 1952). Tyto lesy se vyznačovaly velmi řídkým stromovým zápojem, který umožňoval růst trávy a také velmi starými stromy (Kirby et al., 2005). V několika posledních desetiletích patevní lesy v podstatě z Evropy vymizely, kvůli rozšiřujícímu se zemědělství (Gillet et Gallandat, 1996; Pywell et al, 2002; cit .v Smith et al, 2005).

Na území Česka byla pastva v lese legálně provozována až do poloviny 18. století, kdy Marie Terezie vydala Lesní řády, které pastvu domácí zvěře v lese zakazovaly, čímž umožnila efektivněji využít metody pěstování lesa (Mládek et al., 2006). Dnes už tedy na našem území patevní lesy nenajdeme. Avšak jsou zde místa, kde se dřív páslo a která si zachovala prostorovou strukturu patevního lesa. Jedná se například o NPR Soutok (řek Moravy a Dyje) nebo některé jiné rezervace, např. Čertoryje (Hédl et al., 2011).

V současnosti tradiční patevní lesy najdeme už jen málokde. Toto tradiční hospodaření můžeme najít ve východní (Rumunsko, Bulharsko) a jižní (Itálie) Evropě, kde je celkem běžné. Dále pastvu v lese můžeme najít i třeba na Ukrajině, kde je sice zakázána, avšak na místech k tomu vhodných se běžně pase. Jedná se ale o území, která byla na režim patevních lesů převedena z ploch standardně lesnický obhospodařovaných, většinou za účelem zachování biotopů druhů vázaných na světlý les (Hédl et al., 2011). V dalších zemích se patevní lesy vyskytují jen vzácně a jsou velmi staré. Jedná se například o New Forest v Anglii nebo Dehesa woodland ve Španělsku (Kirby et al., 2005; Vera, 2000).

3. Lesní pastva: ochrana přírody

3. 1. Stanoviště bez pastvy

V posledních desetiletích došlo na bývalých pastvinách k výraznému ochuzení druhového bohatství živočichů a rostlin. Nespásaná krajina začala po zákazu pastvy nekontrolovatelně zarůstat. Ve středověké krajině jsme mohli najít mozaiku různě husté a vysoké vegetace. Mnoho z těchto biotopů bylo udržováno právě pastvou. Pastva probíhala všude, ale s různou intenzitou. V dnešní krajině je mozaika biotopů mnohem hrubší než dřív. V podstatě najdeme pouze dva biotopy, které jsou v krajině významněji zastoupené. Jedná se o husté lesy a obhospodařovanou step, tedy pole a louky (Mládek et al., 2006).

Rozsáhlé plochy stejných biotopů jsou problémem pro mnoho živočichů a rostlin, pro které byla pastva nezbytnou součástí k vytváření podmínek k životu. Můžeme předpokládat, že organismy jsou adaptované na různé disturbance, pokud mají dostatek času se ke změnám přizpůsobit. Pokud disturbance probíhá velmi dlouhou dobu a pak náhle zmizí, může tím narušit celý ekosystém a ten se pak začne měnit a pro mnoho organismů se stává nepřijatelným. Pastva tedy může zvyšovat rozmanitost tím, že vytváří nové heterogenní prostředí na různých velikostních a prostorových škálách (McNaughton 1983; Sommer 2000; cit. v Adler et al, 2001).

Proto je pastva potencionálně důležitým nástrojem pro management ochrany lesa z důvodů jejích vlivů na stanovištní strukturu a biodiverzitu (Collins et al., 1998; cit. v Adler et al., 2001). Nicméně, musíme být schopni předpovědět, kdy pastva diverzitu zvyšuje a kdy jí naopak snižuje (Adler et al., 2001). Rozdílná společenstva lesních druhů se budou různě vytvářet v různých intenzitách pastvy, proto je důležité, aby se tomu přizpůsobil i management (Fuller at Warren, 1995; Kerr, 1999; cit. ve Fuller et Gill, 2001). Budoucí výzkumy by se měly zaměřit především na to, jak je hojnost lesních druhů a společenstev ovlivněna časovou a prostorovou variací pastvy. Tyto znalosti jsou důležité pro management populace zvěře na lokální i regionální úrovni (Fuller et Gill, 2001).

3. 2. Stanoviště s intenzivní pastvou

Celkově lze říci, že Evropě a v Severní Americe se posledních pár desetiletí rapidně zvyšují počty lesních herbivorů, především jelenů (např. Fuller et Gill, 2001). Studie z těchto zemí ukazují efekty intenzivní pastvy na redukci biodiverzity (např. Mitchell et Kirby, 1990; Putman, 1994, 1998; Putman et Moore, 1998; Gill, 2000; cit. ve Fuller et Gill, 2001). V některých případech to může vést i k lokálním extinkcím. Mezi druhy můžeme ale najít výrazný rozdíl v odpovědích na pastevní tlak. V západní Británii existují druhy, např. mechů nebo lišejníků, které preferují místa, která byla vytvořena intenzivní pastvou. Také je možné, že některá společenstva dosahují nejvyšší diverzity, pokud se vyvíjejí pod tlakem pastvy (Fuller, 2001; Kirby, 2001; Stewart, 2001; cit. ve Fuller et Gill, 2001).

Herbivoři zvyšují diverzitu rostlin přímo konzumací dominantních, kompetičně silných druhů (Olf a Ritchie, 1998, Cosyns a kol., 2005) a nepřímo tím, že ovlivňují průběh kompetice mezi rostlinami působením jiných mechanismů, např. sešlapem. Mezi další mechanismy, kterými herbivoři vegetaci ovlivňují, jsou: hlavně okus rostlin nebo jejich úplné vytržení z podrostu, sešlap nebo defekace. Také loupání a ohryz kůry, ke kterému dochází především v zimních měsících. Navíc mají herbivoři vliv na dominanci druhů, na jejich rozmnožování přenosem diaspor, a to buď endozoochorií nebo epizoochorií (Cosyns et al., 2005; Olf et Ritchie, 1998).

Hobbs (1996) pokazuje na to, že kopytníci ovlivňují takové ekosystémové procesy, jako jsou minerální cykly, koloběh živin a nepastevní disturbance, např. intenzitu a počet požárů. Protože chutnost, míra růstu a míra dekompozice rostlinných druhů jsou často korelovány, druhově specifické interakce rostlina-herbivor hrají důležitou roli v cyklech minerálů a energie.

Z hlediska volné a nekontrolované pastvy by se dalo vyjmenovat také pět faktorů, které ovlivňují to, kde a jak dlouho bude pastva probíhat. Jedná se o vliv zdrojů, predace, sociálního chování, kvality rostlin. Jak už je z prvního pohledu patrné, nejvíc bude prostorovou distribucí pastvy ovlivňovat dostupnost zdrojů, především potravy a vody (Adler et al., 2001).

Rovnováha mezi stromy a počty herbivorů je základní podmínkou například v managementu lesů. Stromy ovlivňují počet, pattern a kvalitu bylin a pastva zase ovlivňuje míru, pattern, čas a kompozici zmlazení stromů. Když se tedy biomasa nebo hustota herbivorů zvyšuje, tak se zmlazení nových stromů snižuje. Extenzivní pastva, v které se kombinuje více druhů zvířat je považována za nejvhodnější k zachování diverzity vegetace a stanovišť (Chatters et Sanderson, 1994; Kirby et al., 1994; cit. v Mountford et Peterken, 2003).

Vliv pastvy na semenáčky dřevin zřejmě nejvíce ovlivňuje počet zvířat a jejich selektivnost. Pastva je pro semenáčky pozitivní hlavně tím, že vytváří různé regenerační niky, ve kterých jsou semenáčky schopni zmlazovat. Navíc omezuje kompetici lesního podrostu, a tak jsou schopny vyrůst i dřeviny kompetičně slabší. Avšak pokud je pastva velmi intenzivní, je možné, že tyto pozitivní vlivy vymizí a naopak se semenáčky nebudou schopni zmlazovat vůbec (například Peterken, 1996; Horsley et al., 2003).

4. Mechanismy působení pastvy

Pastevní systémy, které se běžně používají, můžeme zařadit do dvou skupin, a to na pastvu rotační a pastvu kontinuální (Matches et Burns, 1985; Frame, 1992; cit. v Hejcman et al., 2002). Všechny ostatní systémy jsou v podstatě pouze jejich variací (Hejcman et al., 2002). Oba pastevní systémy se používají například v pastevních lesech ve Španělsku (McEvoy et al., 2006).

Rotační pastva (rotational grazing)

Tento typ pastevního systému je charakterizován jako pasení nejméně dvou pastvin, kde se střídá doba pasení a doba s dobou obrůstání pastviny. To, jestli porost obroste rychleji či pomaleji, závisí na tom, zda má k dispozici dostatečné množství vláhy a živin, což je většinou na jaře. Nejpomaleji obrůstá pastvina v letním a podzimním období, kdy je limitujícím faktorem především nedostatek vláhy (Hejcman et al., 2002).

Kontinuální pastva (continuous grazing, continuous stocking)

Dalším pastevním systémem, který se používá, je pastva kontinuální. Tady na rozdíl od rotační pastvy probíhá pastva celoročně nebo během pastevní sezony. Tento typ se využívá buď na rozsáhlých (polo)přirozených pastvinách při malém pastevním zatížení, nebo na menších intenzivně obhospodařovaných pastvinách s vysokým pastevním zatížením. Velká výhoda tohoto typu pastvy je její menší finanční náročnost. Na druhou stranu, se však obtížně reguluje kvalita vypasení, pokud se nemění počet zvířat během pastvy (Hejcman et al., 2002).

Všechny druhy zvířat jsou do jisté míry selektivní, co se druhů rostlin a jejich částí týče. Souvisí to především s jejich pastevní charakteristikou a potravními preferencemi. Způsob a míra vlivu lesní pastvy záleží na konkrétním typu herbivora a jeho vlastnostech, ať už fyzických jako je velikost těla či anatomie ústního ústrojí, nebo vlastnostech třeba sociálních, tj. např. tendence k tvorbě skupin (Putman, 1986, 1994; Mitchell et Kirby, 1990; Mayle, 1999; cit. v Mountford et Peterken, 2003). Samozřejmě je též důležitá jeho abundance na konkrétním stanovišti, tomu se však věnuji v jiné kapitole.

Podle pastevní strategie by se herbivoři dali klasifikovat do tří hlavních kategorií (Gordon, 2003; Gill et Beardall, 2001):

1. **Browsers:** jsou výrazně selektivní; zaměřují se především na spásání větví a postranních výhonků, čímž omezuje míru zalistění (např.: jelen, daněk,...)
2. **Grazers:** spásají především trávu a semenáčky (bez větší selektivity), což má za následek snížení hustoty vegetačního zápoje (např.: skot)
3. **Intermediate feeders:** mají charakteristiky společné s oběma předchozími typy a tvoří přechodný typ

4. 1. Charakteristiky vybraných herbivorů

4. 1. 1. Domácí zvěř

Ovce

Jsou to výrazně selektivní spásači. Redukují růst plevelných druhů bylin a křovin a vyhýbají se kvetoucím travám. Dřeviny ovce častěji vyhledávají během konce léta, podzimu a zimy (Hejcman et al., 2002). Ze všech pasených herbivorů ovce spásají vegetaci na nejnižší výšce, tedy 2-3 cm (Mládek a kol, 2006). Ovce se pokáleným místům nevyhýbají. A to ani po skotu (Forbes et Hodgson, 1985; cit. v Hejcman et al., 2002). K udržení bezlesí na určité lokalitě výskyt pasoucích se ovcí naprosto postačuje, protože jsou schopny likvidovat náletové a výmladkové dřeviny (Petříček et Wild, 1999; cit. v Hejcman et al., 2002).

Koza

Podobně jako ovce i koza je výrazně selektivní spásač, ale na rozdíl od ní se koza zaměřuje především na střední výškové patro porostu (Gong et al., 1993; cit. v Hejcman et al., 2002). Vyhýbá se pokáleným a pomočeným místům, čímž vznikají místa eutrofizovaných nepasených ploch, tzv. nedopasky (Hejcman et al., 2002). Často preferuje druhy z čeledi *Fabaceae*, dřevnaté byliny a během celého roku spásá lýko a listy dřevin (Hejcman et al., 2002).

Skot

Skot a další větší přežvýkavci jsou oproti ovcím a kozám bráni jako pastevní generalisté, to znamená, že jsou jen velmi málo selektivní (Coleleman et al., 1989; Smetham, 1994; cit. v Hejcman et al., 2002). Vysvětluje se to tím, že tato zvířata potřebují denně mnohem větší množství biomasy. Stejně jako koza i skot se vyhýbá pokáleným a pomočeným místům (Hejcman et al., 2002).

Koně

Kůň podobně jako ovce spásá vegetaci na nízkou výšku, protože porost zachytává pysky a odhryzává ho těsně nad povrchem. Je to výrazně selektivní spásač, který se pohybuje na mnohem větším území než třeba skot (Gudmundsson et Dyrmondsson, 1994; cit. v Hejcman et al., 2002), a tím vytváří výrazné ostrůvkovité struktury porostu. Při velmi intenzivní pastvě a v zimních měsících jsou koně schopni spásat i dřeviny (Putman et al., 1987; cit. v Hejcman et al., 2002).

4. 1. 2. Divoká zvěř

Jelenovití

Jelen je typický představitel selektivního spásače, proto bude při pastvě velmi záležet na druhu vegetace a také na ročním období. Hlavní složkou jeho potravy je tráva, keře a byliny. Stromy obvykle tvoří menší část potravy (Grigorov, 1976, 1987; Mitchell et al., 1977; Hosey, 1981; Hearney et Jennings, 1983; Maizeret et Tran Manh Sung, 1984; Maillard et Picard, 1987; Mann et Putman, 1989; cit. v Gill, 1992). Jehličnany budou obvykle spásány v zimě, kdežto listnaté druhy v letním období (Holloway, 1967a; Konig, 1976; Miller et al., 1982; Cummins et Miller, 1982; Klein et al., 1989; Maizeret and Ballon, 1990; cit. v Gill, 1992). Gill (1992) uvádí, že každý druh jelena preferuje určité druhy stromů. Proto poškození některých druhů stromů závisí na tom, jak budou dostupné druhy preferované (Roy, 1960; Furrh et Ezell, 1982; cit. v Gill, 1992). Jelen se většinou pase ve střední výšce porostu okolo 30-60 cm (Staines et Welch, 1984; Welch et al., 1988a, 1991; cit. v Gill, 1992). Jestliže jelen dokáže ohnout kmen stromu, můžeme najít poškození i ve 2,5 metrech. Toto platí většinou jen u listnatých stromů

(Mitchell et al., 1982; cit. v Gill, 1992). Během zimních měsíců se také ve větší intenzitě objevuje poškození v podobě odlupování kůry, a to ve výšce okolo 50-100 cm (Kaji et al., 1984; Springthorpe et Myhill, 1985; Welch et al., 1987; cit. v Gill, 1992).

Prase divoké (Sus scrofa)

Prase je všežravec a také typický *grazer*, který sežere vše, co je v potravní nabídce. Proto také nelze přesně říct, kterou potravu prase preferuje. Po celý rok prase přijímá rostlinnou potravu, zatímco živočišnou potravu přijímá spíše nahodile. Rostlinnou potravu sbírají na povrchu půdy nebo jí z půdy vyrývají. Sbírají lesní plody a ovoce z keřů a stromů. Rozhodující podíl na celkové výživě má úroda lesních semen. Nejčastěji to jsou semena dubu, buku, kaštanu a částečně i javoru (Hespeler, 2004).

5. Metodika výzkumu vlivu pastvy

Studie zkoumající ekologické dopady skrz celý gradient hustoty zvěře jsou nezbytné pro pochopení toho, jak je ekosystém ovlivňován narůstajícím počtem zvířat. V těchto studiích musí být také zahrnuty další položky, jako je například dostupnost potravy a navíc také musejí být prováděni po dostatečně dlouhou dobu (Porter et Underwood, 1999; cit. v Horsley et al., 2003).

Jsou různé způsoby výzkumu dopadů herbivorů na lesní ekosystém. V zásadě se nejčastěji používají dvě různé metody, které využívají stejný princip, ale opačným způsobem, kdy je zvěř buď uvnitř anebo vně oploceného stanoviště.

5. 1. Oplocenky (v anglické literatuře *exclosure*)

Oplocenkové pokusy spočívají v ohrazení určité oblasti, kde je nežádoucí přítomnost zvěře (Aerts et Nyssen, 2009). Oplocenky jsou také velice běžné v lesnické praxi na místech, kde vysoká hustota herbivorů, způsobuje vysokou mortalitu semenáčků dřevin (Coop et Givnish, 2008; Negussie et al., 2008; Tremblay et al., 2007; cit. v Aerts et Nyssen, 2009).

Zkoumat vliv určité hustoty zvěře pomocí oplocenek je velmi obtížné. Mnoho oplocenkových studií v Severní Americe zachází s různou hustotou jelenů (Tilghman, 1989; deCalesta, 1994), ale aby byly studie opravdu úspěšné, je nezbytné, aby oplocené plochy byly dostatečně veliké, aby do pokusu nezasahovalo sociální chování herbivora, např. tvoření stáda v případě ohrožení (Augustine et McNaughton, 1998). V praxi je také obtížné zachovat hustotu zvěře na stejné úrovni, na kterou má vliv jak lov, tak i následující migrace zvěře (McIntosh et al., 1995; Horsley et al., 2003).

Tuto metodu používalo mnoho studií na východě USA, kde efekt žádné intenzity uvnitř oplocenky byl srovnáván s efekty venkovní intenzity pastvy s určitým stupněm disturbance, např. kácení stromů (Hough 1949; Webb et al. 1956; Graham 1958; Shafer et al. 1961; Jordan 1967; Ross et al. 1970; Richards et Farnsworth 1971; Marquis 1974; Marquis et Grisez 1978; Anderson et Loucks 1979; Risenhoover et Maass 1987; McInnes et al. 1992; Anderson et Katz 1993; Anderson 1994; cit. v Horsley et al., 2003).

5. 2. Ohrady (v anglické literatuře enclosure)

Ohrady jsou místa, která jsou obklopená zdí, plotem nebo jinak ohrazená. Slouží především k udržení stálého počtu zvěře uvnitř (Aerts et Nyssen, 2009). V našich podmínkách tento typ představují především obory, resp. jsou jim nejbližší podobné, neboť obory slouží k jiným účelům (např.: honitby). Velká výhoda této metody spočívá v tom, že se na určitém místě, vyskytuje určené množství zvěře, které je pod kontrolou (zvěř nikam nemigruje, počet moc nekolísá, atd.).

Další výhodou obor je, že v nich nalezneme různě vysoké populační stavy zvěře, které nám umožňují studovat vlivy různé intenzity pastvy. Navíc v různém časovém měřítku, protože obory nebyly zakládány najednou.

Je ale nevýhodné, že v okolí ohrad není možné počty zvěře přesně spočítat. Navíc jejich lokalizace může být prostorově korelována s ekologickým fenoménem, který má podstatný vliv na utváření rostlinných společenstev.

6. Případové studie

6. 1. Studie z Evropy

6. 1. 1. Efekt intenzivní pastvy (lesy Velké Británie) (Peterken, 1996)

Dle Peterkena (1996) v intenzivně spásaných lesích, jako třeba v Británii, téměř nedochází k přirozené obnově lesa. Pastva, která zde probíhá po několik desetiletí, zcela redukovala pozemní vegetaci na trsy trav, mechy a malé keře s nedostatkem mladých kohort. Nicméně, herbivoři také svým pohybem sešlapují okolní vegetaci, odkrývají minerální půdu, a tím vytvářejí regenerační niky pro semenáčky dřevin. Pastva tím umožňuje mnoho semenáčkům vyrůst, ale jen do určité výšky, kde jsou okusovány a vytvářejí keřovité patro (Peterken, 1996). Kompletní vyloučení herbivorů z lesa pomocí oplocení sice umožní vyšší růst semenáčků a obnovení pozemní vegetace, avšak zmlazení nových jedinců je značně omezeno kompeticí. Proto některé dřeviny jako je bříza či jasan nejsou schopné dalšího zmlazení (Linhart et Whelan, 1980; Pigott, 1983; cit. v Peterken, 1996). Následná sukcese v podrostu dále redukuje zápoj mechů, protože trávy, kapradiny nebo keře rostou mnohem výš a rychleji (Mitchell et Kirby, 1990; cit. v Peterken, 1996). Vyloučení pastvy z lesa může tedy generovat homogenní podrost (Peterken, 1996).

Z těchto výše popsaných důvodů doporučují Mitchell a Kirby (1990; cit. v Peterken, 1996), že pastva by měla nadále pokračovat, avšak v mnohem menší intenzitě. A to hlavně kvůli zachování dostatku regeneračních nik pro semenáčky. Regenerace může být také úspěšná, jestliže pastevní tlak kolísá během určitých period. Mnoho pastevních lesů vykazuje určitou věkovou strukturu a pattern, které ukazují, že jedinci rostou a vyvíjejí se, jestliže pastevní tlak je na nízké úrovni (McVean, 1964; Peterken et Tubbs, 1965; Peterken, 1986b; cit. v Peterken, 1996). Je tedy nutné uvažovat o tom, jaké vlivy má pastva na prostorovou heterogenitu vegetace, zahrnující biodiverzitu a procesy, které v ekosystému probíhají.

6. 1. 2. Monks Wood (Cambridgeshire) (Cook et Farrell, 2001)

Monks Wood je nejrozsáhlejším lesem v Cambridgeshire, rozkládající se na 157 ha. V roce 1953/54 bylo toto místo prohlášeno za národní přírodní rezervaci. Dominantními druhy zde jsou jasan (*Fraxinus excelsior*) a dub (*Quercus robur*). Keřové patro je velmi rozmanité a zahrnuje především lísku (*Corylus avellana*) a javor (*Acer campestre*). V této rezervaci se také nachází největší, v Británii dokumentovaná populace muntžaka (*Muntiacus reevesi*), (Cooke et al., 1996; cit. v Cooke et Farrell, 2001). Studie zkoumající dopady mutžaka na zdejší ekosystém ukázaly, že muntžak neovlivňuje pouze výmladky, jak se původně myslelo, ale také že zasahuje do celého lesa, a tím ovlivňuje jiné organismy (Pollard et Cooke, 1994; Wells, 1994; Cooke et al., 1995; Cooke, 1997; cit. v Cook et Farrell, 2001). Muntjak okusuje kmeny stromů do výšky okolo 100 cm. Kmeny, které jsou vyšší, může okusovat ve vyhovující výšce, tím je zlomit a dostat se k listům, ale to je méně běžné (Cooke et Farrell, 1995; cit. v Cooke et Farrell, 2001). U pomalu rostoucích druhů poškození muntjakem během první růstové sezóny bylo pozorováno daleko častěji než u druhů, které mají rychlý výškový růst. Bylo zjištěno, že výmladky byly značně ovlivněny, pokud hustota muntžaka byla 1 a více kusů na hektar.

6. 1. 3. Španělsko (McEvoy et al., 2006)

V Galícii, v severozápadním Španělsku bylo provedeno šetření na poškození stromků a semenáčků dubu (*Quercus robur*). Ve dvou rozdílných pastevních režimech (kontinuální a rotační) se zde v borovém lese (*Pinus radiata*) pásli poníci. Cílem bylo určit, který pastevní režim má menší dopad na semenáčky. Pro tento pokus byly vytvořeny čtyři oplocenky, které měly rozlohu 6 ha. Ve dvou oplocenkách se páslo celoročně s hustotou 0,33 ks zvěře/1 ha a na dalších dvou oplocenkách, které byly rozděleny na další čtyři plochy, se páslo vždy 30 dní ze 120 s hustotou 1,33 ks zvěře/1 ha. Kontrolní stanoviště bylo založeno poblíž oplocenek a bylo neoplocené. Stromky (méně než 1 m výšky) byly vysázeny do dvaceti kvadrantů, které byly umístěny do pěti hlavních typů lesního podrostu. Jednalo se o porosty s dominancí trav, ostružin (*Rubus sp.*), dvou druhů keřů (*Ulex europaeus* a *Ulex galli*) a porost s dominancí kapradí (*Pteridium*

aquilinum). Poškození pastvou bylo hodnoceno na základě měření výšky stromků a semenáčků a šířky jejich koruny vzhledem k průměru jejich kmeni.

Výška a průměr koruny byly výrazně větší na nepasené (kontrolní) ploše než na obou plochách s pastevními režimy. Mezi plochami, kde se páslo, se hodnoty měření významněji nelišily. Navíc stromky v kontinuální pastvě měly zřetelně (avšak statisticky nevýznamně) užší korunu než u pastvy rotační. U pastevního tlaku 0,33 ks/1 ha byla výška stromků přibližně poloviční oproti kontrolnímu stanovišti. Z toho lze usuzovat, že spíše než pastevní režim stromky mnohem více ovlivňuje pastevní tlak. Nakonec se také ukázalo, že nelze říct, který z pastevních režimů více minimalizuje poškození semenáčků, protože pozorované poškození nebylo výrazně rozdílné (McEvoy et al., 2006).

6. 1. 4. Sardinie (Fallis et Filigheddu, 2008)

Zmlazení tisu bylo hodnoceno na šesti lokalitách v Northern Sardinia mountains, kde byly podobné přírodní podmínky (nadmořská výška, podnebí, půda a vegetace). Tři lokality byly pod pastevním tlakem hospodářských zvířat a tři byly ponechány bez pastvy. Na každé lokalitě bylo ještě pět různých stanovišť: zapojená stanoviště plodícího tisu červeného (*Taxus baccata*), zapojená stanoviště plodící cesmíny ostrolisté (*Ilex aquifolium*), porosty stromů se suchými plody, porosty keřů s dužnatými plody a otevřená stanoviště.

V zastíněných místech byla hustota semenáčků vyšší na lokalitě s pastvou. Nicméně když srovnáme všechny místa v lokalitách, tak hustota semenáčků byla vyšší na stanovištích bez pastvy. Intenzita pastvy semenáčků korelovala pozitivně s růstem semenáčků a negativně s přítomností keřového patra. Největší dopad pastvy byl na stanovišti bez keřového patra, kde hustota semenáčků byla redukována nejvíce a někde semenáčky zcela zmizely. Studie také poukazuje na kontrastní efekt pastvy na zmlazení semenáčků tisu. Herbivoři měli pravděpodobně pozitivní efekt na klíčení semen, díky tomu, že se na lokalitách pohybovali. Nicméně, tento proces se postupně stával neefektivním, protože, na lokalitě, kde na začátku bylo semenáčků nejvíce, jich bylo nakonec nejméně, tzn. tento efekt herbivorů je pouze dočasný. Navíc tento efekt byl zastíněn tím, že

pastva rapidně snížila celkovou hustotu semenáčků a jejich koncentraci v místech keřového pokryvu.

Tato studie především poukazuje na nezbytnost zachování míst s plochami keřů ve středomořských oblastech, z důvodů jejich schopnosti mechanické ochrany semenáčků dřevin před pastvou herbivorů

6. 2. Studie ze Severní Ameriky

Už od poloviny 20. století je populace jelena běloocasého natolik vysoká, že má negativní dopady na lesní vegetaci na východě USA (Porter, 1994). Data získaná primárně z neoplocenkových studií ukazují přímé dopady na druhové zastoupení (hojnost, horizontální struktura) a výškový růst. V průběhu času, se také začalo měnit celkové složení vegetace (Anderson et Loucks, 1979; Frelich et Lorimer, 1985; Anderson et Katz, 1993; Hobbs 1996; Alverson et Waller, 1997; Healy, 1997, Russell et al. 2001; cit. v Horsley et al., 2003).

6. 2. 2. Allegheny Plateu (Pensylvánie) 1. (Horsley et al, 2003)

Předchozí studie ukazují, že dopady jelena na lesní ekosystém ovlivňují dva faktory: hustota populace a dostupnost vhodné potravy (Taylor, 1984; Underwood et Porter, 1997; Augustine et Jordan, 1998; cit. v Horsley et al., 2003). Proto se Horsley et al. (2003) rozhodli, stimulovat produkci potravy pomocí různé míry vykácení lesa. Tím také, mimo jiné, sledovali dopady jelena při různém stupni managementu lesní krajiny. Dopady pastvy jelena by se daly rozdělit do dvou skupin, a to na přímé a nepřímé.

6. 2. 2. 1. Přímé dopady populační hustoty jelena na vegetaci:

Jelen ovlivňoval vegetaci po celých deset let, kdy studie probíhala. Vědci došli k závěru, že jelen ovlivňuje druhové zastoupení (hojnost a horizontální strukturu), výškový růst a druhové složení vegetace. Až na pár výjimek, zvyšující se hustota jelenů měla za následek snížení počtu jedinců v populaci většiny druhů

bylinné vegetace. Tyto výjimky byly především druhy, které nebyly jelenem preferovány anebo byly vůči pastvě rezistentní. Tyto druhy, zahrnující kapradiny, trávy a třešeň (byla dominantní už před experimentem, ale díky pastvě byla dominance daleko vyšší) se postupem času staly dominantní vegetací.

Výškový růst většiny stromů se snižoval se zvyšující se hustotou jelení populace. V průběhu experimentu se, se zvyšující hustotou jelena, celkově redukovala druhová diverzita a měnilo se druhové složení vegetace. Dalším důležitým parametrem, který určoval interakci mezi hustotou populace a vegetací, byl čas. Obecně platí, že délka pro vytvoření interakce herbivora a vegetace se snižuje se zvyšující se úrovní disturbance. Ve zcela vykácené části se interakce vytvořily během 3-10 let; na prořezávané části to bylo nad deset let a na stanoviště, kde neprobíhala žádná disturbance v podobě kácení, se v podstatě žádné interakce nevytvořily.

Aby jelen začal negativně ovlivňovat lesní vegetaci, muselo být, v tomto experimentu, víc jak 8 kusů/km². Zdá se, že pokud se jelení populace udržuje na nízké úrovni (4-8 kusů/km²) po určitou dobu, pak druhy, které mají významný vliv při obnovení lesního stanoviště po disturbanci, mají dostatek prostoru založit semenáčky ještě před disturbancí, a tím zajistit předpoklad zachování rostlinné diverzity.

6. 2. 2. 2. Nepřímé dopady populační hustoty jelena na vegetaci:

Pastva jelena v lese, může mít i nepřímé dopady. Například tím, že umožní dominanci druhů, které nejsou jelenem preferovány nebo jsou vůči pastvě odolné. Tento druh pak může znemožnit návrat druhu, který byl minimalizován pastvou. Jedná se především o kompetici či alelopatici u různých druhů (Anderson et Loucks, 1979; Horsley et Marquis, 1983; Horsley, 1993; Heitzman et Nyland, 1994, de la Cretaz et Kelty, 1999; George et Bazzaz, 1999a, b; Ristau et Horsley, 1999; cit. v Horsley et al., 2003). V tomto případě nezáleží jen na vlivu jelena, ale také na individuální druhové charakteristice, jako je způsob zmlazování, rozmnožování, světlomilnost atd.

6. 2. 3. Allegheny Plateau (Pensylvánie) 2. (Tilghman, 2001)

Pět let studoval Tilghman (2001) vlivy různé hustoty jelení populace na semenáčky dřevin, keře a bylinné patro. Na rozdíl od studie Horsleyho (2003) se zde využilo jiné metodiky, a to ohrad. Pro svou studii jich vytvořil pět (s 0, 10, 20, 40 a 80 kusy jelenů), každou o velikosti 259 ha. V každé oboře byly prováděny navíc tři různé managementy: holoseč, prořezávání a část obory nebyla zasažena vůbec (stejně jako v předchozí studii). Výsledky ukázaly, že škodlivé dopady na druhové složení a zmlazení dřevin byly u nejvyšších hustot, tj. 40 a 80 ks/259 ha (15,4 a 30,8 ks/km²) a při holoseči a prořezání. V části obory, která byla bez zásahu managementu, se jelen projevil jen při hustotě 80 ks/259 ha (30,8 ks/km²). Při určování míry vlivu Tilghman rozdělil jednotlivé druhy na dvě skupiny: druhy citlivé na přítomnost jelena a druhy rezistentní. Ty druhy, které byly citlivé na přítomnost jelena, nakonec se zvyšující se hustotou vymizely (např. *Acer saccharum*, *Fraxinus americana*, *Betula alleghaniensis*). Zachovaly se pouze ty druhy, které byly k pastvě jelena rezistentní (tj. *Acer pensylvanicum*, *Prunus serotina*, *Fagus grandifolia*). Na konci studie byly semenáčky dřevin nejvyšší v místě holoseče a s nejnižší hustotou jelena. Pokryv kapradin se zvyšoval se zvyšující se hustotou jelena, ale zároveň se snižovalo zastoupení borůvky (*Rubus spp.*). Toto demonstrovala i studie Horsley et Marquis (1983; cit. v Tilghman, 1989). Nakonec došel k závěru, že jestliže chceme zajistit dostatečné zmlazení dřevin a určité druhové složení, hustota jelena by se měla udržovat na 18 ks/259 ha (6,9 ks/km²).

6. 2. 4. Středozápad USA (Belsky et Blumenthal, 1997)

Mnoho jehličnatých lesů v USA prošlo po příchodu osadníků zásadními změnami struktury a druhového složení. Dřív tyto lesy rostly daleko od sebe a byly složeny ze stromů tolerantních vůči požáru a hustým pokryvem trav. Za posledních 100 let se tyto lesy vyvinuly do hustých porostů, které jsou mnohem více citlivé k ohni. Tyto změny jsou často označovány jako pokles zdravotního stavu lesa. Mezi hlavní faktory, které toto ovlivnily, jsou: redukce požárů, které dříve snižovaly počet netolerantních druhů stromů a selektivní těžba stromů tolerantních k požáru. Dalším faktorem, který je většinou opomíjen, jsou hospodářská zvířata, která sem byla dovezena okolo roku 1700 (Savage et

Swetnam, 1990; cit. v Belsky et Blumenthal, 1997). Pastva dobytka snižuje biomasu a hustotu travního porostu, který by jinak zabránil zmlazení semenáčků a také snižuje množství potencionálního paliva pro požár. Tím pastva přispěla ke zvyšující se hustotě zdejších lesů.

Rummell (1951; cit. v Belsky et Blumenthal, 1997) porovnával dvě plochy, z nichž jedna, Meeks Table, byla 40 let pod tlakem pastvy dobytka, a druhá, Devils Table, byla od pastvy izolována. Obě plochy mají podobnou nadmořskou výšku, geologické podloží, klima, druh lesního biotopu a historii požárů. Ani jedna nebyla po celou dobu kácena. Na Meeks Table studie ukázala otevřenou lesní krajinu (podobnou parku) s řídkými porosty jehličnanů (borovice, modřín, douglaska), hustým pokryvem trav a nízkým zmlazením semenáčků dřevin. Naproti tomu, Devils Table ukázala prořídilý bylinný podrost a přibližně 8000 semenáčků jehličnanů. To poukázalo na to, že kontinuální intenzivní pastva dobytka je důležitá pro zmlazení semenáčků neboť drží kompetiční podrostopní vegetaci (trávy, byliny,...) na nízké hustotě.

Pastva dobytka může měnit lesy na středozápadě USA stejně dobře jako oheň, těžba dřeva nebo jiné lidské činnosti. Ne jenomže dobytek a ovce přetvářejí původní les, který vypadal spíše jako park na husté lesní porosty, ale oni také mění prostředí pomocí redukce požárů, zhutnění půdy, snížení míry infiltrace vody a zvýšení eroze. V důsledku toho se mnoho současných jehličnatých lesů velmi liší od těch původních především hustotou, složením, strukturou a také vlastnostmi půdy. Pášené lesy se také stávají méně odolné vůči přírodním disturbancím, jako jsou lesní požáry a nemoci a budou také méně odolné vůči budoucím změnám, které jsou očekávány v důsledku klimatických změn.

7. Diskuse a závěr

Rešerší literatury jsem zjistila:

Ve všech studiích, které ve své práci uvádím, v podstatě došli k podobným závěrům. Vlivy pastvy jsou odlišné při různých intenzitách hustoty počtu herbivorů. Největší dopad na druhové složení nebo poškození semenáčků měla v pokusu vždy nejvyšší hustota. Nízká úroveň pastvy může pomoci zmlazení semenáčku tím, že z jeho okolí vyloučí kompetičně silnější druhy. Ze studie Belsky a Blumenthal (1997) také vyplývá, že lesní pastva je také užitečný management například ke snižování rizika požárů. Dá se říci, že může existovat určitá hranice v počtu zvířat, kdy by se jejich vliv na růst a vývoj semenáčků dal hodnotit jako pozitivní, například tím, že jim vytvoří regenerační niky, omezí pro ně kompetiční druhy, atd. Myslím si, že je ale velmi obtížné to zobecnit pro všechny území, protože zde hrají roli i jiné faktory (složení druhů, půda, dostatek živin a vody,...).

Domnívám se, že z hlediska obnovy lesa je hlavní rozdíl mezi ekologickými skupinami „grazers“ a „browsers“ a ne mezi domácimi a divokými zvířaty. Jelen a kůň budou tedy „browsers“ a například prase a skot budou „grazers“. V obou skupinách se vyskytují více a méně selektivní druhy.

Druhové složení lesa může být silně ovlivněno hlavně kombinací zvířecí selektivity a efekty jejich různé hustoty. To znamená, že pokud je na pastvě ve velkém počtu velmi selektivní zvíře, tak je pravděpodobné, že se budoucí generace lesa promění. Hlavně v tom, že se změní jeho druhové složení. Druhy, které nejsou zvířetem preferovány nebo jsou proti pastvě odolné, na pastvě zůstanou a nejspíš se zvýší jejich počet. Naopak druhy, které preferovány jsou, tak asi po dobu pastvy vymizí. Navíc, když to budou rostliny, jako je např. bříza, tak pro ni bude problém se úplně vrátit, protože není silným kompetitorem.

Na území České republiky by se podobné studie, které se zabývají intenzitou lesní pastvy, našly jen zřídka (...). Existují u nás ale místa, na kterých by se intenzita pastvy také popsat. Jsou to obory. U nás se využívají zejména pro chov zvěře. Proto bych se ráda ve své diplomové práci zabývala vlivy různé hustoty zvířat, které jsou v oborách.

8. Zdroje

Adams, S. N. (1975). Sheep and Cattle Grazing in Forests: A Review. *Journal of Applied Ecology*, 12(1), 143–152.

Adler, P. B., Raff, D. A., Lauenroth, W. K. (2001). The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, 128(4), 465–479.

Aerts, R., Nyssen, J., Haile, M. (2009). On the difference between “exclosures” and “enclosures” in ecology and the environment. *Journal of Arid Environments*, 73(8), 762–763.

Augustine, D. J., Frelich, L. E. (1998). Effects of white-tailed deer on populations of an understory forb in fragmented deciduous forests. *Conservation Biology*, 12(5), 995–1004.

Augustine, D. J., Jordan, P. A. (1998). Predictors of white-tailed deer grazing intensity in fragmented deciduous forests. *Journal of Wildlife Management*, 62(3), 1076–1085.

Augustine, D. J., McNaughton, S. J. (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: Herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1165–1183.

Belsky, A. J., Blumenthal, D. M. (1997). Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior West. *Conservation Biology*, 11(2), 315–327.

Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 39–50.

Cooke, A. S., Farrell, L. (2001). Impact of muntjac deer (*Muntiacus reevesi*) at Monks Wood National Nature Reserve, Cambridgeshire, eastern England. *Forestry*, 74(3), 241–250.

- Edwards, G. R., Bourdot, G. W., Crawley, M. J. (2000). Influence of herbivory, competition and soil fertility on the abundance of *Cirsium arvense* in acid grassland. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), 321–334.
- Farris, E., Filigheddu, R. (2008). Effects of browsing in relation to vegetation cover on common yew (*Taxus baccata* L.) recruitment in Mediterranean environments. *Plant Ecology*, 199(2), 309–318.
- Fuller, R. J., Gill, R. M. A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, 74(3), 193–199.
- Gill, R. (1992). A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests .1. Deer. *Forestry*, 65(2), 145–169.
- Gordon, I. J. (2003). Browsing and grazing ruminants: are they different beasts? *Forest Ecology and Management*, 181(1), 13–21.
- Hejcman, M., Pavlů, V., Krahulec, F. (2002). Pastva hospodářských zvířat a její využití v ochranářské praxi. *Zprávy Českoslov. Bot. Společn*, 37(2), 203–216.
- Hespeler, B. (2007). Černá zvěř-způsob života, omezování škod, posuzování, způsoby lovu, využití zvěřiny (Vol. 2007). *Grada publishing, a. s.*, 128.
- Hodder, K. H., Bullock, J. M., Buckland, P. C., Kirby, K. J. (2005). Large herbivores in the wildwood and modern naturalistic grazing systems. *Project Report. English Nature*, 177.
- Horsley, S. B., Stout, S. L., DeCalesta, D. S. (2003). White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications*, 13(1), 98–118.
- Kopecký, M., H., R. (2011). Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. *Živa*, 2011(3), 108–110.
- McEvoy, P. M., McAdam, J. H., Mosquera-Losada, M., Rigueiro-Rodriguez, A. (2006). Tree regeneration and sapling damage of pedunculate oak *Quercus robur* in a grazed forest in Galicia, NW Spain: a comparison of continuous and rotational grazing systems. *Agroforestry Systems*, 66(2), 85–92.

- Mountford, E. P., Peterken, G. E. (2003). Long-term change and implications for the management of woodpastures: experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry*, 76(1), 19–43.
- Olf, H., Ritchie, M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(7), 261–265.
- Owensmith, N. (1987). Pleistocene Extinctions - the Pivotal Role of Megaherbivores. *Paleobiology*, 13(3), 351–362.
- Peterken, G. F. (1996). *Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press, 540.
- Smit, C., Beguin, D., Buttler, A., & Muller-Scharer, H. (2005). Safe sites for tree regeneration in wooded pastures: A case of associational resistance? *Journal of Vegetation Science*, 16(2), 209–214.
- Svoboda, P. (1952). Život lesa. *Brázda*, 894
- Tilghman, N. (1989). Impacts of White-Tailed Deer on Forest Regeneration in Northwestern Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management*, 53(3), 524–532.
- Vera, F. W. M. (2000). Grazing ecology and forest history. *Cabi International*, 506.
- Weisner, P. (2012). Vliv křovin na uchycování dřevin v pastevní krajině. Bakalářská práce. *Ústav pro životní prostředí*, 34.