

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Katedra botaniky



Historické a současné antropogenní gradienty v krajině

Historical and present anthropogenic gradients in landscape

Bakalářská práce

Ondřej Staněk

Školitel: Mgr. Jaroslav Vojta

Konzultant: RNDr. Jiří Sádlo

2010

Abstrakt

Bakalářská práce se zabývá zjištěním a klasifikací hlavních antropogenních vlivů působících na různé ekosystémy. U jejich jednotlivých typů jako živinové vstupy, terénní úpravy, disturbance, odstranění biomasy či fragmentace je provedeno zhodnocení intenzity a směru, kterým je krajina přetvářena. Do úvahy jsou vzaty také faktory krajiny, které mohou tvořit rozdílnou odolnost ekosystému např. různou strukturou a pH půdy či specifickým mikroklimatem. Zdá se, že intenzita antropogenního působení se značně liší v závislosti na podstatě konkrétního vlivu a že lze jen stěží vytvořit nějaké lineární zhodnocení těchto vlivů. Z tohoto pohledu je v práci také diskutován německý koncept hemerobie jakožto stupnice lidského ovlivnění.

Klíčová slova: rostlinná diverzita, lidský vliv, hemerobie, fragmentace, disturbance, kvalita půd, využití půdy

Abstract

My bachelor thesis is concerned in determining and classification of main anthropogenic influences in various ecosystems. Intensity and direction of landscape transformations such as nutrient income, terrain changes, disturbance, biomass removal or fragmentation is discussed and evaluated. Other landscape factors taking part in ecosystem endurance like different structure and pH of soils or various microclimatic conditions are also taken in notice. It seems that intensity of human influence varies depending on it's nature and it is difficult to propose a linear scale of these changes. From this point of view German hemeroby concept is discussed as possibly suitable scale of human influence.

Key words: plant diversity, human influence, hemeroby, fragmentation, disturbance, soil quality, land-use

| | |
|---|----|
| 1. Úvod | 4 |
| 2. Metodika..... | 4 |
| 2.1. Parametry krajiny..... | 5 |
| 2.2. Hemerobie | 6 |
| 2.3. Další pomocné krajinné indexy | 7 |
| 3. Antropogenní vlivy v krajině..... | 8 |
| 3.1. Vstupy živin | 8 |
| 3.1.1. Zemědělské využití..... | 8 |
| 3.1.2. Zbytky osídlení | 9 |
| 3.1.3. Blízkost současných sídel..... | 10 |
| 3.2. Disturbance | 11 |
| 3.2.1. Poškození vegetace sešlapáváním (trampling)..... | 11 |
| 3.2.2. Lesní cesty a doprava..... | 12 |
| 3.2.3. Vojenské využití | 13 |
| 3.3. Změny reliéfu | 14 |
| 3.3.1. Lomy a výsypky | 14 |
| 3.3.2. Dláždění..... | 15 |
| 3.3.3. Terénní úpravy vázané na pole | 16 |
| 3.4. Odstranění biomasy | 16 |
| 3.4.1. Těžba a lesní management | 16 |
| 3.4.2. Sečení a pastva luk | 18 |
| 3.5. Fragmentace lesů..... | 19 |
| 3.5.1. Migrační omezení..... | 19 |
| 3.5.2. Okrajový efekt | 20 |
| 4. Diskuze | 21 |
| 5. Závěr..... | 23 |
| Poděkování | 23 |
| Citovaná literatura..... | 24 |

1. Úvod

Krajina střední Evropy prošla za svoji historii mnoha změnami. Už od počátku lidského osídlení se lidská ruka podepisuje na její tváři. Ačkoliv se více či méně úspěšně navrácí do původního stavu, je antropogenní vliv velmi důležitým faktorem, který současnou přírodu utváří. (Sádlo et al, 2005) Cílem této práce by mělo být zhodnocení intenzity, rozšíření a různých podob vlivu člověka na diverzitu vegetace a krajinný ráz jako celek. Chtěl bych se dotknout procesů probíhajících v monokulturních i přírodních lesích, na plochách, které jsou nebo byly v minulosti vystavené častým antropogenním disturbancím, a také jakýchsi ekotonních zón na okraji sídel. Na bakalářskou práci bude navazovat diplomová práce zaměřená na postižení některých současných i historických antropogenních vlivů na Dokesku. Tato oblast na severu Čech je situována na kyselém písčitém podkladu, který se zdá ovlivňovat intenzitu sukcese a rychlost jejího průběhu. Proto bych se chtěl zaměřit na efekt lidské činnosti v současnosti i minulosti na různé typy půd a jejich vegetaci.

V poslední době prošla naše krajina, podobně jako jiné evropské a americké oblasti, poměrně intenzivní etapou zalesňování. V souvislosti se změnou struktury a organizace zemědělství docházelo k opouštění zemědělsky využívaných půd a následnému zalesnění. Některé jiné oblasti zase naopak zůstaly chráněny před osídlením a zemědělským využitím, protože byly užívány jako vojenské prostory. Ty se nacházejí i na území Dokeska, proto bych chtěl zmapovat i dopad vojenského využití na jinak nedotčenou krajinu.

2. Metodika

K tomu, abychom mohli něco usoudit o vlivech působících na složení a stav vegetace, potřebujeme nějakým způsobem získat data o stavu vegetace a o různých působících vlivech. Potom můžeme hledat souvislosti mezi různými dopady lidské činnosti (jako je změna chemického složení půdy, časté disturbance, zemědělské využívání půdy) a druhovým složením vegetace.

2.1. Parametry krajiny

Metod kterými lze měřit intenzita antropogenního vlivu v krajině je hodně. Obvykle se jedná o způsoby hodnocení vzdálenosti od zcela přírodního stavu, nebo naopak o nějaké zhodnocení míry ovlivnění — blízkosti ke zcela umělé podobě.

První věcí, která se používá k hodnocení jakéhokoliv přírodního útvaru je zjištění vyskytujících se druhů rostlin. Ať už se jedná o fytoecologické snímky, nebo floristické soupisy různých velikostí, jsou k hodnocení vegetace nezbytné. Zároveň přináší cenné informace o biodiverzitě, dominantních druzích a jiných charakteristikách. Také z nich lze zjistit zastoupení nepůvodních druhů (neofytů), které lze využít i jako indikátory lidského vlivu (Kowarik 1995). Při posuzování přírodnosti se často využívají ke srovnání mapy potenciální přirozené vegetace, které vyjadřují podobu krajiny za daných přírodních podmínek, pokud by na ní nepůsobil člověk (použito např. ve Winter et al. 2010). Je ale diskutabilní, jestli má takovéto zhodnocení smysl a jestli *přírodní* opravdu znamená *nedisturbovaná, klimaxová* jak tyto mapy vyjadřují. Vhodným faktorem k určení intenzity managementu lesa může dále být množství mrtvého dřeva, které se v lese nachází a jeho poloha (stojící, padlé apod.). Někdy se také měří různé charakteristiky živých stromů, zajímá-li nás struktura, věk nebo hustota porostu. Protože na vegetaci lesa může mít velký vliv i fragmentace (viz dále) určuje se u lesa často jeho konektivita (propojenost).

Kromě faktorů zhodnocujících míru ovlivněnosti přírodních biotopů je také vhodné určit ty, kterými jejich stav vysvětlujeme, tedy různé lidské vlivy. Tady se především jedná o určení současného a minulého managementu lesa, či půdy, kde se les nachází. Pro starší data se používají různé historické mapy se zaznamenaným využitím půdy (Kopecký & Vojta 2009). K evaluaci některých lidských vlivů jako jsou například vojenské disturbance mohou být vhodné historické letecké snímky (Hirst et al. 2000). Jiné, starší zacházení jde zjistit z archeologických průzkumů či archivních zdrojů (Dambrine et al. 2007).

Pro zhodnocení půdních vlastností, které je dnes součástí už téměř každé práce, se používají klasické půdní sondy a laboratorní rozborů. Chemické složení půd může totiž často indikovat lidské ovlivnění (Schleuß et al. 1998).

2.2. Hemerobie

Pojem hemerobie se poprvé objevil v německé ekologii zhruba v polovině 20. století. Od té doby prošel různými úpravami a změnami, zejména s rozvojem monitorovací technologie. Jedná se o index, který má vyjadřovat míru lidského vlivu v krajině. Jeho hlavní myšlenka je založená na ohodnocení jednotlivých ekosystémů v ohledu na míru lidského ovlivnění, nebo rozdílnost od přírodního stavu. Komplementárním měřítkem k hemerobii je index přírodnosti (natural likeness). Jeho určování je založeno na stejných předpokladech jako hemerobie. V průběhu vývoje takového hodnocení ovlivněnosti se ustálila devítibodová stupnice postupující od “ahemerobního” (přírodního) po “metahemerobní” (umělý) biotop (Colak et al. 2003). Avšak je možné se v literatuře setkat i s jiným rozdělením, neboť různí autoři používají různé škály hemerobie (Hill et al. 2002). Trochu zranitelný bod celého konceptu by mohlo být přiřazování hodnot jednotlivým ekosystémům, které se možná zdá nedostatečně exaktní. Myslím, že celkem funkční řešení nabízí Grabherr et al. (1998), když navrhuje vytvořit hodnotu hemerobie ekosystému na základě 11 dílčích faktorů (více méně měřitelných). Například množství mrtvého dřeva v lese, přírodnost druhového složení, zastoupení invazních druhů, intenzita antropogenních disturbancí, a podobné.

V současnosti se objevují také přístupy k hodnocení krajiny využívající moderních metod krajinného mapování a snímkování — letecké a družicové snímky zpracováváné pomocí geografického informačního systému (GIS). I z takovýchto dat lze určit jakousi upravenou podobu hemerobie na základě pokryvnosti jednotlivých patchů s různými krajinnými využitími (Steinhardt et al. 1999). Obecně se index spočítá podle vzorce:

$$M = 100 \cdot \sum_{h=1}^m \frac{f_m}{m} h$$

m : počet kategorií hemerobie

f_m : poměr zastoupení kategorie m

h : faktor hemerobie (roste od 1 do m)

Hodnoty indexu hemerobie mohou dosahovat hodnot od $1/m$ (pro člověkem nedotčené části krajiny) do 100 (tzv. metahemerobní — lidmi zcela přetvořené části).

Velkou výhodou tohoto měřítka je jeho snadná interpretovatelnost. Jeho potenciální nevýhodou je naopak nedostatečná nezávislost, protože stupnice je založena na individuálním posudku jednotlivých částí krajiny, která má někdy spíše charakteristiku gradientu a ne vždy je ostře vymezenou mozaikou. Měření hemerobie tedy klade vcelku vysoké nároky na odbornost toho, kdo jej provádí (Steinhardt et al. 1999; Hill et al. 2002). Možná důležitějším problémem je poněkud diskutabilní možnost vytvoření lineární stupnice lidského vlivu. Člověk svými zásahy způsobuje jak extrémní obohacení půdy o živiny (např. zemědělskou činností), tak vznik živinově dosti chudých substrátů jako odpad z lomů či důlní výsypky. Tento problém by mohl být zčásti vyřešen složením hodnocení krajiny z mnoha různých faktorů (viz Grabherr et al. 1998), tyto nabízí větší linearitu stupnice, avšak možná za cenu ztráty věrnosti k míře lidského vlivu protože se hodnotí i podle odpovědí krajiny, které mohou být vyvolány i jinak.

2.3. Další pomocné krajinné indexy

Kromě hemerobie bylo v literatuře navrženo ještě množství pomocných měřítek, které autoři využívají k určování míry nějaké vlastnosti krajiny. Jako příklad můžu uvést indexy urbanity, ruderality (Hill et al. 2002), *forest index* a *fallow index* (Tatoni & Roche 1994) jako míry lesnatosti a vlivu zemědělství (*fallow* = úhor). Nicméně zdá se že žádné z těchto měřítek se příliš neuchytilo a není nijak rozšířeně používané. Je možné, že tu nastává podobný problém jako

u hemerobie, vliv těchto faktorů není lineární, takže nevyjadřují žádný jasný vztah ke složení vegetace, a proto se tolik nepoužívají. Také to může být zapříčiněno jednoduchostí výpočtů — většinou se počítá poměr zastoupení daného vlivu v měřené ploše. Na tom, zdá se, není nic tak objektivního, aby si v případě potřeby nemohl jiný autor zavést vlastní podobný index.

3. Antropogenní vlivy v krajině

3.1. Vstupy živin

Složení rostlinné části ekosystémů je nepochybně z velké části ovlivněno živinami v půdě. Před začátkem intenzivního vlivu člověka se na Zemi vyskytovaly různě živinově bohaté půdy a jejich bohatost se vyvíjela pozvolna podle vegetace, která živiny využívala a zase je po odumření vracela zpět. To se však na některých místech značně změnilo s lidským využíváním.

3.1.1. Zemědělské využití

K určité změně přirozených koloběhů živin došlo, když lidé začali pěstovat plodiny pro svoji obživu a každý rok úrodu sklidili a odnesli biomasu z pole a tím v podstatě ochudili půdu o živiny. Jenže je zřejmé, že to takto nejde donekonečna, a tak lidé buď obsazovali jiné pozemky a ty staré opouštěli, nebo se rozhodli doplnit chybějící látky hnojením (Sádlo et al. 2005).

Při dnešním intenzifikovaném zemědělství má hnojení a fertilizace nemalý vliv a velice razantně půdu mění. Na dlouhodobý efekt zemědělského využití půdy a na dobu, po kterou jeho vliv přetrvává, se zaměřuje v současnosti větší množství studií (Koerner et al. 1997; Flinn & Vellend 2005; Dambrine et al. 2007; Kopecký & Vojta 2009; Svenning et al. 2009). Často se ukazuje, že jak půdy, tak vegetace nesou známky ovlivnění zemědělským využitím. V půdním složení jsou nejmarkantnější změny v obsahu fosforu, který může dosáhnout na intenzivně obhospodařovaných půdách až sedminásobku původních hodnot. Dále v poměru uhlíku a dusíku (C/N ratio), který je v tomto případě spíše nižší, což svědčí o větším relativním zastoupení dusíku v půdě (Koerner et al. 1997;

Kopecký & Vojta 2009). Zde hraje neméně významnou roli i pastva. Kvůli zemědělskému využití se může měnit i pH půd z kyselého na úrodnější zásadité, což může omezit rozšíření některých acidofilních druhů při opětovném zalesnění (Peterken & Game 1984). Obecně se tedy se změnou půdních charakteristik obvykle mění i druhové složení nového lesa. To může vést ke zvýšení druhové bohatosti, jak prokázala studie z francouzských hor (Koerner et al. 1997). Efekt antropogenního přísunu živin zde má pozitivní vliv na druhovou bohatost zřejmě kvůli původně chudým písčítým půdám. Naopak jiné práce na úrodnějších půdách s vyšším pH směřují spíše k názoru, že dochází pouze ke změnám v druhovém složení, ale celková diverzita se příliš nemění (Peterken & Game 1984). Tento trend souvisí s nahrazením lesních druhů jinými druhy z přilehlých biotopů nebo těmi, co zde rostly před zalesněním, které lépe využívají změněné prostředí (Svenning et al. 2009). Zde určitě hraje roli i schopnost šíření lesních druhů, k tomu dále viz kapitola o fragmentaci. Porovnání živinově chudých písčítých půd a bohatších půd ve vztahu ke kolonizaci lesními druhy a regeneraci lesa zkoumal Graae (2000) na dánském pobřeží. Les Himmerland s kyselými písčítými půdami a celkově nižší diverzitou má po obnovení holých ploch druhovou bohatost podobnou původnímu stavu. Druhý lesní komplex Hornsherred s bohatšími půdami a intenzivním využíváním dosahuje v obnovených lesích menší diverzity než v původních centrech. Výrazný rozdíl v efektu zemědělství na kvalitu půdy byl objeven ve studii Karlíka a Poscholda (2009), kde kvůli špatné dostupnosti nebyla horská políčka téměř vůbec hnojena. Takže půda nově vzniklých luk obsahovala méně živin (hlavně fosforu a draslíku) než u luk původních. Navíc byla na bývalých polích mělká půda. I přesto nově vzniklé vápnomilné louky dosáhly druhové bohatosti původních stanovišť, ale druhové složení bylo poněkud rozdílné.

3.1.2. Zbytky osídlení

Zemědělství není jediný způsob jakým člověk v minulosti ovlivnil tvář dnešní krajiny. Po lidských sídlech zůstávají v půdě živiny ze zbytků zdiva, potravy, ohně a dalších výdobytků civilizace (Koerner et al. 1997; Dupouey et al.

2002; Vojta 2007). Je zřejmé že tyto změny jsou dlouhodobé, možná dokonce trvalé. Jak ukazuje studie bývalého římského osídlení ve Francii, gradient nitrofilních a basifilních rostlin je stále velmi dobře patrný v okolí minulých sídel. Dlouhodobé ovlivnění pravděpodobně vyplývá i z v minulosti užívaných zemědělských praktik jako hnojení zvířecím hnojem nebo vápnění kyselých půd. Jako dlouhodobý zdroj vápníku slouží také zdivo, které se postupně rozpadá a udržuje tak méně kyselou půdu (Dambrine et al. 2007). V ostatních ohledech se efekt na kyselé půdy neliší od vlivu na bazické půdy, kde se také setkáváme s živinovým obohacením a větší vlhkostí půdy na území zaniklých vesnic, což je indikováno příslušnou flórou (Vojta 2007). Zajímavé je srovnání s výsledky dánského výzkumu, kde zahrnuli do studie lesa také místa v blízkosti pohřebišť z doby bronzové. I zde by se dal očekávat podobný dopad na lesní ekosystém, ale autoři nezjistili žádné signifikantní ovlivnění vlastností půdy či vegetace. (Svenning et al. 2009) Možné interpretace jsou: silnější efekt pozdějších disturbancí, které na lokalitě proběhly, nedostatečná intenzita živinového vstupu do krajiny, nebo příliš dlouhý čas od původního ovlivnění.

3.1.3. Blízkost současných sídel

Podobný efekt, jako v místech zaniklých vesnic poté, co zarostly vegetací, můžeme vidět i v okolí dnešních měst. Současný životní styl má za následek produkci velkého množství odpadu všeho druhu. Především organické zbytky, popel a stavební odpad, které přibývají s intenzitou osídlení, výrazně ovlivňují strukturu a chemické složení půd (Schleuß et al. 1998). Obecná tendence směřuje k většímu množství humusu a organické hmoty v půdě a často se také vyskytuje tzv. černý uhlík, který vzniká redukcí organických látek. Kvůli stavebním zbytkům může docházet k obohacování půd o vápník, což pozitivně ovlivňuje jejich pH. (Schleuß et al. 1998) Je však důležité si uvědomit, že antropogenní vlivy v okolí sídel mohou mít různé podoby a intenzitu, tudíž ovlivnění přilehlých ploch je spíše heterogenní. (Godefroid et al. 2007) Když vezmeme v úvahu také význam měst jako dopravních uzlů a míst, kde bývají často vysazovány cizokrajné druhy, dostáváme se k pohledu na sídla jako zdroje

heterogenity a diverzity v jinak relativně homogenní zemědělské krajině (Wania et al. 2006). Čínská studie zaměřená na srovnání diverzity flóry měst a vesnic zjistila, že vesnice mají větší diverzitu původních druhů a města větší celkovou diverzitu, ale tvořenou převážně cizími druhy, tzv. neofyty. (Wang et al. 2009) Myslím, že výsledky této studie lze zobecnit na celkové působení intenzity lidského osídlení.

3.2. Disturbance

V současné době se předpokládá, že disturbance napomáhají druhové bohatosti přírody. Vytváření dynamiky v krajině umožňuje zapojení druhů různých sukcesních stadií. (Begon et al. 2006) Jedná se však o radikální zásah do života společenstva, který může některé jedince nebo i populace výrazně poškodit. Disturbance se liší svým rozsahem, trváním a intenzitou a obvykle přináší dočasnou nebo trvalou změnu některého z působících faktorů prostředí. Jednou z nejčastějších příčin disturbování dnešní krajiny je člověk.

3.2.1. Poškození vegetace sešlapáváním (trampling)

V posledních několika dekádách došlo k nebývalému rozvoji turistiky a rekreačního využití přírody. Při pohybu lidí dochází k sešlapování a jinému mechanickému poškození vegetace (tzv. trampling). Tento jev provází především různé druhy cest a pěšin. Je intenzivnější v lokalitách bližších k centrům osídlení nebo jiným místům lidského zájmu. Bylo prokázáno, že pokryvnost vegetace na pěšinách a cestách se snižuje s přibývajícím množstvím obyvatel v okolí (Fritze & Malmivaara-Lamsa 2003). K hlavním efektům trampingu patří celkové prosvětlení vlivem odstranění současného vegetačního krytu, zvýšení kompakce půdy (méně vzduchu v půdě), změna pH v okolí cest a v neposlední řadě zavlečení nepůvodních druhů, které často obsazují uvolněná stanoviště. Přímý vliv trampingu na vegetaci cest a blízkého okolí byl prokázán v mnoha studiích (Malmivaara et al. 2002; Godefroid & Koedam 2003; Roovers et al. 2004; Hamberg et al. 2008 a další).

Intenzita jeho vlivu na lesní vegetaci je podle studie z okolí finského města Helsinky (Hamberg et al. 2008) ovlivněna typem lesa. V boreálním lese Myrtillového typu (sensu Cajander 1927) na kyselých podzolových půdách zjistili výrazně menší vliv tramplingu na pokryvnost a množství biomasy vegetace než jiné studie v lesích listnatých na značně zásaditějších půdách. (Roovers et al. 2004). Toto autor vysvětluje kromě půdního typu, také přítomností odolných keříčkovitých forem vegetace (především borůvka a brusinka). Na půdách se zásaditějším pH byla v Belgii studována rychlost regenerace vegetace po uzavření turistických cest (Roovers et al. 2005). Zjistilo se, že vegetace živinově bohatých sekundárních listnatých lesů se už po 6 letech vrátila do stavu blízkého původnímu. Ve studii byla zjištěna zvýšená diverzita na bývalých cestách vlivem tramplingu. Pravděpodobně došlo ke koincidenci původních druhů s druhy, které invadovaly disturbovaný biotop. Nejúspěšnější v kolonizaci byly různé trávy, druhy s trvalou semennou bankou a druhy schopné vegetativního rozmnožování rostoucí v okolí. Příklad klimaxového lučního a mokřadního společenstva v norském národním parku Sølendet ukazuje, že vlhčí stanoviště jsou náchylnější k poškození tramplinem a že ani za 15 let se plně neobnoví celá druhová bohatost (Arnesen 1999). Na chudších půdách s kyselejším pH se podle výsledků studie Törnové a jejích spolupracovníků (2006) na severofinském rašeliništi vegetace obnovuje velmi rychle. Po krátkodobém vystavení tramplingu stačilo cca 5 let k revegetaci poškozených ploch.

3.2.2. Lesní cesty a doprava

V některých ohledech podobný typ disturbance jako sešlapávání je poškození vozidly a vliv cest obecně. Dnešní lesy jsou protkány hustou sítí lesnické infrastruktury sloužící k hospodářským a těžebním účelům (Buckley et al. 2003). Tyto komunikace způsobují, podobně jako pěšiny od turistů, stlačení půdy (kompakci), a tudíž snížení porozity půdy, což má za následek horší dostupnost vzduchu a vody pro kořenové části rostlin (Makineci et al. 2007). Podle výzkumu Godefroidové a Koedama (2004) má význam i materiál, ze kterého je povrch cesty, a jeho složení může výrazně ovlivnit chemické vlastnosti

půdy, dostupnost živin i podobu výsledné flóry v okolí. Obzvláště škodlivé jsou asfaltové a dolomitové materiály, které mění půdní složení, a tudíž vytváří příhodné prostředí pro invazivní druhy, které se sem díky cestám snadno rozšíří (viz také Buckley et al. 2003). V případě cesty, která není zpevněná, dochází, na rozdíl od postupně vyšlapávaných pěšin, ke vzniku hlubokých “kolejí” od těžké lesní techniky, ve kterých se může držet voda, což způsobuje zvýšený výskyt vlhkomilných a mokřadních druhů. (Buckley et al. 2003). Cesty všech typů s sebou obvykle přinášejí prosvětlení lesa, čímž opět tvoří podmínky spíše pro nelesní druhy. Obecně lze tedy říct, že lesní cesty pomáhají vytvářet jakési mikrohabitaty v rámci velkého ekosystému, které jsou osidlovány novými a cizími druhy, nicméně je diskutabilní, jestli tento typ diverzity je to, co v lesích chceme. Navíc je prokázáno, že cesty mají na místní druhy a diverzitu spíše škodlivý dopad způsobený opakovaným disturbováním a vytvářením okrajového efektu uvnitř lesa (Buckley et al. 2003).

3.2.3. Vojenské využití

Ve dvacátém století vznikaly na území evropských států, ale i v Severní Americe, části krajiny určené pro cvičení armád jednotlivých států. Tyto vojenské oblasti, obvykle uzavřené přístupu civilních obyvatel, bývají více či méně intenzivně vojensky disturbovány. Právě takové prostory se vyskytují i na území Dokeska, kde bude prováděna diplomová práce. Půda a vegetace je zde vystavena mnoha poškozením: průjezdy pásových i kolových vozidel, sešlapáváním při cvičení pěších jednotek a výbuchy explozivní munice (Leis et al. 2005). I přes tato poškození se ukazuje, že drsný vojenský management může velmi prospívat diverzitě. Podle studie Warrena et al. (2007) mají dokonce vojenské cvičné prostory Hohenfels a Grafenwohr v německém Bavorsku větší diverzitu než srovnatelné národní parky v okolí. Zdá se, že pravidelná disturbance umožňuje existenci dynamického systému, kde se uplatní druhy různých sukcesních stadií a druhy na disturbanci závislé (Warren et al. 2007). A zřejmě nejpříznivější je, když vznikne mozaikovitá krajina s různými stádii sukcese a disturbance (Leis et al. 2005). Warren (2007) navrhuje *hypotézu heterogenních disturbancí*, podle níž je

pro diverzitu ekosystému nejprospěšnější variabilita disturbancí v typu, rozsahu, čase a trvání.

Vezmeme-li v úvahu vliv půdních typů, zdá se, že méně zásadité půdy jsou odolnější vůči krátkodobým vojenským disturbancím a také se rychleji zregenerují (Leis et al. 2005; Jentsch et al. 2009). Efekt nárůstu biodiverzity při malých a středních disturbancích je patrnější na celkově bohatších loukách se zásaditým podložím (Leis et al. 2005).

Někdy je zvýšená diverzita tvořena ruderalními či invazními druhy, které se uchytí v “rozoraných” stopách pásových vozidel. Toto obohacení diverzity způsobem, který směřuje k homogenizaci z hlediska beta-diverzity a k hrozbě konkurenčního vytěsnění specialistů kalcifilních luk, bývá obecně považováno spíše za nepříznivé. (Hirst et al. 2000). U kyselých biotopů se zdá, že je diverzita udržována hlavně nízkou dostupností živin. Konkurenčně slabším acidofilním druhům hrozí zánik v případě zvýšení obsahu dusíku např. atmosférickým spadem nebo jinými antropogenními vlivy (Hirst et al. 2000). Těžká disturbance vojenskými vozidly zřejmě ochuzuje půdu o živiny nebo zhoršuje jejich dostupnost pro celý ekosystém, jak bylo pozorováno na snížené intenzitě půdní fauny. Americká studie zaměřená na diverzitu půdních nematodů využívala této mikrofauny a jejich ekologických preferencí jako vhodného indikátoru půdního “zdraví” při studiu disturbovaného vojenského cvičiště (Althoff et al. 2007).

3.3. Změny reliéfu

Při aktivním využívání krajiny a jejich zdrojů dochází často ke změnám reliéfu. Ať už se jedná o změny menšího rozsahu jako terasy pro políčka nebo kamenné valy na jejich okrajích či větší změny vzniklé povrchovou těžbou nebo lomy. Do významných terénních změn jsem se rozhodl zahrnout také městské úpravy a to převážně dláždění.

3.3.1. Lomy a výsyvky

Lomy a důlní výsyvky jsou vlastně dvě kategorie disturbancí, ale lze je, s drobnými odchylkami, sloučit do jedné. Jejich hlavním výstupem je množství živinově chudého a často velmi hrubě zrnitého materiálu (Martinez-Ruiz et al.

2007). U důlních výsypek se často jedná také o kontaminaci různými toxickými látkami z těžby, ale těmi se tu nebudu blíže zabývat. Na místě lomu nebo povrchového dolu po opuštění dochází k primární sukcesi, a tudíž tu hraje poměrně velkou roli v budoucí druhové skladbě také okolní vegetace. Na příkladu čedičových lomů v Českém středohoří to zkoumali Novák a Prach (2003). Další významný faktor ovlivňující druhové složení takové vegetace v lomech je množství, vlhkost a hrubost substrátu — hraje možná dokonce větší roli než obsah živin, protože ten je na čerstvě odhalených horninách obvykle dost homogenní (Yuan et al. 2006). Substrát se vcelku očekávatelně hromadí spíše na dně lomu a i flóra skalnatých stěn lomů je závislá na množství štěrbin a jiných míst s příležitostí vzniku půdy a uchycení semenáčků (Yuan et al. 2006).

Co se týká revegetačních praktik ve vytěžených dolech, používá se hlavně zavážení vrstvami zeminy z přilehlých lokalit (nejvíce na důlních výsypkách, kde hrozí toxicita) a obohacování chudých substrátů výsypek hnojivem. Obojí je často spojeno s výsevem, což ovšem nebrání kombinaci s přirozenou sukcesí. Studie na opuštěném dole v americkém Wyomingu prokázala, že největší rostlinná diverzita je při navážce 200 mm, nebo úplně bez navážky. Po 24 letech studie na hlubších půdách (400 a 600 mm) zcela převládly chladnomilné trvalky bránící dalšímu rozvoji diverzity. I jiné studie potvrdily, že po 20 až 30 letech od opuštění dojde k vytvoření kompaktního lesního vegetačního krytu a některá místa se mohou navrátit do původního vegetačního složení v závislosti na míře narušení a okolní vegetaci (Prach & Pyšek 2001; Novák & Prach 2003).

3.3.2. Dláždění

Tento typ terénních úprav se pojí převážně s lidským osídlením, nejvíce městy. Kvůli lepší přístupnosti pro člověka se používá městská dlažba, kamenitá navážka, beton nebo asfalt. Použití různých materiálů má různý vliv na vegetaci. Obecně dochází spíše ke snížení diverzity. Studie Bruselských příměstských ploch prokázala efekt betonování na snížení rostlinné diverzity a naopak zvýšení počtu Neofytních druhů (Godefroid et al. 2007). Ale vliv zbytků betonu a zdiva obecně

může pozitivně měnit pH půdy a tím způsobovat rozšíření ruderálních druhů, což zvyšuje alfa-diverzitu na úkor beta-diverzity. Dláždění jako typ terénní úpravy vytváří podobné prostředí na různých místech a má tedy tendenci přispívat k celkové homogenizaci flóry (McKinney 2006). Takto vzniklé biotopy, pokud jsou vůbec rostlinami kolonizovatelné — tj. kamenité navážky a méně kompaktní dláždění, jsou obvykle chudé na živiny, nedostatečně vlhké ale dobře provzdušněné. Bývá zmiňována podobnost vlastností takovýchto substrátů s pískem (Godefroid et al. 2007).

3.3.3. Terénní úpravy vázané na pole

V souvislosti s pěstováním plodin a zemědělstvím se vyskytují dva hlavní typy terénních úprav. V horských oblastech a v mediteránu je velmi časté terasovité uspořádání políček. Polní terásy byly stavěny i za římských dob a jsou typickou součástí osídlení z té doby (Dupouey et al. 2002). Ale zdá se, že takováto políčka se svým druhovým složením příliš neliší od ostatních. V jedné studii v Libanonu byla zjištěna mírně větší diverzita na terasách, ale zřejmě se jedná jen o nevýraznou odchylku. (Talhok et al. 2005) Zajímavé je, že strmé stěny teras a útesů poskytují kvůli své špatné přístupnosti částečné refugium pro druhy jinak vytěsněné lidským vlivem (Talhok et al. 2005). Druhou terénní úpravou doprovázející zemědělství jsou kamenné valy na okraji polí. Ty byly buď vytvořeny spontánně odstraňováním kamenů z polí, nebo postaveny účelově, kvůli oddělení pozemků s různým typem využití (Koerner et al. 1997). Zdá se, že zatím tento faktor nebyl nijak výrazně prozkoumán a pravděpodobně byl zahrnut do obecného okrajového efektu polních ekosystémů.

3.4. Odstranění biomasy

3.4.1. Těžba a lesní management

V dnešní krajině je většina biotopů podrobena managementu různé intenzity. U lesních porostů se jedná o selektivní, nebo neselektivní (úplné) kácení za účelem těžby dřeva. K biodiverzitě společenstva je zřejmě šetrnější

výběrová těžba, která do jisté míry simuluje přírodní procesy tvorby gapů (mezer), a tudíž přirozenou dynamiku lesního porostu (Økland et al. 2003). Naopak kácení celého porostu vnáší do složení bylinného patra lesa zajímavé prvky raných sukcesních stádií. Vývoj takového složeného společenstva s prvky různých fází vývoje porostu prochází podle Øklanda et al. (2003) dvěma krizovými obdobími (tzv. bottle-neck fáze). První je v období těsně po těžbě, kdy vznikne paseka, na níž se stínomilné lesní druhy rázem octnou. Podmínky jsou pro ně extrémní zejména díky nedostatku vlhkosti ve svrchních vrstvách půdy, kam už není aktivně transportována voda kořeny stromů. Půda pasek je navíc výrazně bohatší na fosfor než lesní půda (nejspíš vlivem zbytků po těžbě), což přináší skvělou možnost kolonizace pro světlomilné druhy s dlouhodobou semennou bankou. Tento úbytek lesních druhů bude výrazný zejména na jižních svazích kvůli vyšší intenzitě dopadajícího záření. Světlomilné druhy a jím podobná vegetace postupně zarůstajících pasek mohou snadno narazit při druhé bottle-neck fázi, která nastává při vytvoření kompletního zápoje stromového patra. Tehdy jsou zase kompetičně zvýhodněny lesní stínomilné druhy. Lze tedy předpokládat, že pro rostlinnou diverzitu je nejlepší ekosystém s častými disturbancemi různých velikostí a typů, což odpovídá již zmiňované *hypotéze heterogenních disturbancí* (Warren et al. 2007).

Pěstované těžební lesy mají obvykle jinou strukturu než méně udržované lesy. Je prokázáno, že lesy podrobené 60 — 70 let těžebnímu managementu mají hustší stromové patro než lesy neudržované (Økland et al. 2003). V České republice je častým jevem vysazování smrkových či borových lesních monokultur pro účely těžby (dobrým příkladem je i dokesko, kde hraje vliv i kvalita půdy, která neumožňuje růst bohatších lesů). Podle Möldera et al. (2008) může druhová bohatost stromového patra ovlivňovat bohatost bylin. Jedním z mechanismů ovlivnění by mohla být změna pH humusu pomocí opadu. Je ovšem zajímavým faktem, který ve svém review zdůraznili Stephens a Wagner (2007), že biodiverzita těžebních monokultur je sice nízká ve srovnání s přírodními lesy, ale pokud srovnáváme s adekvátním land-use, jako např. jiná člověkem využívaná krajina, jsou monokulturní lesy přece jen druhově bohatší.

3.4.2. Sečení a pastva luk

O tomto tématu by se dalo psát velice rozsáhle a nejspíš by z něj mohla vzniknout celá bakalářská práce. Já ho jen velmi stručně zmíním. Obecně lze říct, že louky na našem území jsou příkladem udržování ranějšího sukcesního stádia ekosystému, který by jinak ve většině případů směřoval ke stromovému porostu. Výjimkou jsou místa přirozeně bezlesá, obvykle kvůli klimatickým nebo vlhkostním podmínkám (hory, mokřady a další). V dnešní kulturní krajině lze určitě považovat za antropogenní vliv takovéto udržování luk sečením nebo pastvou (Sádlo et al. 2005). Přibližně do poloviny minulého století byl tento management zcela přirozený a na mnoha místech v krajině provozovaný místními lidmi, kteří potřebovali pastviny nebo seno. S intenzifikací a prudce vzrůstající efektivitou zemědělské výroby bylo od těchto tradičních způsobů upouštěno a louky zůstaly neudržované (Arnesen 1999; Krahulec et al. 2001; Lanta et al. 2009 a další). Z tří možných managementů travnatých ploch se ukázala být pro druhovou diverzitu zřejmě nejprospěšnější pastva ve srovnání s kosením jedenkrát za rok nebo s úplným opuštěním (Krahulec et al. 2001). Ačkoliv je efekt pastvy poměrně diskutovaný, zdá se, že většina autorů se kloní k jejímu vlivu na zvyšování diverzity. Tento názor převažuje nezávisle na typu půdy, na kterém byla studie prováděna — na druhově bohatých i chudých loukách (Dupre & Diekmann 2001). Studie ze švédských pobřežních luk dále upozorňuje na prospěšnost pastvy jen do určité intenzity. Pokud je louka vystavena příliš intenzivnímu pastevnímu využití dochází spíše ke snížení počtu druhů (Dupre & Diekmann 2001). Toto pozorování se neshoduje s teorií heterogenních disturbancí (Warren et al. 2007), ale spíše ukazuje na původnější teorii mírných disturbancí — *intermediate disturbance hypothesis* (Connell 1979).

Zajímavé je uvažovat nad selektivními vlastnostmi pastvy a kosení. V tom totiž spočívá zásadní rozdíl těchto dvou managementů, zatímco sečení je značně méně selektivní (možná až na selekci výškou ve které se porost seče), pastva je vyloženě výběrová konzumace těch druhů, které herbivorovi kladou nejmenší odpor, přináší nejlepší užitek nebo prostě těch, kterých si spíš všimne

(Dupre & Diekmann 2001; Lanta et al. 2009). Tato vlastnost pastvy jasně selektuje rostliny s přízemní listovou růžicí jako *Plantago major* nebo *Hieracium pilosella* nebo plazivé druhy *Trifolium repens*, *Ajuga reptans* a různé jiné taxony se speciálním uzpůsobením. Dalším průvodním jevem pastvy je vznik mezer po vytržených drnech nebo vydupaných kopyty, které jsou příležitostí pro rychle kolonizující druhy nebo druhy s dlouhodobou semennou bankou. Na pasených loukách byla také pozorována zvýšená pokrývnost trav, které byly kompetičně silnější, a to zřejmě díky odolnosti vůči mechanickému poškození, dobré regenerační schopnosti a efektivnímu šíření větrem (Krahulec et al. 2001).

Další trend spojovaný u lučních rostlin s pastvou je zvětšení podzemní biomasy. U pasených luk bylo pozorováno zvýšení podzemní biomasy rostlin se zvyšující se druhovou diverzitou, zatímco množství nadzemní biomasy klesalo (Lanta et al. 2009). To může být způsobeno zvýšeným ukládáním zásobních látek do kořenů, které nejsou tak často poškozeny okusem, a nebo možná selekcí na pevné ukotvení rostliny. Velmi pravděpodobně to bude souviset také s lepším využitím půdní niky různými vzájemně se doplňujícími druhy.

3.5. Fragmentace lesů

Na plochách, které dříve byly člověkem udržované a využívané ať už jako louka, pole nebo část sídla, začne většinou po opuštění růst les. Takový les vytvoří zcela odlišné podmínky pro byliny, což nutně vede ke kompletní obměně vegetace. Ta se obměňuje buď ze semenné banky, pokud v ní jsou diaspory nějakých druhů schopných profitovat z nastalých podmínek, nebo kolonizací z nejbližších lesů. Pokud tento les není hned vedle dojde k rozdělení na menší lesní plochy, mluvíme o fragmentaci lesa jako překážce pro špatně se šířící lesní druhy. K fragmentaci může docházet také později rozdělováním velkého lesa na menší fragmenty.

3.5.1. Migrační omezení

V literatuře bývá situace nově vznikající části lesa připodobňována ke známé teorii ostrovní biogeografie MacArthura a Wilsona. Původní primární les

zastupuje roli zdrojové populace a nově vzniklé sekundární lesy jsou menší nebo větší lesnaté ostrovy v kulturní krajině (Peterken & Game 1984). Bylo zjištěno, že nově vzniklé lesy jsou vždy druhově chudší než lesy původní, ale časem se některé z nich (ty kde nebyly výrazně nepříznivě ovlivněny některé důležité environmentální faktory) vrátí do původního stavu (Peterken & Game 1984; Honnay et al. 1999; Graae 2000 a další). Toto zjištění ukazuje na různě efektivní migrační schopnosti jednotlivých druhů. Mezi druhy se špatnou schopností šíření patří např. *Mercurialis perennis*, *Anemone nemorosa*, *Dentaria bulbifera* nebo *Polygonatum multiflorum* (Honnay et al. 1999; Svenning & Skov 2002). Tyto obvykle rozšiřují svá semena zoochoricky, nebo jen gravitací. Kvůli omezenému šíření se často vyskytují nepravidelně po území lesa rostoucí v různě velkých skupinkách (Jacquemyn et al. 2001; Svenning & Skov 2002). Zároveň mohou sloužit jako velmi dobré indikátory stáří sekundárního lesa, protože kolonizují až v pozdních fázích vývoje (Graae 2000; Verheyen et al. 2006). Rozšiřování lesních druhů mohou výrazně usnadnit liniové propojovací prvky v krajině — různé meze a tenké pruhy stromoví, které tak vlastně snižují vzdálenost zdrojového lesa a umožňují přežívání lesních druhů v prostředí pro ně jinak zcela nehostinném (Jacquemyn et al. 2001). Nicméně nové lesy netvoří jen nově migrující druhy, ale částečně také druhy původních stanovišť, kterým se podaří přežít ve vznikajícím lesním prostředí a druhy, které se uchovaly v semenné bance. Co do druhové bohatosti vznikajícího lesa jsou na tom lépe přírodnější ekosystémy, jako různé louky, vřesoviště, mokřady a další (Peterken & Game 1984). Fragmentace má rozdílný dopad na rostlinnou diverzitu lesů v závislosti na kvalitě půdy. Opět bych zmínil dánskou studii, ve které Graae (2000) porovnával flóru dvou lesů na různých půdách. Ukázalo se, že les na kyselější písčité půdě se daleko lépe vyrovnal s fragmentací kvůli nižšímu celkovému počtu druhů a jejich lepším disperzním schopnostem.

3.5.2. Okrajový efekt

Fragmentace se také často vyskytuje u lesních porostů v okolí větších měst, kde k ní dochází hlavně kvůli rekreačnímu využití lesů obyvateli a kvůli

permanentnímu rozrůstání města. Výrazným efektem fragmentace je vznik mnoha okrajů lesa, se kterými sousedí buď přímo lidské sídlo, nebo frekventovaná komunikace. Na okrajích panují v mnoha směrech výrazně odlišné podmínky než uvnitř lesa — vyšší světelná intenzita, rozdílné mikroklima a vyšší obsah dusíku ve vzduchu (Malmivaara et al. 2002; Godefroid & Koedam 2003). Lesní ekotony z velké části podléhají ovlivnění podmínkami v okolní krajině, což v současnosti jsou obvykle pole nebo města. Oba tyto typy využití krajiny mají tendenci, kvůli nedostatečné evapotranspiraci, způsobovat ohřívání povrchu a ztrátu půdní vlhkosti (Foley et al. 2003). Okraje tedy mohou mít ve středoevropském prostředí až o 1,5°C vyšší teplotu půdy než centrální části lesa (Godefroid & Koedam 2003). Tyto změny nutně přitahují jiné druhy, než byly v lese původní, obvykle teplomilné a světlomilné druhy, mezi něž patří také invazní rostliny pocházející z tropických oblastí (Godefroid & Koedam 2003). Další vliv je lidská disturbance, která je nejvýraznější v krajních 80 metrech lesa a jsou jí způsobeny nestálé podmínky zvýhodňující především druhy s R-strategií a invazivní druhy. Jejich rozšíření je umožněno otevřeností kraje lesa větru a jiným vektorům jako jsou zvířata či lidé (Godefroid & Koedam 2003). Eutrofizace spojená s lidským vlivem a s blízkostí sídel má určitě také nemalý vliv na druhy osídlující hranice porostů. Jsou to různé rychle rostoucí světlomilné trávy a byliny prosperující z velkého množství živin (Hamberg et al. 2008). Zdá se tedy, že okrajový efekt může způsobovat zvýšení druhové bohatosti lesní flóry, což vyplývá z jeho ekotonní povahy. Naneštěstí je biodiverzita zvyšována invazními a pionýrskými druhy, které bývají lidmi neoblíbené a navíc se vyskytují často na mnoha místech na světě. Dalo by se tedy říct, že dochází k nárůstu alfa-diverzity, ale k poklesu beta-diverzity.

4. Diskuze

Lidské vlivy působící na krajinu jsou různé v délce trvání, intenzitě i způsobu ovlivnění. Obecně je možné tvrdit, že více působí na druhově bohatší společenstva, protože ta jsou zranitelnější vůči necitlivým zásahům, kdežto chudší

systemy mají obvykle dobrou schopnost regenerace. Ale existují i biotopy jejichž bohatost je udržována pravidelnou disturbancí, ty se vyskytují jak v přírodě, kde jsou na ně některé druhy přímo adaptované, tak i v čistě lidským vlivem udržovaných biotopech, jako jsou vojenská cvičiště. Lze tedy říct, že ne všechny zásahy považované za nešetrné jsou přírodě a diverzitě škodlivé. Některé se dokonce dnes po zániku vojenských prostorů obtížně snažíme napodobit různými managementy.

Tady také stojí za zmínku v práci diskutované hypotézy *heterogenní disturbance* a *střední disturbance*. Zdá se, že některé systémy se mají tendenci chovat více podle jedné, jiné spíše podle druhé. Německý autor Kowarik (1995) ve své práci o invazních rostlinách uvádí, že extrémní disturbance mají tendenci zvyšovat zastoupení neofytů na úkor archeofytů, to ovšem záleží také na dostupnosti propagulí těchto rostlin v okolí.

Pro účely vědy a determinace vývoje krajiny v závislosti na poškození biotopu je velmi výhodné používat jednoduchou lineární stupnici ovlivněnosti člověkem. O něco takového se pokouší hemerobie. Zde je však na místě položit si otázku, jestli je možné zjednodušit celé spektrum interakcí mezi člověkem a krajinou na jednoduchou lineární stupnici. Neztratila se za účelovým uzpůsobením celého konceptu pravdivost krajinného popisu? Z mojí současné práce vyplývá, že velká část různých lidských vlivů vyúsťuje ve vzájemně podobné změny v chemismu půd a složení vegetace. Obvykle se jedná o různé typy eutrofizace a častou proměnlivost prostředí, které vedou ke zvýhodnění rychle reagujících ruderalních druhů využívajících živiny velmi nešetrně. Nicméně existují i různá lidská ovlivnění projevující se zcela jinak (např. extrémní stresové podmínky způsobené zasolením okolí silnic nebo odpadem z dolů, či zvyšování teploty vlivem odlesnění a nahrazení vegetace betonem měst a další). Myslím si, že pokud má být nadále používána tato míra lidského ovlivnění, je třeba to činit s vědomím výhod a nevýhod konceptu hemerobie a vědomě se vyvarovat případných slabín. Pro přetvoření škály hemerobie by bylo vhodné rozdělit jednotlivé vlivy podle typů a vytvořit tak několik menších škál. Je možné, že by se

tím ztratila praktičnost a použitelnost celého takového systému hodnocení, nicméně snad by přinesla jeho lepší výstižnost a linearitu.

5. Závěr

Na závěr bych rád shrnul několik hlavních myšlenek celé práce. Především je důležité vždy uvažovat lidský vliv u téměř jakékoliv zkoumané plochy, protože je silně nepravděpodobné, že by do dnešní doby zůstal nějaký biotop zcela nedotčený (platí hlavně pro Evropu, ale pokud uvažujeme i velmi malé ovlivnění například znečištěním ovzduší či vody, lze to zobecnit v podstatě na celou Zemi). Některá ovlivnění člověkem mohou působit na prostředí i několik tisíc let po skončení přímého vlivu. Jednotlivé lidské zásahy mohou způsobit vychýlení rovnováhy ekosystému různými směry a s různou intenzitou.

Existující stupnice lidského ovlivnění hemerobie je jistě v praxi velmi užitečná pro určení managementu různých ploch, je však třeba při jejím používání mít na vědomí i její slabá místa.

V diplomové práci bych se chtěl dále věnovat lidským vlivům, a to právě na příkladu dokeské krajiny, která je specifická svými chudými písčitými půdami a přesto poměrně vysokou biodiverzitou. Budu se zaměřovat převážně na různé typy vojenských disturbancí v rámci bývalého vojenského újezdu Ralsko. Rád bych srovnal složení vegetace, diverzitu a dominantní druhy stanovišť s různou intenzitou disturbancí. K zjištění těchto vlivů se pokusím využít leteckých snímků z druhé poloviny 20. století, kdy byl vojenský újezd nejaktivněji využíván sovětskou armádou.

Poděkování

Nakonec bych chtěl poděkovat všem, kdo mi byli nějak nápomocni při psaní této práce. Především školiteli Jaroslavu Vojtovi za cenné připomínky, konzultantovi Jiřímu Sádlovi, Janě Růžičkové za opravu pravopisu a v neposlední řadě přítelkyni a rodině za pochopení a trpělivost. Děkuji.

Citovaná literatura

- Althoff, D. P., Althoff, P. S., Lambrecht, N. D., Gipson, P. S., Pontius, J. S. a Woodford, P. B. (2007), "**Soil properties and perceived disturbance of grasslands subjected to mechanized military training: Evaluation of an index.**" *Land Degradation & Development* 18(3): 269-288.
- Arnesen, T. (1999), "**Vegetation dynamics following trampling in rich fen at Solendet, Central Norway; a 15 year study of recovery.**" *Nordic Journal of Botany* 19(3): 313-327.
- Begon, M., Townsend, C. R. a Harper, J. L. (2006), **ECOLOGY, From Individuals to Ecosystems**, Oxford, Blackwell Publishing.
- Buckley, D. S., Crow, T. R., Nauertz, E. A. a Schulz, K. E. (2003), "**Influence of skid trails and haul roads on understory plant richness and composition in managed forest landscapes in Upper Michigan, USA.**" *Forest Ecology and Management* 175(1-3): 509-520.
- Cajander, A. K. (1927), **Pojem a význam lesních typů**, Praha, Ministerstvo zemědělství ČSR.
- Colak, A. H., Rotherham, I. D. a Calikoglu, M. (2003), "**Combining 'naturalness concepts' with close-to-nature silviculture.**" *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122(6): 421-431.
- Connell, J. H. (1979), "**Intermediate-disturbance hypothesis**" *Science* 204(4399): 1345-1345.
- Dambrine, E., Dupouey, J. L., Laut, L., Humbert, L., Thinon, M., Beaufigli, T. a Richard, H. (2007), "**Present forest biodiversity patterns in France related to former Roman agriculture.**" *Ecology* 88(6): 1430-1439.
- Dupouey, J. L., Dambrine, E., Laffite, J. D. a Moares, C. (2002), "**Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity.**" *Ecology* 83(11): 2978-2984.
- Dupre, C. a Diekmann, M. (2001), "**Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden.**" *Ecography* 24(3): 275-286.
- Flinn, K. M. a Vellend, M. (2005), "**Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes.**" *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(5): 243-250.
- Foley, J. A., Costa, M. H., Delire, C., Ramankutty, N. a Snyder, P. (2003), "**Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate.**" *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(1): 38-44.
- Fritze, H. a Malmivaara-Lamsa, M. (2003), "**Effects of wear and above ground forest site type characteristics on the soil microbial community structure in an urban setting.**" *Plant and Soil*: 1-17.

- Godefroid, S. a Koedam, N. (2003), "**Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city-forest ecotone.**" *Landscape and Urban Planning* 65(4): 169-185.
- Godefroid, S. a Koedam, N. (2004), "**The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction.**" *Biological Conservation* 119(3): 405-419.
- Godefroid, S., Monbaliu, D. a Koedam, N. (2007), "**The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium.**" *Landscape and Urban Planning* 80 (1-2): 45-55.
- Graae, B. J. (2000), "**The effect of landscape fragmentation and forest continuity on forest floor species in two regions of Denmark.**" *Journal of Vegetation Science* 11(6): 881-892.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H., Reiter, K. a pp. (1998), **Hemerobie Österreichischer Waldökosysteme**, Innsbruck.
- Hamberg, L., Lehvavirta, S., Malmivaara-Lamsa, M., Rita, H. a Kotze, D. J. (2008), "**The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland.**" *Applied Vegetation Science* 11(1): 83-86.
- Hill, M. O., Roy, D. B. a Thompson, K. (2002), "**Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact.**" *Journal of Applied Ecology* 39(5): 708-720.
- Hirst, R. A., Pywell, R. F. a Putwain, P. D. (2000), "**Assessing habitat disturbance using an historical perspective: The case of Salisbury Plain military training area.**" *Journal of Environmental Management* 60(2): 181-193.
- Honnay, O., Hermy, M. a Coppin, P. (1999), "**Impact of habitat quality on forest plant species colonization.**" *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 157-170.
- Jacquemyn, H., Butaye, J., Dumortier, M., Hermy, M. a Lust, N. (2001), "**Effects of age and distance on the composition of mixed deciduous forest fragments in an agricultural landscape.**" *Journal of Vegetation Science* 12 (5): 635-642.
- Jentsch, A., Friedrich, S., Steinlein, T., Beyschlag, W. a Nezdal, W. (2009), "**Assessing Conservation Action for Substitution of Missing Dynamics on Former Military Training Areas in Central Europe.**" *Restoration Ecology* 17(1): 107-116.
- Karlik, P. a Poschlod, P. (2009), "**History or abiotic filter: which is more important in determining the species composition of calcareous grasslands?**" *Preslia* 81(4): 321-340.
- Koerner, W., Dupouey, J. L., Dambrine, E. a Benoit, M. (1997), "**Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France.**" *Journal of Ecology* 85(3): 351-358.

- Kopecký, M. a Vojta, J. (2009), "**Land use legacies in post-agricultural forests in the Doupovske Mountains, Czech Republic.**" *Applied Vegetation Science* 12 (2): 251-260.
- Kowarik, I. (1995), "**On the role of alien species in urban flora and vegetation.**" *Plant Invasions - General aspects and Special Problems*: 85-103.
- Krahulec, F., Skálová, H., Herben, T., Hadincová, V., Wildová, R. a Pecháčková, S. (2001), "**Vegetation Changes Following Sheep Grazing in Abandoned Mountain Meadows.**" *Applied Vegetation Science* 4(1): 97-102.
- Lanta, V., Doležal, J., Lantová, P., Kelíšek, J. a Mudrák, O. (2009), "**Effects of pasture management and fertilizer regimes on botanical changes in species-rich mountain calcareous grassland in Central Europe.**" *Grass and Forage Science* 64(4): 443-453.
- Leis, S. A., Engle, D. M., Leslie, D. M. a Fehmi, J. S. (2005), "**Effects of short- and long-term disturbance resulting from military maneuvers on vegetation and soils in a mixed prairie area.**" *Environmental Management* 36(6): 849-861.
- Makineci, E., Demir, M. a Yilmaz, E. (2007), "**Long-term harvesting effects on skid road in a fir (*Abies bornmulleriana* Mattf.) plantation forest.**" *Building and Environment* 42(3): 1538-1543.
- Malmivaara, M., Lofstrom, I. a Vanha-Majamaa, I. (2002), "**Anthropogenic Effects on Understorey Vegetation in Myrtillus Type Urban Forests in Southern Finland.**" *Silva Fennica*: 1-15.
- Malmivaara, M., Lofstrom, I. a Vanha-Majamaa, I. (2002), "**Anthropogenic effects on understorey vegetation in Myrtillus type urban forests in southern Finland.**" *Silva Fennica* 36(1): 367-381.
- Martinez-Ruiz, C., Fernandez-Santos, B., Putwain, P. D. a Fernandez-Gomez, M. J. (2007), "**Natural and man-induced revegetation on mining wastes: Changes in the floristic composition during early succession.**" *Ecological Engineering* 30(3): 286-294.
- McKinney, M. L. (2006), "**Urbanization as a major cause of biotic homogenization.**" *Biological Conservation* 127(3): 247-260.
- Mölder, A., Bernhardt-Römermann, M. a Schmidt, W. (2008), "**Herb-layer diversity in deciduous forests: Raised by tree richness or beaten by beech?**" *Forest Ecology and Management* 256(3): 272-281.
- Novák, J. a Prach, K. (2003), "**Vegetation Succession in Basalt Quarries: Pattern on a Landscape Scale.**" *Applied Vegetation Science* 6(2): 111-116.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R. H., Storaunet, K. O. a Rolstad, J. (2003), "**Variation in environmental conditions, understorey species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands.**" *Forest Ecology and Management* 177(1-3): 17-37.
- Peterken, G. F. a Game, M. (1984), "**Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant-species in the woodlands of central Lincolnshire.**" *Journal of Ecology* 72(1): 155-182.

- Prach, K. a Pyšek, P. (2001), **"Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe."** Ecological Engineering 17(1): 55-62.
- Roovers, P., Baeten, S. a Hermy, M. (2004), **"Plant species variation across path ecotones in a variety of common vegetation types."** Plant Ecology 170(1): 107-119.
- Roovers, P., Bossuyt, B., Gulinck, H. a Hermy, M. (2005), **"Vegetation recovery on closed paths in temperate deciduous forests."** Journal of Environmental Management 74(3): 273-281.
- Sádlo, J., Pokorný, P., Hájek, P., Dreslerová, D. a Cílek, V. (2005), **Krajina a revoluce**, Praha, Malá Skála.
- Schleuß, U., Wu, Q. a Blume, H.-P. (1998), **"Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany."** CATENA 33(3-4): 255-270.
- Steinhardt, U., Herzog, F., Lausch, A., Müller, E. a Lehmann, S. (1999), **"Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation."** Environmental Indices-System Analysis Approach. Oxford (EOLSS Publ.). S: 237-254.
- Stephens, S. S. a Wagner, M. R. (2007), **"Forest plantations and biodiversity: A fresh perspective."** Journal of Forestry 105(6): 307-313.
- Svenning, J. C., Baktoft, K. H. a Balslev, H. (2009), **"Land-use history affects understory plant species distributions in a large temperate-forest complex, Denmark."** Plant Ecology 201(1): 221-234.
- Svenning, J. C. a Skov, F. (2002), **"Mesoscale distribution of understory plants in temperate forest (Kalo, Denmark): the importance of environment and dispersal."** Plant Ecology 160(2): 169-185.
- Talhok, S. N., Dardas, M., Dagher, M., Clubbe, C., Jury, S., Zurayk, R. a Maunder, M. (2005), **"Patterns of floristic diversity in semi-natural coastal vegetation of Lebanon and implications for conservation."** Biodiversity and Conservation 14(4): 903-915.
- Tatoni, T. a Roche, P. (1994), **"Comparison of Old-Field and Forest Revegetation Dynamics in Provence."** Journal of Vegetation Science 5(3): 295-302.
- Torn, A., Rautio, J., Norokorpi, Y. a Tolvanen, A. (2006), **"Revegetation after short-term trampling at subalpine heath vegetation."** Annales Botanici Fennici 43(2): 129-138.
- Verheyen, K., Fastenaekels, I., Vellend, M., De Keersmaecker, L. a Hermy, M. (2006), **"Landscape factors and regional differences in recovery rates of herb layer richness in Flanders (Belgium)."** Landscape Ecology 21(7): 1109-1118.
- Vojta, J. (2007), **"Relative importance of historical and natural factors influencing vegetation of secondary forests in abandoned villages."** Preslia 79(3): 223-244.
- Wang, Y., Meng, D., Zhu, Y. a Zhang, F. (2009), **"Impacts of regional urbanization development on plant diversity within boundary of built-up areas of**

different settlement categories in Jinzhong Basin, China." Landscape and Urban Planning 91(4): 212-218.

Wania, A., Kuhn, I. a Klotz, S. (2006), "**Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany--spatial gradients of species richness."** Landscape and Urban Planning 75(1-2): 97-110.

Warren, S. D., Holbrook, S. W., Dale, D. A., Whelan, N. L., Elyn, M., Grimm, W. a Jentsch, A. (2007), "**Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands."** Restoration Ecology 15(4): 606-612.

Winter, S., Fischer, H. S. a Fischer, A. (2010), "**Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments of forests."** Forest Ecology and Management 259(8): 1624-1632.

Yuan, J. G., Fang, W., Fan, L., Chen, Y., Wang, D. Q. a Yang, Z. Y. (2006), "**Soil formation and vegetation establishment on the cliff face of abandoned quarries in the early stages of natural colonization."** Restoration Ecology 14(3): 349-356.