

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Vliv extenzivní pastvy velkých kopytníků
na cykly živin v půdě a jejich obsah v rostlinné biomase**

Bakalářská práce

Šárka Sulanová

Vedoucí práce: doc. Mgr. Eva Kaštovská, PhD.

České Budějovice

2023

Sulanová, Š., 2023: Vliv extenzivní pastvy velkých kopytníků na cykly živin v půdě a jejich obsah v rostlinné biomase. [The effect of extensive grazing of large herbivores on soil nutrient cycles and their content in plant biomass. Bc. Thesis, in Czech] – 50 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato bakalářská práce shrnuje dosavadní poznatky o působení vybraných typů managementu na prostředí trvalých travních porostů. Blíže je zde popsána extenzivní přirozená pastva velkých kopytníků a její dopad na dostupnost živin v ekosystému a vegetaci. Součástí práce je projektová část, jejímž cílem je zhodnotit vliv tohoto managementu na koloběhy a dostupnost živin v půdě a jejich obsah v rostlinné biomase ve vybraných lokalitách v rámci České republiky.

Annotation:

This bachelor thesis summarizes the current knowledge on the effects of different management types on the environment of grasslands. Extensive natural grazing by large ungulates and its effects on ecosystem nutrient availability and vegetation are described in detail. The thesis includes a project part, which aims to evaluate the effects of this management on nutrient cycles and nutrient availability in soil and their content in plant biomass at selected sites in the Czech Republic.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorkou této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne 13. 4. 2023

.....

Šárka Sulanová

Poděkování:

Tímto bych chtěla velice poděkovat své školitelce doc. Mgr. Evě Kaštovské, Ph.D. za její cenné rady a čas, a především pak za její neutuchající podporu a trpělivost. Dále bych chtěla poděkovat svým blízkým, že mi vždy byli a jsou stálou oporou a ve všem mě podporují.

Obsah

1 Úvod	1
2 Literární rešerše	3
2.1 Trvalé travní porosty: jejich vymezení a dělení	3
2.2 Význam TTP.....	4
2.3 Způsoby obhospodařování TTP	6
2.3.1 Sečení	7
2.3.2 Mulčování	8
2.3.3 Řízené vypalování	9
2.3.4 Pastva	10
2.3.5 Srovnání extenzivní seče a pastvy, výběr vhodného managementu	11
2.4 Současná extenzivní přirozená pastva velkých kopytníků v ČR	12
2.4.1 Návrat herbivorní megafauny	12
2.4.2 Přínosy extenzivní pastvy velkých kopytníků	12
2.4.3 Existující lokality v ČR	14
2.5 Koloběh živin v trvalých travních porostech	20
2.5.1 Propojení cyklů C, N a P při tvorbě rostlinné biomasy	20
2.5.2 Dekompozice a mineralizace POH a navazující procesy přeměn N a P	20
2.5.3 Půdní organická hmota jako hlavní zdroj N a P pro primární produkci	22
2.5.4 Potenciál TTP pro další poutání POH	23
2.6 Vliv pastvy na koloběhy živin v půdě a jejich obsah v rostlinné biomase	23
2.6.1 Shrnutí předpokládaného vlivu extenzivní přirozené pastvy velkých kopytníků na koloběh živin v ekosystému.....	27
3 Projekt	29
3.1 Odůvodnění projektu.....	29
3.2 Cíle a hypotézy.....	30
3.3 Metodika projektu	31
3.3.1 Studované lokality a odběrové plochy	31
3.3.2 Odběr vzorků půdy a rostlinné biomasy.....	32
3.3.3 Zpracování vzorků rostlin a půd	33
3.3.4 Očekávané výstupy.....	35
3.4 Časový harmonogram a náklady.....	37
3.4.1 Časový harmonogram projektu	37
3.4.2 Finanční náklady a jejich zdůvodnění	37
3.5 Závěr	38
4 Zdroje	40

1 Úvod

Trvalé travní porosty (TTP) patří mezi celosvětově hojně rozšířené biomy. Na území České republiky tvoří zhruba čtvrtinu zemědělské plochy. Jedná se o otevřené, převážně travinné ekosystémy, jejichž výskyt je podmíněn specifickými přírodními podmínkami (klima, přirozená pastva) nebo vyžaduje určitý způsob obhospodařování. Podle způsobu údržby je lze rozdělit na přirozené, polopřirozené a intenzivně obhospodařované.

TTP plní mnoho ekosystémových služeb (ES), z nichž např. půdotvorná a produkční funkce jsou pro život zcela nepostradatelné. Zejména polopřirozené a přirozené TTP mají kromě produkční funkce také důležitou roli při sekvestraci uhlíku, recyklaci a zadržování živin a retenci vody v krajině. Dále se vyznačují vysokou druhovou bohatostí cévnatých rostlin a na ně navázaných hmyzích společenstev, ale i dalších skupin organismů. Mozaikovitě a druhově bohaté prostředí TTP je v neposlední řadě podstatným zdrojem kulturních hodnot. Přínosy plynoucí z přirozeného fungování TPP však mohou být snadno omezeny následkem intenzifikace jejich využití a fragmentací.

Výskyt TTP ve střední Evropě je ve většině případů spjatý s činností člověka. Nejčastějšími způsoby obhospodařování jsou pastva a seč nebo jejich kombinace, méně obvyklé je například mulčování či řízené vypalování. Aplikace jednotlivých typů managementu a jejich intenzita směřuje vždy k upřednostnění některých ekosystémových služeb a potlačení jiných. Intenzivní pastva a seč jsou používány za účelem dosažení vysoké produkce, mohou však nenávratně změnit charakter území a vést k jeho degradaci. Oproti tomu extenzivní management necílí na maximalizaci výtěžnosti, ale k podpoře ostatních důležitých funkcí TTP jako je udržování biodiverzity či ukládání uhlíku.

Specifickým příkladem extenzivního hospodaření je přirozená pastva velkých kopytníků, využívající nedomestikované druhy jako je zubr, pratur nebo exmoorský pony/kůň. V České republice se dosud nachází 13 takto udržovaných lokalit, převážně v chráněných či jinak cenných územích nebo v bývalých vojenských prostorech, s výhledem dalšího možného rozšíření tohoto typu managementu TTP. Zvířata jsou na pastvině přítomná celoročně, nejsou dokrmována ani intenzivně ošetřována antibiotiky. Jejich činností jsou v krajině vytvářena, obnovována či udržována otevřená lesostepní stanoviště, na nichž je pozorováno rozšiřování cílových chráněných druhů rostlin a nárůst početnosti a diverzity některých skupin hmyzu. Díky těmto přínosům a nižším celkovým ekonomickým nákladům na údržbu pastvin oproti extenzivní seči je přirozená pastva prezentována jako výhodnější způsob obhospodařování TTP v některých oblastech. Je však zřejmé, že její aplikace bude mít

dopad i na vlastnosti půdy a její schopnosti ukládat organickou hmotu. Ovšem data dokumentující dopad tohoto typu pastvy na půdní vlastnosti v porovnání s jinými typy managementu ale zatím chybí.

Předpokládá se, že extenzivní pastva velkých kopytníků povede podobně jako pastva jiných domestikovaných druhů zvířat ke zvýšení dostupnosti živin v půdě, urychlení jejich koloběhů, změně druhového a živinového složení biomasy, a také k ovlivnění primární produkce. Všechny tyto změny úzce souvisí s biomasou půdního mikrobiálního společenstva a jeho aktivitou, zodpovědnou za dekompozici a mineralizaci organické hmoty a zároveň za její tvorbu a stabilizaci. Ve výsledku tak může extenzivní přirozená pastva oproti extenzivní seči zvýšit potenciál TTP organickou hmotu ukládat (sekvestrovat C). Ovšem její dopad na půdní vlastnosti může být i negativní, jak bývá dokumentováno v případě intenzivnější pastvy skotem, kdy časem dochází k rozpojení cyklů živin a snížení zásob organické hmoty v půdě.

Cílem této práce je shrnout dosavadní poznatky o významu TTP, jejich způsobu obhospodařování, a dále o vlivu pastvy o různé intenzitě na vybrané půdní charakteristiky (ukládání organické hmoty (OH), dostupnost živin). V rámci práce je navržen projekt, jehož hlavním cílem bude získat prvotní data o vybraných vlastnostech půd na lokalitách, kde je aplikována extenzivní přirozená pastva velkých kopytníků a zhodnotit její vliv na dostupnost živin a ukládání OH v půdě v porovnání s intenzivně pasenými a extenzivně sečenými lokalitami v ČR.

2 Literární rešerše

2.1 Trvalé travní porosty: jejich vymezení a dělení

Vymezení pojmu trvalý travní porost (TTP, anglicky *grassland*) není v současné době jednotné. Existují však některé definice, které mezi ostatními dominují. Patří sem formulace, které vymezují tento biom buď podle přítomné vegetace nebo podle způsobu využití území (např. pastva, produkce krmiv). Podle jedné z definic jsou trvalé travní porosty takové suchozemské ekosystémy, jež jsou udržovány působením ohně, pastvou a suchem, a ve kterých převažuje výskyt bylin a křovin (White et al., 2000). V jednodušším znění jsou pak uváděny jako plochy, na kterých dominují trávy. Jiné formulace charakterizují území na základě atributů jako podnebí nebo půda (Sanderson et al., 2009; White et al., 2000).

Trvalé travní porosty jsou rozšířené po celém světě a v současné době zaujímají kolem **40 % terestriálního zemského povrchu** (O'Mara, 2012; Scurlock & Hall, 1998; White et al., 2000). Nejvíce jsou zastoupeny v semiaridních oblastech, kde se nachází 28 % celosvětových TTP (White et al., 2000). Jejich diverzita se liší v závislosti na způsobu hospodaření, klimatu a kvalitě půdy (Sanderson et al., 2009). Mezi nejrozšířenější druhy TTP patří savany a temperátní louky.

V České republice tvoří TTP přibližně jednu čtvrtinu z celkové výměry zemědělské půdy (Fučík et al., 2015). Definice je zde dána Vyhláškou č. 357/2013 Sb., o katastru nemovitostí. Podle tohoto znění se za TTP označují takové pozemky, které se využívají k pěstování trav nebo jiných bylinných píceňin a nejsou zároveň zahrnuty do systému střídání plodin. Na daném pozemku se mohou rozptýleně vyskytovat stromy a keře, případně jejich skupiny, pokud trávy a jiné bylinné píceňiny i nadále převažují.

TTP se rozdělují na **přírozené, polopřírozené a intenzivně obhospodařované**. Na území střední Evropy se přírozené TTP nachází téměř výhradně ve stepních oblastech. Jejich existence je závislá na specifických přírodních podmínkách, jakými jsou např. nedostatek srážek či nízká teplota, nebo na pravidelném spásání divokými herbivory (Hejcman et al., 2013). Výskyt polopřírozených a intenzivně obhospodařovaných TTP, kterých je ve střední Evropě většina, je podmíněn působením člověka (Hejcman et al., 2013; Urban et al., 2003). Předpokládá se, že bez odlesňování by se na většině území vyvinula lesní vegetace a travní porosty by se vyskytovaly jen zřídka. Proto je k udržení polopřírozených a intenzivně obhospodařovaných TTP nezbytně daná území pravidelně využívat, aby nedošlo k jejich sukcesi na lesní porosty (Fučík et al., 2015; Urban et al., 2003). Mezi polopřírozené TTP se řadí takové ekosystémy, které byly v minulosti dlouhodobě ovlivňovány lidskou

činností, a to především v období mezolitu a neolitu (počátky zemědělství) (Hejcman et al., 2013). Posledním typem jsou intenzivně obhospodařované TTP, které jsou podmíněně intenzivní hospodářskou činností moderní společnosti. Druhá bohatost rostlinného společenstva těchto ploch je obvykle omezena na pícniny (trávy, luskoviny). Zastoupeny jsou zde druhy jako *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Festuca arundinaceae*, *F. pratensis*, *Trifolium repens* a *T. pratense* (Hejcman et al., 2013).

2.2 Význam TTP

Přirozené a polopřirozené TTP poskytují řadu ekosystémových služeb (ES), které lze podle typu přínosu rozdělit do tří základních kategorií – **zásobovací** (produkční), **regulační** a **kulturní**. Zvláštní skupinou jsou **podpůrné** ES, které jsou pro lidstvo nepostradatelné (Vačkář, 2015). Podpůrné ES jsou naplňovány skrze procesy, mezi něž patří koloběh látek, tvorba půdy nebo primární produkce (Bengtsson et al., 2019; Fučík et al., 2015; Hönigová, 2012).

Jednou z podmínek správného fungování ekosystémových služeb je **biodiverzita** ekosystému (Hönigová, 2012). V přirozených a polopřirozených TTP bývá druhová bohatost vysoká. Jen v Evropě na nich roste nejméně 15 % cévnatých rostlin uvedených v Červeném seznamu ohrožených druhů Evropy (Burrascano et al., 2016). Na ploše 100 m² je diverzita cévnatých rostlin polopřirozených evropských TTP vyšší než v jakémkoliv jiném ekosystému, včetně deštných pralesů (Dengler et al., 2012; Wilson et al., 2012). Opakované disturbance území způsobené spásáním, sečením nebo vypalováním vyrovnávají mezidruhový kompetiční tlak a umožňují existenci méně konkurenceschopných druhů (Wilson et al., 2012). Biodiverzita vegetace na lokalitě roste, pokud produkce nadzemní biomasy nepřesahuje 200-300 g/m². V případě, že primární produkce dosáhne 400-500 g/m² nebo je vyšší, dochází k poklesu biodiverzity (Dengler et al., 2014). Mezi důležité faktory, které ovlivňují produktivitu ekosystému, patří dostupnost vody a živin, přičemž poměr živin (např. N:P poměr) je někdy zásadnější, než samotná koncentrace prvků (Güsewell, 2004; Wassen et al., 2005). Je známo, že na travní ekosystémy je také vázáno mnoho druhů hmyzu. Pozornost je věnována především diverzitě motýlů. Jejich největší druhová bohatost byla dokumentována na bazických TTP a na stepích, kde se vyskytuje až 274 druhů motýlů, což zaujímá 63 % z celkové druhové bohatosti motýlů v Evropě (Van Swaay et al., 2006).

K poklesu biodiverzity může dojít, když se na daném území přestane hospodařit, dále když dojde k intenzifikaci činnosti nebo k fragmentaci území (Habel et al., 2013; Helm et al., 2009). V posledních letech jsou navíc TTP, stejně jako jiné ekosystémy, vystaveny zvýšené

atmosférické depozici dusíku (Bai et al., 2010; Bobbink et al., 2010; Duprè et al., 2010). Obohacení dusíkem zvyšuje produkci nadzemní biomasy a způsobuje tak změny v druhovém složení. Na intenzivně obhospodařovaných TTP může větší pokryvnost vegetace částečně omezit větrnou erozi a odtok, a tím i redukovat ztráty živin a vody, takže dopad depozice N nemusí být jednostranně negativní. Nicméně v polopřirozených a přirozených TTP je výsledkem depozice N zvýšení podílu trav v biomase, což vede k utlumení růstu méně konkurenčně schopných druhů, a tím k celkovému poklesu biodiverzity na lokalitě (Bai et al., 2010).

Kromě druhové bohatosti jsou TTP významným prostředím pro zachování **genetické rozmanitosti**. Velká část domestikovaných rostlin a zvířat má původ právě v prostředí TTP (Sala & Paruelo, 1997). Vysoká druhová a genetická rozmanitost umožňuje systémům lépe regulovat přítomnost invazních druhů, škůdců a chorob (Chytrý et al., 2005; Zisenis et al., 2011). Rovněž záleží na struktuře a komplementaritě přítomných druhů a na jejich účinnosti využívání vody (Bengtsson et al., 2019). Rozmanitost, struktura a komplementarita jsou vlastnosti, které tvoří základ pro plnění regulačních ES travních porostů. Vegetace společně s půdou představují systém, který **reguluje koloběh vody**, zajišťuje její zadržení a infiltraci (Cadman et al., 2013). V porovnání s ornou půdou jsou TTP se stálým vegetačním pokryvem schopné snížit povrchový odtok o více než 20 % (Bengtsson et al., 2019) a díky svým stabilizačním vlastnostem fungují jako **prevence proti erozi** (Pilgrim et al., 2010; Souchère et al., 2003).

K dalším regulačním službám poskytovaným TTP patří **zadržování živin**¹ (zejm. nadměrných koncentrací dusíku) nebo **regulace klimatu skrze sekvestraci uhlíku** (Vačkář, 2015). V globálním cyklu uhlíku jsou TTP významnými činiteli, je v nich uložena přibližně 1/3 z celkových zásob terestriálního uhlíku. Většina zásob je tvořena uhlíkem uloženým v půdní organické hmotě (POH), zbytek pak tvoří uhlík zabudovaný v podzemní a nadzemní rostlinné biomase (Bai & Cotrufo, 2022). V porovnání s lesy představují TTP systémy, které mají vyšší odolnost vůči vysokým teplotám, požárům a suchu. V lesích je uhlík ve velké míře přítomen v nadzemní biomase stromů a v opadovém horizontu na povrchu půdy, proto se lesy při požárech stávají velmi významným zdrojem oxidu uhličitého (CO₂). Oproti tomu v TTP se většina zásob uhlíku nachází pod zemí, v podzemní biomase rostlin a ve formě přeměněné a stabilizované POH, riziko uvolnění uhlíku při požárech je proto nižší (Dass et al., 2018). Proces ukládání uhlíku se mění v závislosti na abiotických podmínkách prostředí.

¹ Cykly živin C, N a P budou blíže popsány v kapitole 2.5 Koloběh živin v trvalých travních porostech.

Například v přirozených a polopřirozených TTP roste se srážkami primární produkce, a tím se zvyšuje vstup organické hmoty do půdy a také množství uloženého uhlíku. Zásoby uhlíku se mohou naopak zmenšovat s rostoucí teplotou, která urychluje dekompozici POH (White et al., 2000).

Ztráty uhlíku mohou dále vznikat při nevhodném managementu, např. intenzifikací seče, pastvy nebo přeměnou na ornou půdu, kdy se s rostoucími srážkami navíc zvyšuje riziko půdní eroze (Sala & Paruelo, 1997; Scurlock & Hall, 1998; White et al., 2000). Předpokládá se, že celosvětově bylo na ornou půdu přeměněno kolem 20 % TTP (Ramankutty et al., 2008). Výsledkem přeměny TTP na ornou půdu je uvolňování uloženého uhlíku do atmosféry v podobě CO₂ (Sala & Paruelo, 1997; Soussana et al., 2010; White et al., 2000) následkem zvýšené dekompozice POH, která je vyvolána kypřením a obnažením půdy a rozbitím půdních agregátů během orby (Sala & Paruelo, 1997). Oxid uhličitý uvolněný z půdy při zornění TTP hraje nezanedbatelnou roli v celkovém nárůstu CO₂ v atmosféře (Sala & Paruelo, 1997). Ačkoliv při kultivaci TTP dochází ke ztrátám uhlíku velice rychle, při transformaci kultivovaných systémů na TTP je sekvestrace uhlíku velice pomalý a dlouhodobý proces (Sala & Paruelo, 1997). Přesto má obnovení degradovaných ekosystémů, a také volba vhodného typu managementu TTP, vysoký potenciál ve zvýšení sekvestrace uhlíku (Janowiak et al., 2017).

V neposlední řadě poskytují TTP služby zásobovací a kulturní. Využití travních porostů k **produkci sena** a k **chovu hospodářských zvířat** patří asi mezi ty nejčastěji vnímané ES. Méně pozornosti je věnováno **kulturní hodnotě TTP**. Pastviny a louky mohou sloužit jako prostředí pro rekreaci a sportovní činnost, ale také jsou zdrojem estetických, duchovních a náboženských hodnot (Hönigová, 2012).

2.3 Způsoby obhospodařování TTP

Udržení polopřirozených TTP vyžaduje určitý způsob obhospodařování, který zamezuje zpětnému zalesnění lokality. Vhodně zvolený management navíc pomáhá zachovat biodiverzitu v rámci ekosystému a obvykle je na něj navázán výskyt vzácných druhů živočichů a rostlin (Tälle et al., 2016). Mezi nejrozšířenější způsoby obhospodařování TTP patří **pastva** a **sečení** o různé intenzitě. Některé TTP jsou obhospodařovány kombinovaně, kdy po seči dochází ještě k přepasení území. Těmto TTP se říká **přepásané louky** (Mládek et al., 2006). Kromě pastvy a sečení se v omezenější míře využívá také **mulčování** (ponechání posečené biomasy na místě) a **řízené vypalování** porostů. Přestože jsou všechny výše zmíněné postupy

(pastva, seč, mulčování a řízené vypalování) prováděny za stejným účelem – redukovat nadzemní rostlinnou biomasu, výrazně se liší v plošnosti působení, intenzitě, selektivitě a v následném využití odebrané biomasy. Účinky metod se také liší podle složení a rezistence rostlinného společenstva TTP k aplikovaným disturbancím (Wright & Bailey, 1982), podle klimatických podmínek (Vermeire et al., 2020) a regionálních specifík území, a dále také podle počátečního stavu ekosystému (Socher et al., 2012).

Výběr způsobu managementu a jeho intenzity pro konkrétní TTP závisí především na tom, který typ ES je upřednostněn, tedy na očekávaném přínosu z daného TTP. Pokud je upřednostněna produkční funkce, intenzivní ohospodařování daného TTP je zaměřeno především na maximalizaci výnosu plodin a hospodářských zvířat na jednotku plochy. Ke zvýšení produkce jsou často používány chemické prostředky (hnojiva, pesticidy, v případě zvířat ošetření antibiotiky) a moderní zemědělské stroje. Takové intenzivní zemědělské obhospodařování způsobuje nevratné změny v charakteru TTP (Sial et al., 2021). Při upřednostnění podpůrných a regulačních ES jsou voleny spíše extenzivní způsoby hospodaření podporující zachování vysoké druhové bohatosti TTP nebo dochází k utlumení jakéhokoli managementu. Předpokládaný vliv managementu na biodiverzitu TTP je formulovaný v hypotéze **střední míry disturbance** (*intermediate disturbance hypothesis*) (Connell, 1978). Tato hypotéza předpokládá, že pokud jsou disturbance území příliš malé nebo málo časté, diverzita je nízká v důsledku konkurenčního vyloučení. Nadměrné či příliš frekventované disturbance zase eliminují druhy, které nejsou schopné rychle regenerovat a rekolonizovat území, diverzita je proto také nízká. Nejvyšší diverzitu podporují středně intenzivní disturbance přicházející (aplikované) se střední frekvencí (Connell, 1978; Wilkinson, 1999). Managementy jako extenzivní pastva a kosení (seč) mají proto potenciál zvyšovat a udržovat vysokou biodiverzitu TTP, protože vznikající disturbance zabraňují zarůstání daného území stromy a keři, ale zároveň zachovávají původní charakter ekosystému (Rysiak et al., 2021).

2.3.1 Sečení

Sečení je nejčastějším způsobem udržování TTP v České republice. Řadí se mezi neselektivní způsoby hospodaření, při kterých dochází k plošnému odstranění vegetace (Köhler et al., 2005). Nadzemní rostlinná biomasa je v určité výšce pokosena a následně odstraněna z území. Obvykle se provádí 1-3x ročně. Pokud je seč správně načasována (obvykle pozdní seč na konci července), poskytuje rostlinám dostatek času k dokončení reprodukčního cyklu (Catorci et al., 2014). Odstranění části nadzemní biomasy během sklizně zvyšuje množství slunečního záření

dopadajícího na povrch půdy, což může podpořit růst specifických skupin rostlin, které vyžadují intenzivní přísun světla (Hautier et al., 2009). Současně dochází ke zvýšení teploty půdy a poklesu půdní vlhkosti (Song et al., 2022). Podle výsledků dlouhodobého experimentu může být podobných účinků, jako přináší každoroční červencová seč, docíleno i při podzimní seči (říjen) nebo při seči opakované jednou za dva roky (Köhler et al., 2005). Velice ale záleží na specifikách každého TTP.

V porovnání s ostatními způsoby managementu je sečení přístup vyžadující méně náročnou přípravu a společně s pastvou nepředstavují takové riziko jako řízené požáry (Vermeire et al., 2020). Nicméně, dlouhodobé provádění seče vede k úbytku živin v půdě, čímž může dojít k poklesu výnosnosti píce a ke změně druhového složení, pokud nejsou nutrienty dodávány jinak, např. dodatečným hnojením (Mládek et al., 2006). Dalším rizikem tohoto způsobu managementu, pokud je prováděn s vyšší frekvencí, je homogenizace vegetace, ke které může dojít vlivem častého nárazového a plošného odstranění biomasy (Lepš, 2014). Plošné sečení je také hrozbou pro bezobratlé, pro které může mít odstranění biomasy fatální dopad nebo je přinejmenším vystavuje vyšší predaci (Lepš, 2014). Opatření, které pomáhá redukovat možnou ztrátu bezobratlých živočichů na louce, je ponechání neposečených ploch. Ponechané pásy poskytují úkryt a potravní nabídku pro hmyz v době seče a několik týdnů po ní. Uspořádání neposečených pásů by mělo být mozaikovitě, aby byly pásy dostupné i pro méně pohyblivé živočichy a pro různá stadia jejich vývoje. Neposečená vegetace chrání povrch půdy před mrazy, a proto je také důležitá pro některé přezimující druhy. V České republice je ponechání neposečených pásů součástí dotačního programu AEKO (Agroenvironmentálně-klimatická opatření), který je zaměřen na ochranu a zlepšení životního prostředí v zemědělství (Vejdová, 2016).

2.3.2 Mulčování

Alternativou k seči je mulčování. Tento způsob je jednou z nejlevnějších možností, jak chránit TTP před zarůstáním náletovými dřevinami (Mládek et al., 2006). Princip mulčování spočívá v tom, že se rostlinná biomasa poseče, rozdrť a aplikuje zpátky na louku. Ponecháním biomasy se zvýší přísun OH do půdy a zesílí se povrchová opadová vrstva, která pomáhá udržet potřebnou půdní vlhkost (Mulumba & Lal, 2008). Vegetace je obvykle posečena ve vyšší výšce oproti seči sklizňové, což ale zvyšuje riziko konkurenčního znevýhodnění světlomilných rostlin (Šoch, 2009). Výsledné působení managementu se odvíjí od jeho načasování (mělo by předcházet rozšíření semen nežádoucích druhů) a od rychlosti rozkladných procesů v daném TTP (dané zejm. vlhkostí a teplotou) (Mládek et al., 2006).

Zdá se, že mulčování má pozitivní efekt na biodiverzitu především pokud je uplatněno v managementu nízkoprodukčních horských luk. Ponecháním biomasy se zvýší přísun živin z OH do půdy a potlačí se dominance některých trav, což ve výsledku podpoří celkovou diverzitu rostlinného společenstva. V produktivních nížinných systémech, kde vyniká biomasy a mulče mnoho, se oproti tomu opad akumuluje a dochází k eutrofizaci systému, takže se kýžený efekt nedostaví (Doležal et al., 2011).

2.3.3 Řízené vypalování

Dalším neselektivním způsobem managementu je řízené vypalování. Podobně jako u seče dochází při požáru k odstranění biomasy, a tím ke zvýšení dostupnosti světla u povrchu půdy (Vermeire et al., 2020). Oheň může pravděpodobně redukovat výskyt některých druhů rostlin, především jednoletých, což se odráží na složení rostlinného společenstva (Dufek et al., 2014; Strong et al., 2013; Vermeire & Rinella, 2009). Po požáru je dokumentováno zvýšení množství půdního N a P (Butler et al., 2018; Vermeire et al., 2020), živin limitujících rostlinnou produkci (Reinhart et al., 2016). Jejich významným zdrojem je popel, ale pravděpodobně také vyšší kořenová exudace a zvýšená rozkladná aktivita půdního mikrobiálního společenstva (Vermeire et al., 2020). Výsledný stav vegetace se odvíjí od schopnosti rostlin čerpat tyto živiny z půdy a může se lišit v závislosti na skladbě vegetace a na klimatických podmínkách (Vermeire et al., 2020). Obecně větší dostupnost živin v půdě zlepšuje kvalitu píce (Vermeire et al., 2020), která pak lépe naplňuje nutriční potřeby zvířat. Z výsledků analýzy porovnávající řízené vypalování a sečení doposud vyplynulo, že na vybraných lokalitách měl větší pozitivní efekt oheň, který výrazněji navýšil produkci píce. Existují také druhy, které jsou na oheň vázané (pyrofyty) nebo z něj přinejmenším prosperují (antrakofyty) (Sádlo, 1994). V našich podmínkách by mohl být oheň uplatňován na stanovištích jako jsou sekundární vřesoviště a xerothermní trávníky nebo porosty vysokých ostríc a rákosin (Pešout, 2021).

V České republice bylo řízené vypalování uzákoněno novelou v roce 2021 (Zákon č. 364/2021 Sb.). Podle tohoto právního předpisu je vypalování možné jen ve výjimečných případech, tj. jen pokud je to nezbytně nutné pro zajištění péče o rostliny, živočichy, přírodní stanoviště a zvláště chráněná území. V mimořádných případech také pro regulaci nepůvodního druhu nebo regulaci křížence (Pešout, 2021).

2.3.4 Pastva

Na rozdíl od předchozích neselektivních způsobů hospodaření, pastva je způsob managementu, při kterém dochází k selektivnímu narušování území sešlapem a defoliací. Okusování redukuje některé dominantní druhy rostlin, což snižuje šanci konkurenčního vyloučení (Connell, 1978), a dále způsobuje změny v morfologických a funkčních vlastnostech rostlin (Díaz et al., 2007). Kromě biodiverzity ovlivňují kopytníci prostředí i na úrovni půdních procesů a vodního cyklu (Taboada et al., 2011). Půdní společenstvo je ovlivněno procesy spojenými s defoliací a intenzitou vylučování pasené zvěře, jež způsobují změny v cyklech živin a uhlíku (Taboada et al., 2011). V závislosti na intenzitě spásání se liší rozsah disturbancí, floristická rozmanitost, rozložení nadzemní a podzemní biomasy (Catorci et al., 2014; Díaz et al., 2007) i dopad na půdní prostředí (Herbin et al., 2010; Pietola et al., 2005; Tian et al., 2007).

Při intenzivní pastvě jsou TTP spásány často a pravidelně. Zatížení pastviny skotem je vyšší než 1,5-3 dobytčí jednotky na hektar (DJ/ha) (Mrkvička, 1998). Nadměrné zatížení je příčinou vzniku častých sešlapů (Mládek et al., 2006), které vedou ke snížení makropórovitosti půdy (Kurz et al., 2006), k jejímu utužování, a tím i k oslabení schopnosti půdy infiltrovat a zadržovat vodu (Herbin et al., 2010; Pietola et al., 2005; Tian et al., 2007). Narušená půda může být snadněji postižena vodní erozí, která způsobuje odnos půdních částic a vyplavování živin z půdy vedoucí mj. k eutrofizaci a zanášení vodních toků a nádrží (Kato et al., 2009; Kurz et al., 2006). I když je pastva v principu selektivní způsob managementu, její intenzifikace může vést k homogenizaci území. Časté spásání snižuje množství organické hmoty vstupující do půdy a koncentruje nadzemní vegetaci do nižších výškových úrovní. Redukce vegetačního pokryvu ochuzuje ekosystém o druhy vázané na strukturovaně rozličné porosty a usnadňuje šíření těch méně náročných (Mládek et al., 2006).

Při pasení extenzivním způsobem se plocha nahodile diferencuje a vznikají mozaikovitě útvary, tvořené intenzivněji spasenými ploškami a nedopasky (Mládek et al., 2006). Heterogenita ekosystému pozitivně ovlivňuje potravní nabídku a rozšiřuje prostor pro vznik mikrohabitatů (Fučík et al., 2015). Zatížení území se obvykle pohybuje kolem 0,5-1 DJ/ha (Mrkvička, 1998). Udává se, že rostlinná biomasa (čistá primární produkce nadzemní biomasy) na extenzivních pastvách by měla být přibližně dvojnásobná, než je množství potřebné k nakrmení zvířat (Mládek et al., 2006). Dlouhodobé selektivní vyžírání však může zapříčinit rozšíření některých méně žádaných druhů, jako jsou bodláky, pcháče apod. (Háková et al., 2004; Šoch, 2009). Tomu lze předejít kosením nebo mulčováním těchto

nedopasků (Pavlů, 2006). Celkově spásání stimuluje aktivitu rostlin, především podzemní biomasy, což ovlivňuje toky látek v systému (Rumpel et al., 2015).

2.3.5 Srovnání extenzivní seče a pastvy, výběr vhodného managementu

Extenzivní pastva má velký potenciál v ochraně TTP a ve zvyšování biodiverzity. Celoroční heterogenita porostu obzvláště vyhovuje některým skupinám organismů, např. mechorostům, motýlům a pavoukům (Tälle et al., 2016). Narušování terénu sešlapem také usnadňuje vyklíčení některých rostlin, především těch s menšími semeny (Reader, 1993). Extenzivní seč se naopak velice osvědčilo při přeměně bývalé orné půdy na druhově bohaté TTP (Tälle et al., 2016). Výsledky experimentů srovnávajících pastvu a sečení ukazují, že jejich účinky jsou mnohdy podobné. Rozdíly mezi oběma způsoby, i odlišnosti v rámci výsledků jedné metody, mohou být způsobené proměnnými faktory, jako jsou klimatické podmínky, půdní typ, druh spásače, předešlý způsob hospodaření nebo doba trvání studie (Tälle et al., 2016).

Seč a řízená pastva patří mezi umělé způsoby managementu, a proto bývají finančně, technologicky a personálně náročné. Zvláště dlouhodobé obhospodařování rozsáhlých území vyžaduje vynaložení nemalých nákladů. Mezi způsoby, které mají nižší finanční náročnost patří mulčování a řízené vypalování. Jejich uplatnění však není tak široké – mulčování vyhovuje jen omezenému počtu systémů a použití řízeného vypalování je omezeno zákonem. Jako udržitelná a levnější alternativa pro management TTP se uvádí **přírozená pastva** velkých kopytníků. Jedná se o extenzivní, kontinuální (celoroční) pastvu specializovaných druhů velkých spásačů, kteří jsou chováni v režimu polodivokého chovu na ohraničeném území (Jirků & Dostál, 2015). Tento druh pastvy je z ekonomického hlediska nízkonákladový a z ochrannářského hlediska se jedná o přírodě blízký způsob, který pomáhá zachovat recentní druhy divokých herbivorů a jejich příbuzných plemen (Dostál et al., 2014; Pettorelli et al., 2018). Úskalím této metody managementu jsou vysoké nároky zvířat na prostor. Udává se, že v případě přírozené pastvy by měla plocha zaujímat rozlohu nejméně 20 ha, jinak dojde k přílišnému zatížení území (Dostál et al., 2014).

Zřejmě není možné vybrat jednoznačně nejlepší způsob managementu TTP. Vhodnou cestou by mohlo být udržování pestrosti managementu skrze přizpůsobení a případnou kombinaci přístupů v závislosti na podmínkách prostředí a na prioritních skupinách organismů a ES, ke kterým se management vztahuje. Z určitého způsobu obhospodařování totiž může prosperovat specifická skupina organismů, která při jiném managementu strádá a naopak (Köhler et al., 2005).

2.4 Současná extenzivní přirozená pastva velkých kopytníků v ČR

2.4.1 Návrat herbivorní megafauny

Velcí býložravci bývali přirozenou součástí (nejen) evropské přírody a jejich činností byla krajina utvářena již od počátku pleistocénu (před 2,6 mil. let) (Jirků & Dostál, 2015). Rozsáhlé vymizení těchto živočichů v období pozdního pleistocénu tak v krajině vyvolalo výrazné změny – došlo k redukci a ztrátě otevřených stanovišť, k homogenizaci vegetace, a posléze také ke ztrátě biodiverzity (Johnson, 2009). Vzniklé problémy by se mohly alespoň z části vyřešit vrácením těchto ekosystémových inženýrů zpátky do krajiny. Tomuto přístupu se někdy říká „trofický rewilding“. Reintrodukce recentních druhů má vysoký potenciál stát se významným nástrojem ochrany přírody a péče o krajinu (Jirků & Dostál, 2015).

Pro zavedení přirozené pastvy v našich podmínkách je vhodné zvolit takové druhy velkých kopytníků, které se vyskytovaly ve střední Evropě po skončení poslední doby ledové (holocén). Dominantními druhy tehdy byli **zubr evropský** (*Bison bonasus*) a **pratur** (*Bos primigenius*) z čeledi turovitých, a **divoký kůň** (*Equus ferus*) s **oslem divokým** (*Equus hemionus*) z čeledi koňovitých. Divoký kůň a pratur jsou vyhynulými zástupci, a proto se k účelům pastvy volí jejich žijící ekvivalenty z domestikovaných druhů (např. exmoorský pony, plemeno z projektu TaurOs). Ostatní dva zástupci (zubr, divoký osel) se dochovali dodnes (Jirků & Dostál, 2015).

2.4.2 Přínosy extenzivní pastvy velkých kopytníků

Extenzivní celoroční pastva velkých kopytníků (tzv. přirozená pastva) je dlouhodobý způsob, kterým lze obnovit a udržovat lesostepní stanoviště (Dostál et al., 2014). Předností velkých kopytníků je schopnost konzumovat živinově chudé byliny (např. třtina křovištní, pcháč) a dřevinnou vegetaci (např. růže, ostružník, hloh), kterým se jiná divoká zvěř a domestikované formy kopytníků spíše vyhýbají (Dostál et al., 2014). Pastvou vzniká mozaika bezlesí, křovin a rozvolněného háje, mezi nimiž nejsou ostré přechody. Pasená stanoviště se obvykle vyznačují vysokou biodiverzitou a jsou také důležitým prostředím pro vzácné druhy živočichů a rostlin (Kolář et al., 2012). Tento druh managementu zároveň slouží jako nástroj ochrany ohrožených druhů velkých býložravců, přestože je prováděn zejména za účelem péče o TTP (Gordon et al., 2004; Jirků & Dostál, 2015).

Extenzivní celoroční pastva pomáhá v ekosystému udržet disturbanční režim a dynamiku (Dostál et al., 2014). Při pohybu zvířat dochází k sešlapům a často vznikají sítě pravidelně využívaných cestiček. Narušováním drnu si kopytníci vytvářejí prachová

koupaliště, která používají k udržení srsti. Plošky vzniklé těmito disturbancemi mohou být využité raně sukcesními druhy nebo konkurenčně slabšími rostlinami. Herbivoři mají dále význam pro rozličné živočišné skupiny, které mohou být vázané přímo na daná zvířata (jejich trus, srst apod.) nebo na stanoviště, která při pastvě vznikají. Pokud je na území společně paseno několik druhů kopytníků, lze tím docílit větší diverzity v potravních strategiích, což ještě více podpoří prostorovou heterogenitu (Pastor et al., 1997).

Heterogenita prostředí je nepostradatelná pro vývojový cyklus většiny motýlů (Lepidoptera) a hmyzu obecně. Mozaikovitě prostředí zajišťuje dostupnost různorodých zdrojů v relativně krátké vzdálenosti, která může být pro málo pohyblivé druhy rozhodujícím faktorem (Dennis et al., 2013). Mnoha druhům navíc vyhovuje, když jsou živné rostliny nějak stresované (Thomas et al., 2011). Na stanoviště s mírným disturbančně-sukcesním režimem jsou vázáni naši nejohroženější zástupci Lepidopter – okáč bělopásný (*Hipparchia alcyone*), okáč skalní (*Chazara briseis*) a perleťovec fialkový (*Boloria euphrosyne*) (Dostál et al., 2014).

Méně známou skupinou hmyzu vázanou na pastviny jsou luční druhy mravenců. Do této skupiny se řadí druhy jako mravenec žlutý (*Lasius flavus*), mravenec drnový (*Tetramorium caespitum*) a mravenec luční (*Formica pratensis*). Luční mraveniště mohou dorůstat do výšky několika decimetrů. Rostlinná biomasa v jejich blízkosti je redukována pastvou, a proto se z nich stávají exponovaná mikrostanoviště. Vegetace na mraveništi se tak od té okolní liší výskytem druhů, které jsou více suchomilné a teplomilné (Dostál et al., 2014).

Pastviny dále vyhovují koprofilním společenstvům bakterií, hmyzu (např. chrobáci, mouchy) a hub (např. hnojník), která profitují z kontinuálního přísunu trusu a prostředí neznečištěného xenobiotiky. V intenzivním zemědělství jsou s hojně používána veterinární léčiva (např. Ivermektin), která mají na koprofilní společenstva negativní vliv a pro některé druhy mohou být přímo toxická (Liebig et al., 2010; Sutton et al., 2014). Velcí kopytníci oproti tomu aplikaci farmak nevyžadují (Jirků & Dostál, 2015).

Netoxické prostředí je dále esenciální pro výskyt početné skupiny ptáků, kteří se na koprofilní hmyz potravně specializují. Do této skupiny patří různé druhy bahňáků, brodivých, pěvců, a také dudek chocholatý (*Upupa epops*). Početnost této ekologické skupiny, stejně jako koprofilních společenstev, je dlouhodobě ohrožována medikací zvířat. Používání léčiv je jednou z hlavních příčin velkoplošného poklesu takto specializovaných druhů v krajině (Dostál et al., 2014). Užitek z pastvy velkých kopytníků mají dále skupiny ptáků, kteří se živí ektoparazity (např. straka) nebo skupiny využívající jevu, kdy herbivoři při pohybu plaší hmyz a ten se tak stane snadnou kořistí (např. špaček). Největší počet druhů

má však užitek ze samotné rozrůzněnosti krajiny, která při pastvě velkých herbivorů vzniká (Dostál et al., 2014).

2.4.3 Existující lokality v ČR

Snaha navrátit velké kopytníky do evropské krajiny je s přibývajícím poznáním a zkušenostmi stále silnější. Často se tak děje prostřednictvím tzv. refaunačních projektů (rewilding projects), při nichž se očekává, že kromě navrácení vymizelého druhu na stanoviště dojde též k přeměně území na rozmanitější systém. Mezi první refaunační projekty v Evropě patří nizozemská rezervace velkých kopytníků Oostvaardersplassen, založená Fransem Verou v 90. letech. Ve stejné době byl započat refaunační projekt Sergeje Zimova na Sibíři s cílem navrátit pleistocenní megafaunu na území sibiřské tundry. Ve střední Evropě bylo na myšlenku refaunace navázáno reintrodukcí exmoorského koně a turů do vojenského prostoru v Milovicích, které bylo iniciované Daliborem Dostálem a Miloslavem Jirků (Sucháčková Bartoňová et al., 2020). Projekt v Milovicích byl zahájen v roce 2015 a v současnosti jsou na pastvině zastoupeni exmoorský kůň, zubr evropský a zpětně šlechtěný pratur plemene TaurOs. Kromě milovické rezervace (2 lokality) bylo v Česku doposud založeno dalších 11 lokalit, na kterých je pasen alespoň jeden z výše zmíněných druhů (Obr. 1). Jednotlivé lokality jsou vyjmenované a blíže popsány níže.



Obr. 1: Mapa extenzivních přirozených pastvin velkých býložravců v ČR.

Milovice – Pod Benáteckým vrchem a Traviny

Pastvina Milovice – Pod Benáteckým vrchem je spolu s pastvinou Milovice – Traviny součástí Přírodní rezervace Milovice a evropsky významné lokality Milovice – Mladá. Lokalita **Pod Benáteckým vrchem** (necelých 70 ha) leží na území bývalého vojenského výcvikového prostoru, který se nachází severně od města Milovice. Území bylo dlouhodobě utvářeno činnostmi armád, které zde působily v letech 1904-1991. Díky tomuto režimu se na lokalitě zachovala unikátní společenstva rostlin a živočichů, z nichž mnoho patří mezi zvláště chráněné druhy (např. hořec křížatý, modrásek hořcový Rebelův). Po odchodu vojáků zde vyvstala otázka navazujícího managementu, který by pomohl zachovat heterogenní stepní stanoviště. Od roku 2010 začala být lokalita udržována kosením a pojezdem těžké techniky. Od roku 2015 se hlavním management stala přirozená pastva velkých kopytníků (exmoorského pony a pratura) (Jirků, 2021).

Pastvina **Milovice – Traviny** leží nedaleko města Benátky nad Jizerou. Území je tvořeno ze dvou dílčích částí, Traviny – Západ a Traviny – Východ. Stanoviště Traviny – Západ má rozlohu 125 ha a je paseno od konce roku 2015. Plocha Traviny – Východ je stejné rozlohy, ale pastva zde probíhá až od roku 2021. Lokalita je udržována pastvou stád exmoorského pony a zebra (Jirků, 2021).

[cit. mladoboleslavsko.eu/dr-cs/26087-pod-benateckym-vrchem-prirodni-rezervace.html]

Havranické vřesoviště a Mašovická střelnice v NP Podyjí

Lokalita **Havranické vřesoviště** se nachází v blízkosti obce Havraníky a zaujímá plochu o rozloze 35 ha. Území bylo v minulosti odlesněné a několik set let využíváno k pastvě hospodářských zvířat. Díky příznivým klimatickým podmínkám² se zde zachovala vysoká druhová bohatost. V posledních letech docházelo k postupnému zarůstání lokality náletovými dřevinami a vysokými trávami, proto zde byla od roku 2018 zavedena pastva exmoorských koní, jejichž úkolem je tuto vegetaci redukovat. K významným druhům Havranického vřesoviště patří např. koniklec velkokvětý, kobylka sága, skřivan lesní a lelek lesní. Bývalé vojenské cvičiště **Mašovická střelnice** je komplex bezlesí, který leží v blízkosti obce Mašovice. Aktivní činnost armády zde probíhala od roku 1952 až do poloviny 90. let. Během těchto let se zde vyvinulo bohaté luční a stepní společenstvo. Po odchodu armády byly luční porosty udržovány sečením a občasnou pastvou ovcí. V roce 2018 byla na jižní části území

² Lokality leží v klimatické oblasti Panonské pánve. Jedná se o rovinatou krajinu, která je po stranách lemována Karpatami, Alpami a Dinárskými horami. Tato specifická situovanost oblasti podporuje její mozaikovitost a biologickou rozmanitost (Sundseth, 2010).

započata pastva exmoorských koní, která probíhá na zhruba 25 ha plochy. Kromě pastvy zde probíhá také vyřezávání náletových dřevin a seč vybraných lokalit. Mezi významné druhy Mašovické střelnice patří např. vstavač kukačka či hnědásek černýšový.

[cit. nppodyji.cz/pastvinykoni, ochranarskaprirucka.cz/pastva/pastvina-exmoorskych-poniku-masovicka-strelnice/, nppodyji.cz/suche-travniky]

Šlovický vrch u Dobřan

Lokalita **Šlovický vrch u Dobřan** je dalším příkladem bývalého vojenského cvičiště, ve kterém se vlivem činnosti armády rozvinulo bohaté rostlinné a živočišné společenstvo. Vojáci území opustili v roce 1989 během restrukturalizace armády. Pastva exmoorských koní na lokalitě probíhá od roku 2018. Území je dále udržované pojezdem motorek, offroadů a vojenské techniky. Významnými druhy této lokality jsou např. bělolist žlutavý, odemka vodní, listonoh letní nebo kuňka žlutobřichá.

[cit. dobrany.cz/kultura-vzdelani-sport/priroda/slovicky-vrch/]

Na Plachtě u Hradce Králové

Přírodní lokalita **Na Plachtě** se nachází v těsné blízkosti zástavby města Hradec Králové. V historii bylo území dlouhodobě využíváno jako pastvina. V roce 1897 na něm armáda zřídila vojenské cvičiště a později ho využívala i jako vojenské letiště. V současné době je lokalita Na Plachtě tvořena dvěma přírodními památkami, PP Na Plachtě a PP Na Plachtě 3, s celkovou rozlohou kolem 56 ha. Pastva exmoorských koní zde probíhá od roku 2018. Na území se vyskytuje více než sto zvláště chráněných druhů ČR (stozrník Inovitý, kosatec sibiřský, dlouhoretka obecná, listonoh letní aj.), z nichž některé druhy se nachází konkrétně jen v této lokalitě.

[cit. naplachte.cz, jarojaromer.cz/spolek/naplachte/]

Josefovské louky u Jaroměře

Lokalita **Josefovské louky** se nachází v nivě řeky Metuje nedaleko Josefovské pevnosti u Jaroměře. Na začátku 20. století byl v dané oblasti vybudován závlahový systém, který měl zajistit zvýšení zemědělské produkce. Louky byly pravidelně zaplavované a staly se tak stanovištěm mnoha mokřadních a vodních organismů. V roce 1999 došlo k zamezení čerpání vod pro účely závlahového systému, který po přerušení činnosti začal chátrat. V roce 2006 byl založen Ptačí park Josefovské louky s celkovou rozlohou 80 ha. Po opravení závlahové soustavy a opětovném získání povolení na odběr vody v roce 2012 je opět možné regulovat

úroveň spodních vod na loukách v okolí řeky. Od ledna 2018 byla na části Josefovských luk zavedena pastva exmoorských koní, a to zejména za účelem podpořit populace mokřadních ptáků. Kromě pastvy se k managementu území využívá také seč a strhávání drnu. Na loukách roste např. česnek hranatý, ocún jesenní nebo různé druhy blatouchů a křivaticů. Svě místo zde také našla vážka klínatka rohatá, skokan skřehotavý, čolek velký, a především různé druhy ptactva (čejka chocholátá, bekasina otavní, vodouš rudonohý, jeřáb popelavý apod.). Během roku lokalitu navštíví přes 180 druhů ptáků.

[cit. birdlife.cz/rezervace/josefovske-louky/]

Bývalý vojenský areál u Rokycan

Rezervace na dřívějším vojenském cvičišti u Rokycan byla založena v roce 2019 a zaujímá plochu o rozloze cca 50 ha. Na území se vyskytuje např. rak kamenáč, užovka obojková nebo skokan štíhlý, dále některé zvláště chráněné druhy rostlin jako jsou kosatec sibiřský, upolín nejvyšší a žluťucha lesklá. Od roku 2019 na lokalitě probíhá pastva exmoorských koní a divokých zubrů.

[cit. ceska-krajina.cz/2452/se-zachranou-divokych-koni-pomaha-nova-rezervace-u-rokycan-i-dve-vychodoceske-lokality/]

Kozmické ptačí louky

Lokalita Kozmické ptačí louky se nachází při břehu řeky Opavy mezi obcemi Kozmice a Jilešovice a zaujímá rozlohu 63 ha. Tehdejší květnaté louky byly v minulých letech poškozeny vlivem intenzivního obhospodaření, meliorování, hnojení a přeorávání, což negativně ovlivnilo populace druhů vázaných na toto území (např. žebrotka bahenní, piskoř pruhovaný, čejka chocholátá). V roce 2013 byl na Kozmických loukách započat revitalizační projekt s účelem obnovit tůňky a revitalizovat mokřady. Z degradovaných luk tak vznikla síť mokřadů a podmáčených pastvin s četným zastoupením vodních a mokřadních organismů, především ptáků. Od roku 2019 zde probíhá pastva exmoorských koní, která pomáhá udržovat heterogenitu prostředí a potlačuje expanzní druhy rostlin.

[cit. ceska-krajina.cz/2459/hrebci-divokych-koni-nasli-docasne-utociste-na-kozmickech-ptacich-loukach/, blizprirode.cz/cz/tipy-vylet/lokality/kozmicke-ptaci-louky.html]

Chomýž u Krnova

Tato lokalita leží na území bývalého vojenského areálu v Chomýži u Krnova. Jedná se o území s výskytem zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů jako jsou hvozdík pyšný, různé druhy

orchidejí, čolek velký nebo bělopásek dvouřadý. Pastva velkých kopytníků zde byla zavedena v roce 2022. Do areálu byly dovezeni dva býci pratura, k nimž by se měli v blízké době připojit ještě tři exmoorští koně. Ve výsledné podobě by měla pastva probíhat na areálu o 36,6 ha. Zavedení pastvy velkých kopytníků je součástí projektu na podporu biodiverzity vojenského areálu v Chomýži.

[cit. krnov.cz/v-chomyzi-se-pasou-praturi/d-42717]

Baroch na Pardubicku

Lokalita Baroch (pojmenována podle stejnojmenného rybníku) je přírodní rezervace tvořená periodicky zaplavovanými porosty vlhkomilných druhů rostlin a navazujícími orchidejovými loukami. Celková rozloha území je 31,5 ha. Vyskytují se zde chráněné druhy rostlin jako kruštík bahenní, hadilka obecná nebo prstnatec pleťový. Baroch je také stanovištěm kachny divoké, čírky obecné, potápky malé, bukače velkého a hnízdištěm husy velké. V roce 2020 zde byla zavedena pastva exmoorských koní za účelem potlačit zarůstání plochy nežádoucími druhy.

[cit. ceska-krajina.cz/2751/divoci-kone-dnes-osidlili-dve-nove-rezervace-na-pardubicku-a-na-trebonsku/, obec-hrobice.cz/assets/File.ashx?id_org=4823&id_dokumenty=2581]

Meandry Lužnice na Třeboňsku

Tato pastvina je umístěna v nivě řeky Lužnice a je součástí NPR Stará a Nová řeka. Území je tvořeno mozaikou mokřadů, luk a tůní o celkové rozloze 24 ha. Od roku 2020 zde probíhá pastva několika exmoorských koní. Tento rok byly ke stádu připojeny 3 samice pratura. Management zajišťuje prořezávání porostu a tvorbu otevřených stanovišť. Jedná se o jedinou lokalitu v republice, kde pastva probíhá v záplavové oblasti neregulovaného vodního toku. Očekává se, že spásání hrubé vegetace by mohlo zlepšit průtokové vlastnosti území, čímž by se podpořila protipovodňová funkce nivy.

[cit. ceskokrumlovsky.denik.cz/zpravy_region/v-rezervaci-na-trebonsku-dostali-divoci-kone-spolecnost-tri-samic-pratura-202202.html, ceska-krajina.cz/2751/divoci-kone-dnes-osidlili-dve-nove-rezervace-na-pardubicku-a-na-trebonsku/, ceska-krajina.cz/2892/divokym-konim-se-dnes-poprve-otevrela-cela-rezervace-meandry-luznice-na-trebonsku/]

Janovský mokřad u Nýřan

Přírodní rezervace Janovský mokřad se rozprostírá na území bývalého rybníka Janov u Nýřan v okrese Plzeň-sever. Díky činnosti bobra evropského se území spontánně vyvinulo

v mokřadní společenstvo, ve kterém se vyskytuje mnoho vzácných druhů rostlin a živočichů, např. polák malý, bramborníček hnědý a jeřáb popelavý. V roce 2021 byla na části rezervace zavedena pastva exmoorských koní a praturů, která pomáhá regulovat expanzní druhy rostlin. Na začátku roku 2023 byla rozloha pastviny navýšena na celkovou plochu 20,6 ha.

[cit. ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/volne-chovani-kone-dnes-osidlili-mokradni-louky-u-nyran.jde-o-desatou-rezervaci-divokych-koni, ceska-krajina.cz/3371/plzensky-kraj-rozsiril-rezervaci-velkych-kopytniku-u-nyran-temer-na-dvojnásobek/]

2.5 Koloběh živin v trvalých travních porostech

Primární produkce TTP je podobně jako v jiných ekosystémech primárně řízena klimatickými podmínkami a dále limitována především dostupností živin. Za hlavní limitující živinu je považován N (LeBauer & Treseder, 2008), avšak u většiny typů TTP je primární produkce pravděpodobně kolimitována více prvky. Jsou to především N a P a dále také K (Fay et al., 2015). V přirozených a polopřirozených TTP, které nejsou zatíženy velkými dodatkovými vstupy energie a živin (hnojení minerálními hnojivy), jsou cykly živin úzce propojené s koloběhem C (Rumpel et al., 2015) a odehrávají se především mezi třemi základními složkami – atmosférou, rostlinami a půdním prostředím (Obr. 2), k nimž se v případě pastvin přidávají také velcí herbivoři (Liu et al., 2022). Níže budou krátce přestaveny koloběhy C, N a P v ekosystémech s důrazem na hlavní procesy jejich přeměn.

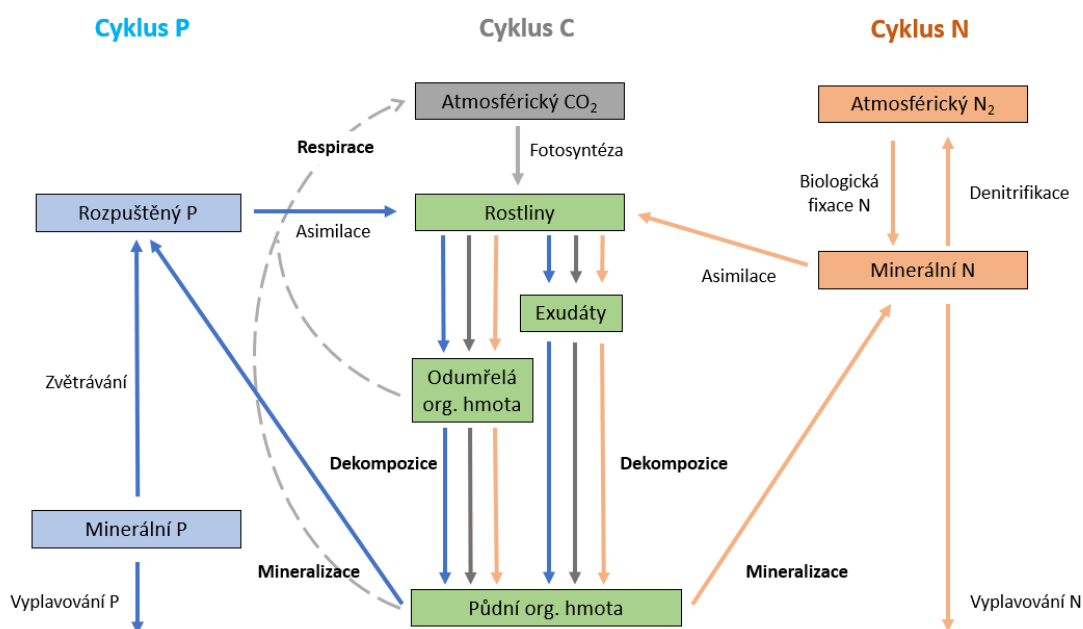
2.5.1 Propojení cyklů C, N a P při tvorbě rostlinné biomasy

Základním procesem řídícím fungování celého ekosystému je fotosyntéza, proces fixace CO₂ a jeho následné přeměny na organickou formu (Šantrůčková et al., 2018). Zhruba 50 % takto vytvořených organických látek (hrubá primární produkce, *gross primary production* - GPP) je prodýcháno samotnými rostlinami (Janzen, 2004). Další část slouží k tvorbě samotné rostlinné biomasy (čistá primární produkce, *net primary production* - NPP) (Šantrůčková et al., 2018), k jejíž syntéze jsou kromě C potřebné také další biogenní prvky (především N a P, ale také S, Fe, K, Ca atd.). Právě v této fázi dochází k těsnému propojení cyklů prvků C, N a P (Obr. 2), kdy dostupnost živin přijímaných kořeny z půdního roztoku reguluje (limituje) syntézu organických sloučenin. Dusík a fosfor jsou rostlinou využívány především při tvorbě proteinů, nukleových kyselin, složek buněčných membrán, chlorofylu a dalších látek nezbytných pro růst vegetativních orgánů a fungování metabolických procesů (Paul, 2015; Plesník, 2011). Rostliny částečně dokáží ovlivnit distribuci živin do jednotlivých orgánů, a proto se živinové složení (stechiometrické poměry C:N:P) může lišit například mezi nadzemními a podzemními orgány a v nich se dále může během roku měnit (Rumpel et al., 2015; Šantrůčková et al., 2018).

2.5.2 Dekompozice a mineralizace POH a navazující procesy přeměn N a P

Organická hmota rostlinného původu, zahrnující rostlinný opad a rhizodepozice (exudáty) – organické látky vylučované živými kořeny, je zdaleka nejvýznamnějším zdrojem organických látek vstupujících do půdy (Obr. 2). Zde se stává součástí půdní organické hmoty (POH), která

je směsí různě složitých organických látek v různém stupni rozkladu a přeměny, a slouží jako zdroj energie, C a živin pro heterotrofní půdní organismy (Šantrůčková, 2014; Paul, 2015). POH je půdními organismy přeměňována v procesech **dekompozice a mineralizace**, na něž mohou opět navazovat procesy **asimilace a imobilizace**, opětovného zabudování živin do org. látek v tělech rostlin nebo jiných organismů (Obr. 2) (Šantrůčková, 2014). Při dekompozici je POH postupně fragmentována činností půdní fauny a dále depolymerizována a rozkládána na jednodušší látky aktivitou extracelulárních enzymů (oxidáz a hydroláz) převážně mikrobiálního původu. Jednoduché organické látky jsou spotřebovány především půdními mikroorganismy a následně jejich konzumenty při stavbě těl a tvorbě extracelulárních metabolitů a při dýchání. Takto se část organické hmoty posouvá potravní sítí do dalších trofických úrovní půdních organismů, přičemž určitá část zůstane stabilizována v půdě (Šantrůčková et al., 2018), zatímco většina je prodýchána – mineralizována (zhruba 60-80 % přijatého org. C je mineralizováno na CO_2 = **heterotrofní respirace, mineralizace C**) (NRCS, 2009; Peri et al., 2015). Přebytky živin, nevyužité mikroorganismy, a následně organismy dalších trofických úrovní při tvorbě metabolitů a stavbě těl nebo živiny uvolněné při jejich odumírání či predaci, jsou uvolňovány do půdního roztoku v minerální podobě (proces **mineralizace, recyklace živin**), čímž se stanou opět dostupné pro rostliny (Paul, 2015).



Obr. 2: Zjednodušené schéma znázorňující propojení biogeochemických cyklů C, N a P v ekosystému (upraveno dle Lladó et al., 2017).

Postupnou mineralizací POH dochází k rozpojení jednotlivých cyklů prvků (Obr. 2). Uvolněné minerální formy N i P nemusí být ihned znovu využity rostlinami, ale mohou v půdě vstupovat do dalších procesů, které se v rámci koloběhů N a P výrazně liší. Navazující přeměny N jsou ve srovnání s cyklem P složitější, zajišťované především biologickými procesy. Na proces mineralizace N, který se uvolňuje v amonné formě, mohou v půdě navazovat další významné mikrobiální přeměny N – nitrifikace a denitrifikace. Nitrifikaci provádí v aerobním prostředí především autotrofní nitrifikační bakterie a některá archea a dochází při ní k oxidaci amonného kationtu (NH_4^+) na dusičnan (NO_3^-) (Paul, 2015; Šantrůčková et al., 2018). V anaerobním prostředí může probíhat denitrifikace, při které jsou dusičnany redukovány na plynné formy dusíku (NO , N_2O , N_2) (Barnard et al., 2005; Paul, 2015). Oba procesy jsou součástí energetického metabolismu mikroorganismů (Barnard et al., 2005), které většinu získané energie spotřebují zejména na fixaci uhlíku v případě nitrifikace a asimilaci organického C a jeho anabolické přeměny v případě denitrifikace (Paul, 2015). Rovnováha mezi procesy mineralizace N, nitrifikace, denitrifikace a asimilace kontroluje množství jednotlivých forem anorganického N v půdě (Barnard et al., 2005). Amonné ionty jsou méně pohyblivé a vážou se na půdní částice, zatímco dusičnany jsou díky svému zápornému náboji dobře mobilní v půdním roztoku. Slouží jako významný zdroj N pro velkou část rostlinných druhů v TTP, především pro dominantní druhy travin. Plynné formy dusíku unikají do atmosféry a jsou přirozenými ztrátami N z ekosystému (Paul, 2015).

Na rozdíl od převážně biologicky řízeného cyklu N se v koloběhu P uplatňuje více fyzikálně chemických procesů. Jsou to především sorpce a desorpce při reakci s povrchy půdních částic a srážení a rozpouštění (Frossard et al., 2000; Jouany et al., 2011). Tyto procesy významně omezují koncentraci P rozpuštěného v půdním roztoku a limitují tak jeho dostupnost pro rostliny.

2.5.3 Půdní organická hmota jako hlavní zdroj N a P pro primární produkci

Vnitřní cyklus mezi rostlinami a půdou je nejdůležitějším tokem živin v TTP (Paul, 2015). POH tak představuje hlavní zásobník N a P, které se dekompozicí a mineralizací uvolňují zpět do půdy a zajišťují primární produkci v TTP (Obr. 2). Rovnováha mezi procesy mineralizace a asimilace/imobilizace v ekosystému je dána poměrem živin v půdě (C:N:P poměr) (Paul, 2015; Šantrůčková et al., 2018). Půdní mikroorganismy, pro něž je POH potravou, mají ve srovnání s ní nižší C:N:P poměr. Nároky půdních mikroorganismů na živiny odpovídají zhruba poměru 60:7:1, zatímco poměr živin v půdě je asi 186:13:1 (Cleveland & Liptzin, 2007). Mají tedy relativně velkou potřebu živin na stavbu své biomasy, které ve svých tělech

dokážou efektivně zadržovat a jen pomalu uvolňovat do prostředí (Paul, 2015). Pokud do fungování TTP nezasahuje člověk, je tento vnitřní cyklus živin mezi rostlinami a půdou, zprostředkovaný činností půdních mikroorganismů, velice provázaný a dochází jen k malým ztrátám N a P z ekosystému (Obr. 2). K přirozeným ztrátám dochází těmito způsoby: 1) vyplavováním, při kterém se ztrácí jak organické formy C, N a P, tak především minerální formy, a to hlavně dusičnany (Paul, 2015; Šantrůčková et al., 2018), 2) biologickými procesy při denitrifikaci, 3) fyzikálně chemickými procesy, tzv. volatilizací, kdy jsou amonné ionty přeměňovány na plynný amoniak (Rumpel et al., 2015; Šantrůčková et al., 2018) a 4) mechanickými procesy, kdy dochází ke ztrátám C, N a P větrnou či vodní erozí (Janowiak et al., 2017; Kurz et al., 2006; Liu et al., 2022; Scurlock & Hall, 1998). Tyto ztráty živin z půdy jsou kompenzovány přirozenými procesy vedoucími k jejich doplňování. U dusíku je to zejména biologická (symbiotická a nesymbiotická) fixace N (Paul, 2015; Šantrůčková et al., 2018). V případě fosforu se jedná především o doplňování dostupných forem P zvětráváním hornin (Obr. 2) (Paul, 2015).

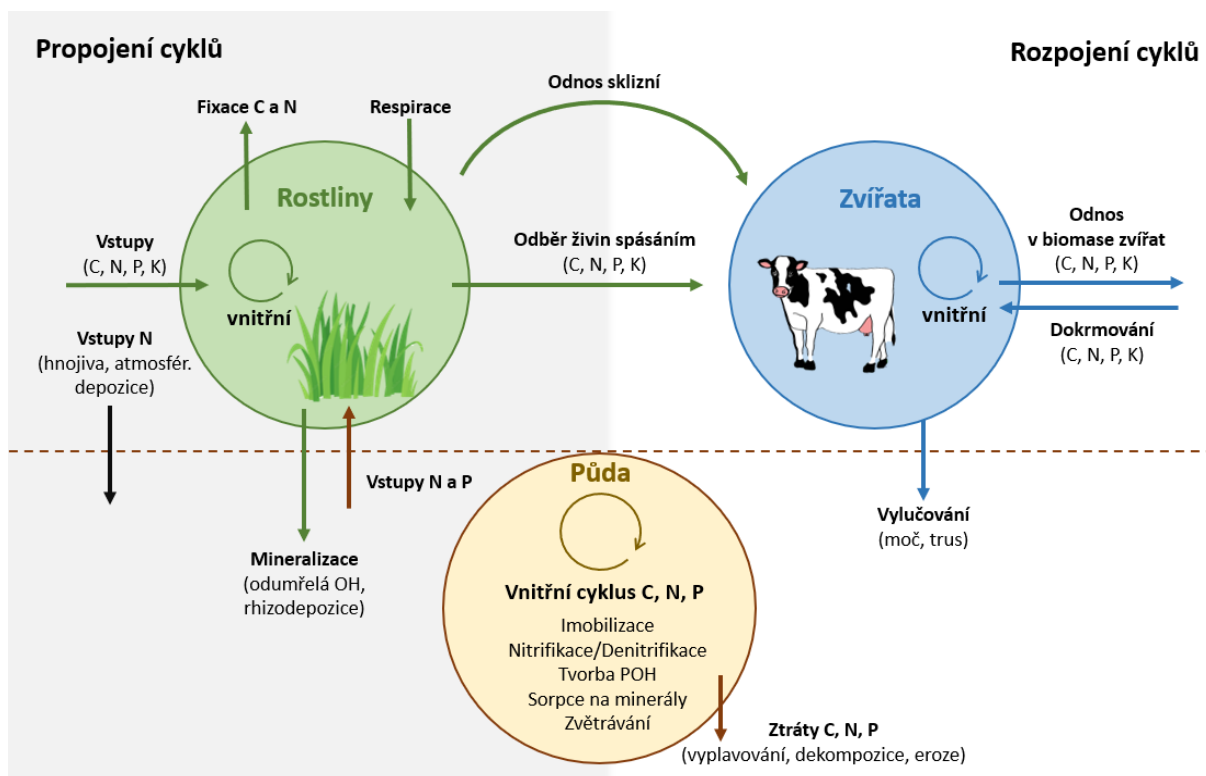
2.5.4 Potenciál TTP pro další poutání POH

Celkové množství fixovaného uhlíku v TTP převyšuje množství C uvolněného dýcháním rostlin a půdních organismů (autotrofní a heterotrofní respirací) zpět do atmosféry ve formě CO₂. V důsledku toho půdy TTP hromadí POH (Luo & Zhou, 2010) a fungují jako významná zásobárna C (Jobbágy & Jackson, 2000), poutající cca 20 % z celkových zásob půdního organického C (Puche et al., 2019). Přítomnost dostatečného množství POH nepředstavuje jen zásobu pomalu se uvolňujících živin (viz výše, Obr. 2), ale také podporuje tvorbu agregátů, zlepšuje vododržnost půdy, a zvyšuje oživení půdy, mikrobiální aktivitu a diverzitu systému (Rumpel et al., 2015). U většiny evropských TTP (cca 80 %) však není v důsledku jejich pravidelného managementu (např. pravidelná seč), který snižuje množství OH vstupující do půdy a dlouhodobě může vést i k výraznějšímu ochuzení půdy o některé živiny (Mládek et al., 2006), zcela využita celková kapacita POH ukládat. Při zvolení vhodnějšího způsobu obhospodařování tak mají TTP stále vysoký potenciál zvyšovat celkové zásoby POH v terestriálních ekosystémech (Bai & Cotrufo, 2022).

2.6 Vliv pastvy na koloběhy živin v půdě a jejich obsah v rostlinné biomase

Management TTP vždy určitým způsobem ovlivňuje přirozené cykly živin a jejich vzájemné propojení (Obr. 3). Při obhospodařování TTP obvykle dochází k odstraňování rostlinné

biomasy (ať už selektivně nebo plošně, kontinuálně či nárazově), aby bylo zabráněno přirozenému zarůstání území keři a dřevinami. Způsob, kterým je biomasa z ekosystému odstraňována a s jakou intenzitou je daný management prováděn jsou velice významnými faktory ovlivňujícími dostupnost živin v půdě a jejich obsah v rostlinné biomase (Rumpel et al., 2015).



Obr. 3: Provázanost C, N a P cyklů v obhospodařovaných TTP (upraveno dle Vertès et al., 2018).

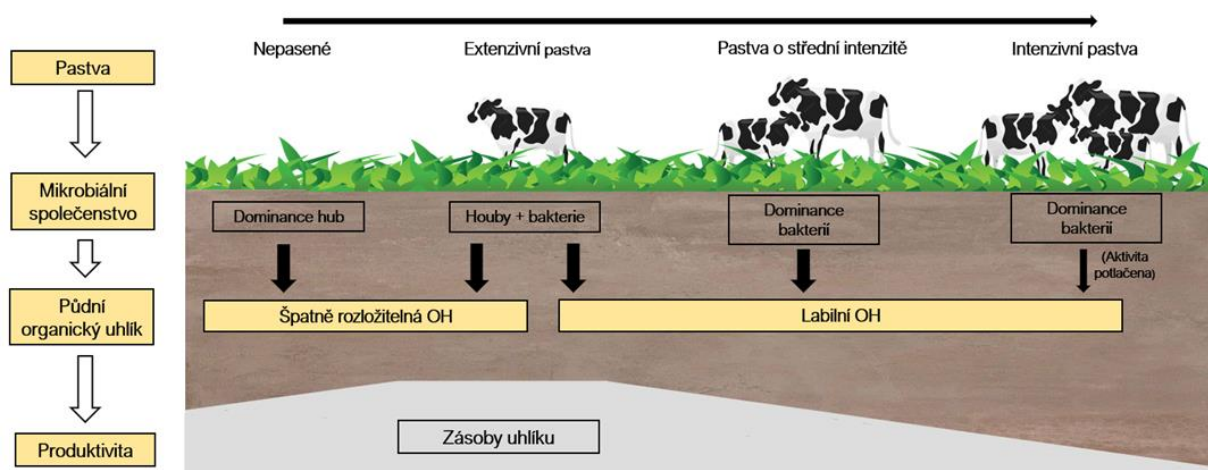
Často sečené nebo dlouhodobě sečené louky jsou trvale ochuzovány o živiny, zejména o draslík (ale i ostatní prvky), při odvozu sklizené primární produkce (Obr. 3) (Mládek et al., 2006). Aby hospodáři zabránili oligotrofizaci luk, plochy často hnojí organickými nebo minerálními hnojivy (Gilmullina et al., 2020). Do půdy jsou tak uměle vnášeny živiny, které mohou vést v případě nadbytku k vyplavování živin z půdního profilu nebo k zarůstání území ruderálními druhy. Pastviny fungují jinak. Oproti loukám je biomasa z ekosystému odebírána selektivně skrze spásání zvířaty (Bai et al., 2012). Pokud jsou zvířata pasena na více lokalitách nebo jsou během pastvy dokrmována, může docházet k obohacování ekosystému o živiny donesené z úživnějšího stanoviště nebo o živiny přijaté v píci (Obr. 3) (Stark et al., 2015). Okusováním vegetace zvířata stimulují kompenzační růst rostlin (McNaughton, 1979) a produkci kořenových exudátů, které jsou snadným zdrojem C a energie pro půdní

mikroorganismy (Byrnes et al., 2018; Zhou et al., 2017). Močí a trusem může být do půdy vyloučeno a vráceno kolem 60-99 % dusíku, fosforu, draslíku a dalších živin (Dubeux et al., 2007; Haynes & Williams, 1993; Ruess & McNaughton, 1987; Williams & Haynes, 1990). Tyto živiny jsou navraceny do půdy ve formách, které jsou pro mikroorganismy a rostliny poměrně dobře dostupné (Beetz, 2002; Cao et al., 2019; Gilmullina et al., 2020) a mohou se podílet až na 70 % roční produkce pastviny (Dubeux et al., 2007; Haynes & Williams, 1993). V moči jsou nejvíce obsaženy N a K a díky kapalné formě jsou tyto živiny také nejrychleji dostupné, P se do půdy vrací především v trusu (Beetz, 2002; Kurz et al., 2006). Spolu s výše jmenovanými prvky se vyměšováním do půdy vrací také kolem 20-40 % C ze spasené biomasy, což je významný příspěvek k POH na rozdíl od sečených luk (Senapati et al., 2014).

Zpětný přísun živin do půdy podporuje růst biomasy mikroorganismů a zvyšuje jejich aktivitu (Gilmullina et al., 2020; Han et al., 2008; McNaughton, 1979, 1985; Sitters & Venterink, 2015). Zvýšenou činností mikroorganismů se urychlují rozkladné procesy a zlepšuje se celková dostupnost živin v půdě, především se zvyšují jejich zásoby ve svrchní vrstvě půdy. Zároveň však mikrobiální biomasa a její metabolity přispívají k zásobě stabilní POH (Bai et al., 2012; Gilmullina et al., 2020; Rumpel et al., 2015; Sitters & Venterink, 2015). Pastva obvykle urychluje cykly některých živin (nejčastěji N) (Bai et al., 2012; Cao et al., 2019; Ruess & McNaughton, 1987; Wang et al., 2016). V případě, že je cyklus jedné živiny urychlen více než cyklus ostatních, což významně zvýší její dostupnost pro rostliny, může nastat kolimitace systému více prvky (Bai et al., 2012). Vlivem pastvy, zejména okusem, se dále mění vnitrodruhová a mezidruhová kompetice mezi rostlinnými druhy, druhové složení vegetace a její elementární C:N:P stechiometrie (Bai et al., 2012; Cao et al., 2019; Wang et al., 2016).

Obecně se předpokládá, že pokud pastva probíhá na přirozeně úrodných půdách (půdách s vysokou dostupností živin) nebo s nízkou intenzitou, působí na ekosystém pozitivně. Dochází při ní k urychlování obrátu živin v ekosystému, které ale není spojeno s významně rychlejší dekompozicí stabilní POH, zvyšuje se heterogenita vegetace a celková produktivita ekosystému, jejímž důsledkem je také efektivnější tvorba POH a její zvýšené ukládání do půdy (Obr. 4). Tyto změny přímo souvisí s podporou a zlepšením ekosystémových služeb TTP. Opačný efekt se předpokládá a bývá pozorován, pokud pastva probíhá s vysokou intenzitou nebo v prostředí s přirozeně nízkou produktivitou ekosystému (oligotrofní systémy s nedostatkem zdrojů nebo suché TTP) (Bai et al., 2012; Bardgett & Wardle, 2003). V intenzivně pasených nebo oligotrofních a suchých TTP je vlivem

selektivního spásání (Bai et al., 2012) potlačen růst „chutných“ a živinově bohatých druhů rostlin s dobře rozložitelným opadem a dominantními se stávají živinově chudé rostliny, jejichž méně kvalitní opad (s menším obsahem živin a vyšším obsahem fenolických látek) zpomaluje recyklaci živin (Bai et al., 2012; Sitters & Venterink, 2015). Nadměrným okusem rostlin je dále snižován obsah živin v nadzemní biomase a kořenech, protože rostlina většinu uhlíku a část živin uvolní při exudaci, aby stimulovala aktivitu mikrobů a ostatní živiny investuje do opětovného růstu (Bai et al., 2012; McNaughton, 1979). Intenzita okusu má dále přímý efekt na vývoj kořenového systému. Při nadměrném spásání (a tedy nedostatečné kapacitě pro fotosyntézu) nejsou rostliny schopné vytvářet nové kořeny a mohou i zahynout (NRCS, 2016). Většina živin pak zůstane imobilizována ve velké biomase hospodářských zvířat a také v biomase půdních mikroorganismů, čímž se prohlubuje limitace ekosystému živinami (Beetz, 2002; Silveira et al., 2012). Vlivem toho se snižuje celkový výnos pastviny (NPP) a klesá její biodiverzita (NRCS, 2016). Zároveň klesá rychlost ukládání POH (Obr. 4). Ekosystém se stává nestabilní a ztrácí své funkční vlastnosti, což v důsledku vede k celkové degradaci ekosystému (Cao et al., 2019).



Obr. 4: Působení pastvy o různé intenzitě na půdní společenstvo, charakter POH a její ukládání v půdě (upraveno dle Xun et al., 2018).

Existuje několik studií, jejichž pozorování jsou v rozporu s tímto „klasickým“ modelem. Nicméně sami autoři v závěrech těchto studií uvádějí jiné možné faktory, které mohly jejich výsledky ovlivnit (Bakker et al., 2009; Millett & Edmondson, 2015; Stark et al., 2015). Příkladem je práce Starka et al. (2015), v rámci pastvy nepůsobila pozitivně v živinově bohatém ekosystému, ale naopak v oligotrofním ekosystému, ve kterém došlo ke zvýšení dostupnosti N v půdě. Autoři předpokládají, že ke zvýšení obsahu N na živinově chudé lokalitě došlo především díky transportu živin z úživnějšího stanoviště a také prostřednictvím změn

ve složení mikrobiálního společenstva (Stark et al., 2015). K odlišným výsledkům, než předpokládá teorie, dospěli také Bakker et al. (2009), když po zavedení pastvy na studovaných plochách pozorovali negativní efekt tohoto managementu na dostupnost N v půdě a koncentraci N v rostlinné biomase. Autoři spekulují, že tento rozdíl ve výsledcích oproti předpokladům může být způsoben tím, že se studované pastviny nachází v „jakémisi přechodném“ stavu s jiným rozložením živin, než popisují modelové předpovědi, které se vztahují spíše k rovnovážnému stavu ekosystému. Zmiňují také možnou kumulaci vlivů (např. srážky, intenzita pastvy), kterou nebylo možné z nasbíraných údajů vyvodit (Bakker et al., 2009).

Závěry ze studií zabývajících se vlivem pastvy na koloběh látek a ukládání organické hmoty v TTP se různí a zahrnují všechny množnosti působení na ekosystém – negativní, pozitivní i neutrální efekt (Bakker et al., 2009; Bardgett & Wardle, 2003; Wang et al., 2016). Proto je důležité u každého posuzovaného ekosystému zvažovat kromě parametrů pastvy (intenzita, druh zvířete, načasování) také typ a druhovou skladbu vegetace, historii managementu, pedoklimatické podmínky (např. koncentrace živin a dostupnost vody v půdě) a další souvislosti jako je délka pastvy apod. (Bai et al., 2012; Rumpel et al., 2015; Singer & Schoenecker, 2003).

2.6.1 Shrnutí předpokládaného vlivu extenzivní přirozené pastvy velkých kopytníků na koloběh živin v ekosystému

Cykly živin jsou na extenzivních pastvinách provázané výrazněji než na intenzivních pastvinách, kde vlivem vysokého zatížení dochází k jejich postupnému oddělení (Obr. 3) a projevům nadbytku dusíku (Soussana & Lemaire, 2014). Živiny jsou do ekosystému vraceny jak vylučováním zvířat, tak rostlinným opadem, který může v těchto ekosystémech, nebo některých jeho částech, převažovat (Silveira et al., 2012). Oproti intenzivní pastvě a pastvě prováděné se střední intenzitou zde dochází k nárůstu C:N poměru v opadu, který je zřejmě vyvolán zvýšenou akumulací OH v půdě a pomalejší recyklací dusíku (Zhou et al., 2017). Procesy v půdě jsou proto v porovnání s intenzivními pastvinami celkově pomalejší (Marriott et al., 2004). Půdní organická hmota je tvořena z velké části z labilních organických sloučenin (Obr. 4), které jsou vázány v půdních agregátech (Rumpel et al., 2015). Vysoké zastoupení labilních forem živin v OH vyhovuje bakteriím, a proto mohou v těchto půdách dominovat či mít výrazný podíl v mikrobiálním společenstvu (Obr. 4) (Liu et al., 2022). Vlivem defoliace rostlin dochází k stimulaci fixace uhlíku, který je alokován především do kořenů nebo vyloučen v podobě kořenových exudátů (Byrnes et al., 2018; Zhou et al., 2017).

Kořenovou exudací se uhlík dostává do půdy, kde je asimilován a přeměněn činností mikroorganismů a současně stimuluje uvolňování dusíku a respiraci půdy. Předpokládá se, že pastva s nízkým zatížením podporuje ukládání organické hmoty do půdy a do mikrobiální a rostlinné biomasy, a to především díky nízké míře disturbance, vysokým vstupům OH (opad, rhizodepozice, moč a trus), kompenzačnímu růstu rostlin a rychlému růstu a efektivní tvorbě biomasy mikrobiálního společenstva (Bai & Cotrufo, 2022; Cao et al., 2019; Klumpp et al., 2007; Zhou et al., 2017). Bylo pozorováno, že extenzivní pastvou je také podpořena druhová diverzita mikrobiálního společenstva v půdě (Obr. 4) (Xun et al., 2018).

Působení extenzivní pastvy je z velké části specifické pro danou lokalitu. Vliv managementu se může lišit například na rozdílných typech TTP (např. mezotrofní, vápencové nebo kyselé půdy atd.) nebo v rozdílných klimatických podmínkách (Byrnes et al., 2018; Marriott et al., 2004). Dále záleží na diverzitě a množství semen, která jsou uchována v půdní semenné bance daného ekosystému (Marriott et al., 2004). Nezanedbatelné je také působení tohoto managementu na ostatní vlastnosti půdy, kdy extenzivní pastva výrazně nemění vlhkost půdy a nezpůsobuje její výraznější utužování jako je tomu v případě intenzivního hospodaření (Zhou et al., 2017). Extenzivní využívání TTP tedy může celkově pomoci podpořit biodiverzitu a produktivitu ekosystému (Loiseau et al., 2005; Marriott et al., 2004).

3 Projekt

3.1 Odůvodnění projektu

V historii bývali velcí kopytníci nedílnou součástí naší přírody. Jejich opětovné navrácení do krajiny proto představuje zajímavý způsob, kterým je možné obnovit a udržovat bezlesá stanoviště ve střední Evropě. Oproti pravidelné seči se jedná o levnější a po zavedení také nenáročný způsob managementu, jehož přidanou hodnotou je zachování a podpora populací původních druhů velkých kopytníků. Na našem území je extenzivní pastva (původních) velkých kopytníků využívána především v rámci managementu zvláště chráněných oblastí a rozlehlých opuštěných území (např. bývalé vojenské prostory). Pastvou je potlačováno zarůstání lokalit náletovými dřevinami a dochází při ní ke kontinuálnímu narušování terénu. Vzniká tím heterogenní prostředí, které je široce využívané rozličnými druhy rostlin a živočichů, z části patřící i mezi ohrožené a kriticky ohrožené druhy.

Při pastvě obecně nedochází k ochuzování ekosystému o živiny jako je tomu například u seče. Velká část živin zabudovaných v rostlinné biomase je zvířaty vyloučena zpět do prostředí v podobě moči a exkrementů, ve formách snadno využitelných půdními mikroorganismy a rostlinami. To může vést k urychlení recyklace živin, zlepšení jejich dostupnosti pro rostliny a vyšší primární produkci. Vstupy organické hmoty do půdy, ať už související s podporou obnovovacího růstu rostlin a jejich rhizodepozicí, se spásáním nebo s návratem části spasené organické hmoty v exkrementech, mohou být při pastvě poměrně vysoké. Proto tento management sehrává důležitou roli z hlediska ukládání uhlíku v půdě.

V České republice zatím existuje 13 lokalit, na kterých je zavedena extenzivní pastva velkých kopytníků. Využívá se především exmoorský kůň, méně pak zubr evropský a pratur. První z těchto pastvin fungují od roku 2015. Pastviny se nachází po celé ČR, liší se od sebe klimatem i nadmořskou výškou, vláhovými poměry, a také typem půdy. Změny a zvýšení druhové bohatosti rostlinných společenstev a některých druhů hmyzu byly pozorovány po zavedení pastvy na všech lokalitách kromě zcela nových, nezávisle na jejich rozdílném charakteru. Studie o vlivu tohoto typu pastvy na půdní prostředí v ČR zatím chybí. Předpokládá se, že vliv pastvy na půdní vlastnosti bude primárně ovlivněn charakterem prostředí (typ a druh půdy, pH a přirozený obsah živin) a klimatem (teplota a množství srážek, délka vegetační sezóny), které určují primární produkci ekosystému. Odlišné vlhkostní podmínky samotných lokalit pak mohou produktivitu pastvin a vliv pastvy na půdní procesy

také výrazně ovlivnit. U vlhkých, vysoce produkčních lokalit lze předpokládat méně výrazný posun druhového složení rostlinného společenstva v porovnání se suššími a živinově chudšími lokalitami, kde lze změny vyvolané extenzivní pastvou na vegetaci, a posléze i na půdní prostředí, očekávat dříve.

Navrhovaný projekt bude probíhat na sedmi vybraných extenzivních pastvinách, zahrnujících sušší i vlhké pastviny (v nivách řek, výtopách rybníků). Bude zaměřen na studium vlivu extenzivní pastvy na vybrané charakteristiky dostupnosti živin v půdě a vegetaci a na obsah organické hmoty v půdě. Určitou limitací tohoto projektu je, že extenzivní pastva velkých kopytníků je v ČR zatím aplikována poměrně krátkodobě a většina lokalit je pasena méně než 5 let. Její vliv na půdní prostředí tudíž nemusí být zatím průkazný. Proto se v projektu zaměříme kromě celkových obsahů uhlíku (C), dusíku (N) a fosforu (P) v půdách především na jejich menší zásobníky, jako jsou vodou extrahovatelné nebo vyměnitelné formy a půdní mikrobiální biomasa, které mají rychlý obrat a mohou sloužit jako brzké indikátory větších změn koloběhů C, N a P v ekosystémech. Data o jednotlivých lokalitách získaná při realizaci projektu mohou dále sloužit jako podklad pro navazující monitoring pastvin, který umožní posoudit vývoj půdních podmínek při dlouhodobější pastvě.

3.2 Cíle a hypotézy

V rámci projektu budou porovnány extenzivně pasené lokality s kontrolními (extenzivně sečenými/nepasenými) a intenzivně pasenými lokalitami (pasenými skotem) z jejich okolí nacházejících se v podobných místních podmínkách. Cílem projektu bude zhodnotit dosavadní vliv extenzivní pastvy velkých kopytníků na přeměny C, N a P v půdě, jejich obsah v rostlinné biomase a možné důsledky pro ukládání organické hmoty v půdě.

Hypotézy

- Extenzivní pastva velkých kopytníků urychluje koloběh živin v ekosystému, což se projeví vyšším obsahem dostupných forem C, N a P v půdě a N a P v rostlinné biomase oproti kontrolním plochám. Tento rozdíl bude lépe patrný na plochách pasených delší dobu.
- Vliv extenzivní pastvy na živinové složení vegetace se výrazněji projeví na sušších méně produktivních lokalitách v porovnání s vlhkými vysoce produkčními lokalitami.
- Extenzivně pasené plochy budou mít větší potenciál ukládat organickou hmotu v půdě v porovnání s intenzivně pasenými i kontrolními plochami.

3.3 Metodika projektu

3.3.1 Studované lokality a odběrové plochy

Ze 13 existujících lokalit, na kterých je aplikována přirozená pastva velkých kopytníků v ČR, bylo vybráno sedm, které jsou pasené alespoň dva roky a déle. Studované lokality zahrnují čtyři sušší a tři vlhké pastviny (Tab. 1).

V rámci předchozího monitoringu vlivu přirozené pastvy na hmyzí společenstva byly již vytipovány odběrové/sledovací plochy. Jsou to kruhy o velikosti 100 m² se středem označeným pomocí GPS souřadnic. Na každé pastvině se nachází čtyři odběrové plochy a na loukách v jejich blízkém okolí či v oplocenkách uvnitř pastvin pak čtyři kontrolní (nepasené/extenzivně kosené) plochy. Pro potřeby tohoto půdního projektu jsme pak vytipovali vždy další čtyři plochy v okolí do 25 km na intenzivně pasených pastvinách, s podobnými půdními podmínkami (půdní typ, vlhkostní podmínky) a topografií. Pouze pro lokalitu Baroch s malou rozlohou existuje vždy dvojice odběrových ploch kontrolních, extenzivně a intenzivně pasených. Bližší charakteristika odběrových lokalit je uvedena v Tab. 1. Všechny odběrové plochy jsou charakterizovány soupisem druhů rostlin s odhadem pokryvnosti dominant (provedeno botanikem v terénu v letech 2021-22) a dále strukturou vegetace, tzn. odhadem podílu plochy pokryté krátkostébelným trávnikem, dlouhostébelným trávnikem, křovinami a holým povrchem půdy. Tento odhad byl proveden s použitím leteckých snímků daných lokalit z roku 2021 a bude zopakován a korigován v roce 2023. Všechna podkladová data charakterizující odběrová místa budou k dispozici i pro tento navrhovaný projekt.

Tab. 1: Charakteristika odběrových lokalit.

Název lokality	Souřadnice	Popis	Management, rok zahájení
Milovice – Pod Benáteckým vrchem	50.2380206N, 14.8801950E	suché	extenzivně pasené (pratur, exmoor. pony), 2015
Milovice – Pod Benáteckým vrchem	50.2429353N, 14.8907494E	suché	Kontrola
Milovice – Pod Benáteckým vrchem	50.2236972N, 14.9321711E	suché	intenzivně pasené
Milovice – Travniny	50.2771994N, 14.8753000E	suché	extenzivně pasené (zubr, exmoor. pony), 2015 (Z), 2021 (V)
Milovice – Travniny	50.2885111N, 14.8669422E	suché	Kontrola

Milovice – Travniny	50.2738708N, 14.9185844E	suché	intenzivně pasené
NP Podyjí – Havranické vřesoviště	48.8104333N, 15.9962833E	suché	extenzivně pasené (exmoor. pony), 2018
NP Podyjí – Havranické vřesoviště	48.8134667N, 15.9961667E	suché	Kontrola
NP Podyjí – Havranické vřesoviště	48.7923800N, 16.0056428E	suché	intenzivně pasené
NP Podyjí – Mašovická střelnice	48.8448333N, 15.9768500E	suché	extenzivně pasené (exmoor. pony), 2018
NP Podyjí – Mašovická střelnice	48.8452000N, 15.9800833E	suché	Kontrola
NP Podyjí – Mašovická střelnice	48.8790997N, 15.9686564E	suché	intenzivně pasené
Josefovské louky u Jaroměře	50.3441147N, 15.9357064E	vlhké	extenzivně pasené (exmoor. pony), 2018
Josefovské louky u Jaroměře	50.3419717N, 15.9393436E	vlhké	Kontrola
Josefovské louky u Jaroměře	50.3285286N, 15.8861183E	vlhké	intenzivně pasené
Baroch u Pardubic	50.0968300N, 15.7851000E	vlhké	extenzivně pasené (exmoor. pony), 2020
Baroch u Pardubic	50.0937200N, 15.7859900E	vlhké	Kontrola
Baroch u Pardubic	50.0974600N, 15.7863900E	vlhké	intenzivně pasené
Meandry Lužnice na Třeboňsku	48.9786800N, 14.8586500E	vlhké	extenzivně pasené (exmoor. pony, pratur), 2020
Meandry Lužnice na Třeboňsku	48.9885681N, 14.8544881E	vlhké	Kontrola
Meandry Lužnice na Třeboňsku	49.0318483N, 14.8705186E	vlhké	intenzivně pasené

3.3.2 Odběr vzorků půdy a rostlinné biomasy

Z každé odběrové plochy bude odebráno pět vzorků nadzemní a podzemní biomasy rostlin a jeden směsný reprezentativní vzorek půdy, vytvořený smícháním 15 podvzorků. Systém odběru vzorků bude následující. Jeden vzorek rostlinné biomasy a půd bude odebrán ve středu odběrové plochy a další čtyři pak směrem do čtyř světových stran vždy ve vzdálenosti 10-15 m od středu. Nadzemní biomasa bude odebírána manuálně, ostříhána pomocí nůžek, ze čtverců o velikosti 0,25 x 0,25 m a uložena do papírových sáčků. Poté bude ze stejné plošky odebrán vzorek podzemní biomasy pomocí půdní sondýrky o průměru 5 cm z hloubky 0-15 cm a uložen do polyetylénového sáčku. V blízkém okolí do 1 m budou sondýrkou o průměru 2,5 cm odebrány tři půdní vzorky z hloubky 0-15 cm. Ty budou spolu s ostatními půdními vzorky na místě na igelitové plachtě ručně homogenizovány, zbaveny větších kamenů a kořenů a směsný vzorek o hmotnosti asi 200 g bude vsypán do polyetylénového sáčku.

Vzorky budou po odběru uloženy do přenosných chladících boxů, dále uchovávány při teplotě 4 °C a vždy nejdéle do týdne zpracovány.

Odběry vzorků rostlinné biomasy a půdy proběhnou v první polovině vegetační sezóny (duben až červen) a budou opakovány po dobu 2 let. Vzorky budou průběžně analyzovány a vyhodnocovány.

3.3.3 Zpracování vzorků rostlin a půd

Stanovení pH půdy, suché hmotnosti půdy a obsahu organické hmoty v půdě

Aktivní pH půdy bude stanoveno v suspenzi půdy a destilované vody smíchané v poměru 1:2,5. Půdní suspenze bude nejdříve 1 h intenzivně promíchávána a následně ponechána 30 min k sedimentaci. Pomocí skleněné elektrody pH-metru bude změřena hodnota pH.

Suchá hmotnost půdy bude stanovena z hodnot hmotnosti čerstvého vzorku a vzorku vysušeného při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti. Výsledná hodnota bude spočtena jako podíl hmotnosti vzorku po vysušení a hmotnosti čerstvého vzorku.

Obsah organické hmoty (OH) v půdě bude stanoven metodou žihání, během které bude přesná navážka vzorku půdy vysušeného do konstantní hmotnosti při 105 °C spálena v muflové peci při teplotě 550 °C (po dobu 4 h). Množství OH v půdě bude odpovídat spalitelnému podílu, který je roven změně hmotnosti vzorku před a po vyžhání. Podíl OH bude vyjádřen na gram suché půdy.

Stanovení rostlinné biomasy, obsahu C, N a P v rostlinné biomase a ve vzorcích půdy

Vzorky nadzemní biomasy budou ručně rozděleny na mrtvou a živou biomasu. Podzemní biomasa (kořeny, rhizomy, cibule atd.) bude na sítu zbavena půdy a vymyta dočista. Všechny vzorky budou usušeny při teplotě 60 °C po dobu 48 h a zváženy. Množství živé a mrtvé suché nadzemní biomasy bude vyjádřeno na m², podobně množství suché podzemní biomasy bude vyjádřeno na m² do hloubky odběru – 15 cm.

Vzorky živé nadzemní biomasy a podzemní biomasy budou dále zhomogenizovány na střižném mlýnu (SM 100, Retsch, Germany) (na části o velikosti 1-2 cm) a reprezentativní vzorky z nich budou pomlety na kulovém mlýnu (MM 400, Retsch, Germany). Pomlety budou také vzorky vysušené půdy. Ve všech vzorcích bude stanoven celkový obsah C a N spalováním při vysoké teplotě pomocí elementárního CN analyzátoru (Vario Micro Cube, Elementar, Germany). Ke stanovení P bude použita metoda Kopáčka et al. (2001), kdy nejprve dojde k rozkladu vzorku kyselinou dusičnou a chloristou, a poté (po vytvoření fosfomolybdenové

modři) k následnému měření absorbance na spektrofotometru (FIA Lachat QC8500, Lachat Instruments, USA) (Kopáček et al., 2001).

Stanovení obsahu C, N a P v mikrobiální biomase

Obsah C, N a P v mikrobiální biomase bude stanoven metodou chloroformové fumigační extrakce (CFE). Vzorky budou ve dvojici naváženy do skleněných lahví, z nichž jeden bude vystaven na 24 hodin párámu chloroformu (fumigovaný), které poruší buněčné stěny a membrány mikroorganismů přítomných v půdě a uvolní z nich dostupné živiny. Oba vzorky z dvojice budou následně extrahovány buď 0.5M síranem draselným (K_2SO_4) pro stanovení C a N (Vance et al., 1987) nebo 0.5M hydrogenuhličitanem sodným ($NaHCO_3$, pH 8.5) v případě stanovení P (Brookes et al., 1982). Extrakty budou centrifugovány a filtrovány za sníženého tlaku. Za použití vysokoteplotního TOC/TN analyzátoru (LiquiTOC II, Elementar, Germany) budou v extraktech stanoveny koncentrace organického C a celkového N. Obsah C a N v mikrobiální biomase bude vypočítán z rozdílu koncentrace těchto látek ve fumigovaném a nefumigovaném vzorku. Celkové množství C a N v mikrobiální biomase bude korigováno vynásobením přepočtovými faktory – faktorem $K_{EC} = 0.38$ pro C a faktorem $K_{EN} = 0.54$ pro N (Brookes et al., 1982, Vance et al., 1987, Čapek et al., 2021).

Stanovení P v mikrobiální biomase vyžaduje spektrofotometrickou koncovku a korekci naměřených koncentrací P kvůli zpětnému sorbování P na půdní částice. Korekce se provádí pomocí analýzy koncentrace dostupného P ve vzorcích bez přídavku a s přídavkem vnitřního standardu – roztoku P o známé koncentraci. Výsledný obsah P v mikrobiální biomase je počítán obdobně jako pro mikrobiální C a N, a to jako rozdíl koncentrace P ve fumigovaném a nefumigovaném vzorku (po provedení korekce na sorpci P v půdě), který je vynásoben přepočtovým faktorem $K_{EP} = 0.4$ (Brookes et al., 1982).

Stanovení bazální respirace půdy

V půdě bude stanovena bazální respirace, tj. aktuální respirační aktivita půdních mikroorganismů při standardizované teplotě a optimální vlhkosti. Půdní vzorky budou naváženy do skleněných lahví (10 g do 120ml lahví), ovlhčeny na 60% retenční vodní kapacity a předinkubovány v termostatu po dobu 7 dnů při teplotě 20 °C. Poté budou láhve s půdou (a rovněž 3 láhve bez půdy – slepá stanovení) vzduchotěsně uzavřeny a opět umístěny do 20 °C. Po 24 h inkubace bude z inkubačních lahví pomocí injekční stříkačky a jehly odebrána vnitřní atmosféra. V odebraných vzorcích plynu bude pomocí plynového chromatografu s tepelně vodivostním detektorem (GC-TCD, Agilent, USA) analyzován

obsah CO₂. Z rozdílů koncentrací CO₂ ve vzorcích a slepých stanoveních bude spočítána produkce CO₂, korigována na množství CO₂ rozpuštěného v půdním roztoku a vyjádřena jako rychlost respirace C-CO₂ na gram suché půdy a den.

Stanovení koncentrací živin ve vodném výluhu

Ve vodných výluzích půdních vzorků bude stanovena koncentrace snadno dostupných živin a rozpuštěného organického C. Nejprve budou vzorky půdy po dobu 1 h extrahovány destilovanou vodou v poměru 1:10. Poté budou centrifugovány a za sníženého tlaku přefiltrovány přes skleněný filtr (0,45 μm). Ve vodných výluzích bude analyzátorem TOC/TNb (LiquiTOC II, Elementar, Germany) stanoveno množství rozpuštěného org. C a množství celkového rozpuštěného N. Pomocí spektrofotometru (FIA Lachat QC8500, Lachat Instruments, USA) bude ve výluzích změřena koncentrace N-NO₃, N-NH₄ a rozpuštěného reaktivního P. Výsledná koncentrace snadno dostupných živin bude přepočtena na gram suché půdy.

Stanovení textury půdy

Stanovení textury půdy bude provedeno externě – zadáno do laboratoří Botanického ústavu AV ČR v Průhonicích a vyúčtováno jako služba.

Vyhodnocení dat

Data budou zpracována v programu Excel a následně statisticky vyhodnocena v prostředí R-Studio. Pro posouzení odlišnosti lokalit, vlivu pastvy a půdních podmínek bude použit obecný lineární model (GLM). Kategoriálními proměnnými v tomto případě budou pastva (nepaseno/intenzivně paseno/extenzivně paseno), půdní podmínky (vlhké/suché pastviny) a lokalita, kvantitativní proměnnou pak délka pastvy. Lokalita zde bude použita jako faktor s náhodným efektem a délka pastvy, respektive rok zavedení pastvy, bude přidána jako kovariáta. Testovány budou především vlivy pastvy a půdních podmínek a také jejich interakce. V případě průkazného výsledku testu bude proveden post-hoc test.

3.3.4 Očekávané výstupy

Výsledky projektu budou shrnuty do závěrečné zprávy a prezentovány na odborném semináři/konferenci (například konference České společnosti pro ekologii). Dále budou

publikovány v mezinárodním časopise a shrnuty v článku určeném pro český populárně-vědecký časopis (Fórum ochrany přírody nebo Živa).

Hlavním výstupem projektu bude získání informací o dosavadním (poměrně krátkodobém) vlivu extenzivní přirozené pastvy velkých kopytníků na vybrané půdní charakteristiky se zaměřením na dostupnost živin v půdě, jejich recyklaci a potenciál půdy ukládat organickou hmotu. Tato půdní data z přirozených pastvin v ČR zatím zcela chybí. Porovnáním půdních charakteristik z přirozených pastvin s plochami extenzivně kosenými či zcela bez údržby na jedné straně a s půdami intenzivních pastvin na straně druhé nám umožní posoudit, jak významný posun v půdních vlastnostech může přirozená pastva způsobit, zda bude její vliv na potenciál TTP ukládat v půdě organickou hmotu pozitivní či spíše negativní a také zda se liší mezi vlhkými a suššími pastvinami.

Získané informace o studovaných lokalitách budou poskytnuty vlastníkům a správcům pastvin spolu s daty o diverzitě rostlinných a hmyzích společenstev. Ti tato data potřebují při žádostech o podporu tohoto typu managementu TTP i jako argument pro jeho další možné rozšiřování. Zároveň budou získaná data sloužit jako podkladová data pro následný monitoring či opakované studium těchto ploch v budoucnu. V neposlední řadě je možné výstupy projektu využít při tvorbě hospodářských politik, ve kterých může být extenzivní pastva doporučena jako možná alternativa k tradičnímu přístupu ohospodařování TTP.

3.4 Časový harmonogram a náklady

3.4.1 Časový harmonogram projektu

Projekt je navržen na 2 roky (Tab. 2). Měsíce leden až březen v prvním roce projektu budou věnovány přípravným pracím. Před započítáním odběrů na lokalitách budou připravena podkladová data a podrobně naplánovány jednotlivé terénní výjezdy, o kterých budou vyrozuměni správci pastvin. Dále bude zajištěno vybavení potřebné k terénním pracím. Odběry vzorků proběhnou každý rok na jaře v měsících duben až červen. Odebrané vzorky rostlinné biomasy a půdy budou během roku průběžně zpracovávány. Získaná data budou postupně vyhodnocována a publikována v podobě průběžné a závěrečné zprávy a poté jako odborné články v českých a zahraničních časopisech. Výsledky výzkumu budou dále prezentovány na odborném semináři.

Tab. 2: Časový harmonogram projektu.

Činnost	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Příprava projektu	■	■	■																						
Odběry vzorků				■	■	■										■	■	■							
Zpracování vzorků					■	■	■	■	■	■							■	■	■	■	■	■			
Vyhodnocení dat									■	■	■	■	■							■	■	■	■	■	
Závěrečná zpráva, Publikace v časopise													■	■	■									■	■
Prezentace projektu															■										■

3.4.2 Finanční náklady a jejich zdůvodnění

Celkové náklady potřebné na realizaci dvouletého projektu činí 1 418 000 Kč (Tab. 3). Nejvýznamnější položkou věcných nákladů je materiál. Zde jsou započteny výdaje za použití služebního vozu při odběrech, vybavení k odběrům (sáčky, rukavice, nůžky atd.) a spotřebního materiálu a chemikálií k analýze předem odhadnutého množství pevných vzorků a extraktů (filtrační papíry, extrakční a reakční činidla, plyny, plastové a skleněné laboratorní nádoby, cínové kapsle atd.). V položce služby je zahrnuta cena za stanovení textury půdy (podle cenové nabídky), které bude provedeno externě Botanickým ústavem AV ČR v Průhonicích. Cestovní náklady jsou tvořené výdaji pokrývajícími ubytování pro 2 pracovníky během

terénních odběrů. Analýzy vzorků budou prováděny v laboratořích Přírodovědecké fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, které budou placeny režijní náklady. Režijní náklady tvoří 20 % z celkových výdajů projektu.

Celkové osobní náklady za dva roky dosahují výše 1 003 000 Kč. V rámci projektu bude vyplácena mzda 1 odbornému pracovníkovi s 30 % úvazkem (počítáno z hrubé mzdy ve výši 40 000 Kč/měsíc za 100 % úvazku; pracovník je zodpovědný za koordinaci prací, vyhodnocení, publikaci a prezentaci výsledků a také pomoc při odběru) a 1 technickému pracovníkovi s 60 % úvazkem (počítáno z hrubé mzdy ve výši 32 000 Kč/měsíc za 100 % úvazku; náplní práce je pomoc s odběry vzorků a zodpovědnost za jejich následné zpracování). Za pracovníky budou odváděny zákonné odvody ve výši 34 % osobních prostředků.

Tab. 3: Rozpočet projektu.

	Cena (v Kč)
Věcné náklady	415 000
Materiál	131 000
Cestovní náklady	20 000
Služby	28 000
Režijní náklady	236 000
Osobní náklady	1 003 000
Odborný pracovník	288 000
Technik	460 000
Povinné zákonné odvody	255 000
Celkové náklady projektu	1 418 000

3.5 Závěr

Udržování trvalých travních porostů extenzivní přirozenou pastvou velkých kopytníků je specifickým druhem managementu, který se u nás teprve rozvíjí. Tento typ pastvy je využíván převážně v chráněných územích a v bývalých vojenských cvičištích, která se od sebe významně liší klimatickými i půdními podmínkami. Předpokládá se, že extenzivní pastva velkých kopytníků bude mít kromě již pozorovaných pozitivních vlivů na diverzitu struktury porostu, podporu cílových (často chráněných) druhů rostlin a diverzitu opylovačů a dalších skupin hmyzu také vliv na půdní prostředí. Měla by spolu s urychlením cyklů živin v půdě a zvýšením jejich dostupnosti zlepšit živinové složení rostlinné biomasy, podpořit růst půdní mikrobiální biomasy a ve výsledku podpořit ukládání OH v půdě. Dosud neexistují žádná data popisující vlastnosti půd extenzivních pastvin České republiky a vliv tohoto typu pastvy

na půdní prostředí nebyl zatím studován. Proto jsem navrhla projekt, který má za cíl podkladová data získat a ověřit výše zmíněné předpoklady o pozitivním vlivu extenzivní přirozené pastvy na složení rostlinné biomasy a ukládání OH v půdě v porovnání s kontrolními sečenými plochami a intenzivními pastvinami skotu. Získaná data charakterizující dostupnost živin a jejich recyklaci v půdách pastvin bude možné využít jako podklad pro možné budoucí projekty (hodnotící dlouhodobější vliv pastvy). Vlastníci či správci pastvin je mohou využít při rozhodování o navazujícím managementu území a při úvahách a žádostech o rozšíření tohoto typu údržby TTP.

4 Zdroje

- Bai, Y., & Cotrufo, M. F. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science*, *377*(6606), 603–608.
- Bai, Y., Wu, J., Clark, C. M., Naeem, S., Pan, Q., Huang, J., Zhang, L., & Han, X. (2010). Tradeoffs and thresholds in the effects of nitrogen addition on biodiversity and ecosystem functioning: Evidence from inner Mongolia Grasslands. *Global Change Biology*, *16*(2), 358–372. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02142.x>
- Bai, Y., Wu, J., Clark, C. M., Pan, Q., Zhang, L., Chen, S., Wang, Q., & Han, X. (2012). Grazing alters ecosystem functioning and C:N:P stoichiometry of grasslands along a regional precipitation gradient. *Journal of Applied Ecology*, *49*(6), 1204–1215. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02205.x>
- Bakker, E. S., Knops, J. M. H., Milchunas, D. G., Ritchie, M. E., & Olf, H. (2009). Cross-site comparison of herbivore impact on nitrogen availability in grasslands: the role of plant nitrogen concentration. *Oikos*, *118*(11), 1613–1622. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17199.x>
- Bardgett, R. D., & Wardle, D. A. (2003). Herbivore-Mediated Linkages between Aboveground and Belowground Communities. *Ecology*, *84*(9), 2258–2268.
- Barnard, R., Leadley, P. W., & Hungate, B. A. (2005). Global change, nitrification, and denitrification: A review. *Global Biogeochemical Cycles*, *19*, 1–13. <https://doi.org/10.1029/2004GB002282>
- Beetz, A. E. (2002). *A Brief Overview of Nutrient Cycling in Pastures*. ATTRA, The National Center for Appropriate Technology, 11 p.
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G., & Lindborg, R. (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, *10*(2), 1–20. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J. W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., & de Vries, W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. *Ecological Applications*, *20*(1), 30–59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>
- Brookes, P. C., Powlson, D. S., & Jenkinson, D. S. (1982). Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *14*(4), 319–329. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90001-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90001-3)
- Burrascano, S., Chytrý, M., Kuehmerle, T., Giarrizzo, E., Luyssaert, S., Sabatini, F. M., & Blasi, C. (2016). Current European policies are unlikely to jointly foster carbon sequestration and protect biodiversity. *Biological Conservation*, *201*, 370–376. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.005>
- Butler, O. M., Elser, J. J., Lewis, T., Mackey, B., & Chen, C. (2018). The phosphorus-rich signature of fire in the soil–plant system: a global meta-analysis. *Ecology Letters*, *21*(3), 335–344. <https://doi.org/10.1111/ele.12896>

- Byrnes, R. C., Eastburn, D. J., Tate, K. W., & Roche, L. M. (2018). A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *Journal of Environmental Quality*, 47(4), 758–765. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>
- Cadman, M., de Villiers, C., Lechmere-Oertel, R., & McCulloch, D. (2013). *Grassland ecosystem guidelines: landscape interpretation for planners and managers*. South African National Biodiversity Institute, 139 p.
- Cao, J., Yan, R., Chen, X., Wang, X., Yu, Q., Zhang, Y., Ning, C., Hou, L., Zhang, Y., & Xin, X. (2019). Grazing affects the ecological stoichiometry of the plant-soil-microbe system on the hulunber steppe, China. *Sustainability*, 11(19), 1–16. <https://doi.org/10.3390/su11195226>
- Čapek, P., Christopher, K. P., Starke, R., Zhao, Q., & Tahovská, K. (2021). Biochemical inhibition of acid phosphatase activity in two mountain spruce forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 57, 991–1005. <https://doi.org/10.1007/s00374-021-01587-9>
- Catorci, A., Cesaretti, S., Malatesta, L., & Tardella, F. M. (2014). Effects of grazing vs mowing on the functional diversity of sub-Mediterranean productive grasslands. *Applied Vegetation Science*, 17(4), 658–669. <https://doi.org/10.1111/avsc.12103>
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I., & Danihelka, J. (2005). Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia*, 77, 339–354.
- Cleveland, C. C., & Liptzin, D. (2007). C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, 85(3), 235–252. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9132-0>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310.
- Dass, P., Houlton, B. Z., Wang, Y., & Warlind, D. (2018). Grasslands may be more reliable carbon sinks than forests in California. *Environmental Research Letters*, 13(7), 1–8. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac339>
- Dengler, J., Becker, T., Ruprecht, E., Szabó, A., Becker, U., Beldean, M., Bită-Nicolae, C., Dolnik, C., Goia, I., Peyrat, J., Uğurlu, E., Sutcliffe, L. M. E., & Turtureanu, P. D. (2012). Festuco-Brometeacomunities of the Transylvanian Plateau (Romania) – a preliminary overview on syntaxonomy, ecology, and biodiversity. *Tuexenia*, 32, 319–359.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., & Wellstein, C. (2014). Biodiversity of Palaeartic grasslands: A synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- Dennis, R. L. H., Dapporto, L., Dover, J. W., & Shreeve, T. G. (2013). Corridors and barriers in biodiversity conservation: a novel resource-based habitat perspective for butterflies. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2709–2734. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0540-2>
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., & Campbell, B. D. (2007). Plant trait responses to grazing – A global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313–341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x>

- Doležal, J., Mašková, Z., Lepš, J., Steinbachová, D., de Bello, F., Klimešová, J., Tackenberg, O., Zemek, F., & Květ, J. (2011). Positive long-term effect of mulching on species and functional trait diversity in a nutrient-poor mountain meadow in Central Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 145(1), 10–28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.010>
- Dostál, D., Konvička, M., Čížek, L., Šálek, M., Robovský, J., Horčíčková, E., & Jirků, M. (2014). *Divoký kůň (Equus ferus) a pratur (Bos primigenius): klíčové druhy pro formování české krajiny*. Česká krajina, 125 p.
- Dubeux, J. C. B., Sollenberger, L. E., Mathews, B. W., Scholberg, J. M., & Santos, H. Q. (2007). Nutrient Cycling in Warm-Climate Grasslands. *Crop Science*, 47(3), 915–928. <https://doi.org/10.2135/cropsci2006.09.0581>
- Dufek, N. A., Vermeire, L. T., Waterman, R. C., & Ganguli, A. C. (2014). Fire and Nitrogen Addition Increase Forage Quality of *Aristida purpurea*. *Rangeland Ecology & Management*, 67(3), 298–306. <https://doi.org/10.2111/REM-D-13-00057.1>
- Duprè, C., Stevens, C. J., Ranke, T., Bleeker, A., Pepler-Lisbach, C., Gowing, D. J. G., Dise, N. B., Dorland, E., Bobbink, R., & Diekmann, M. (2010). Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, 16(1), 344–357. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01982.x>
- Fay, P. A., Prober, S. M., Harpole, W. S., Knops, J. M. H., Bakker, J. D., Borer, E. T., Lind, E. M., MacDougall, A. S., Seabloom, E. W., Wragg, P. D., Adler, P. B., Blumenthal, D. M., Buckley, Y. M., Chu, C., Cleland, E. E., Collins, S. L., Davies, K. F., Du, G., Feng, X., ... Yang, L. H. (2015). Grassland productivity limited by multiple nutrients. *Nature Plants*, 1, 1–5. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.80>
- Frossard, E., Condron, L. M., Oberson, A., Sinaj, S., & Fardeau, J. C. (2000). Processes Governing Phosphorus Availability in Temperate Soils. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 15–23. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010003x>
- Fučík, P., Zemek, F., Hakrová, P., Svobodová, M., Zajíček, A., Šlachta, M., Píkl, M., Duffková, R., Mrkvička, J., Bystřický, V., Procházka, J., Skalický, M., Holubík, O., Moravcová, J., Novotný, J., Skalická, J., Peterková, J., Musil, M., Šantrůček, J., Matoušková, V., Brom, J., Hanuš, J., Novotná, K., & Huislová, P. (2015). *Metodický postup pro hodnocení vlivu pastvy skotu na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a biodiverzitu v krajině*. VÚMOP, 98 p.
- Gilmullina, A., Rumpel, C., Blagodatskaya, E., & Chabbi, A. (2020). Management of grasslands by mowing versus grazing – impacts on soil organic matter quality and microbial functioning. *Applied Soil Ecology*, 156, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103701>
- Gordon, I. J., Hester, A. J., & Festa-Bianchet, M. (2004). The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology*, 41(6), 1021–1031. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00985.x>
- Güsewell, S. (2004). N:P ratios in terrestrial plants: Variation and functional significance. *New Phytologist*, 164(2), 243–266. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01192.x>
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., & Wiezik, M. (2013). European grassland ecosystems: Threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22(10), 2131–2138. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>

- Háková, A., Klauďisov, S., & Sdlo, J. (2004). Zsady pee o nelesn biotopy v ramci soustavy Natura 2000. In *Zsady pee o nelesn biotopy v ramci soustavy Natura 2000*. MŽP, 75 p.
- Han, G., Hao, X., Zhao, M., Wang, M., Ellert, B. H., Willms, W., & Wang, M. (2008). Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1–4), 21–32. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2007.11.009>
- Hautier, Y., Niklaus, P. A., & Hector, A. (2009). Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324, 636–638.
- Haynes, R. J., & Williams, P. H. (1993). Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed Pasture Ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49, 119–199. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)
- Hejcman, M., Hejcmanov, P., Pavl, V., & Beneš, J. (2013). Origin and history of grasslands in central europe – A review. *Grass and Forage Science*, 68(3), 345–363. <https://doi.org/10.1111/gfs.12066>
- Helm, A., Oja, T., Saar, L., Takkis, K., Talve, T., & Partel, M. (2009). Human Influence Lowers Plant Genetic Diversity in Communities with Extinction Debt. *Journal of Ecology*, 97(6), 1329–1336. <https://doi.org/10.1111/j>
- Herbin, T., Hennessy, D., Murphy, J., Richards, K., Piwowarczyk, A., & Holden, N. (2010). The effects of dairy cow weight on selected soil physical properties related to compaction. *Advances in Animal Biosciences*, 1(1), 84. <https://doi.org/10.1017/s204047001000227x>
- Honigov, I. (2012). Jakou cenu m přiroda? *Ochrana Přirody*, 2, 18–19.
- Janowiak, M., Connelly, W. J., Dante-Wood, K., Domke, G. M., Giardina, C., Kayler, Z., Marcinkowski, K., Ontl, T., Rodriguez-Franco, C., Swanston, C., Woodall, C. W., & Buford, M. (2017). *Considering Forest and Grassland Carbon in Land Management*. United States Department of Agriculture, 68 p.
- Janzen, H. H. (2004). Carbon cycling in earth systems – A soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104(3), 399–417. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.040>
- Jirk, M. (2021). *Management krajiny byvalho Vojenskho vycvikovho prostoru Milovice-Mlad 2015-2021*. esk krajina, 44 p.
- Jirk, M., & Dostl, D. (2015). *Alternativn management ekosystm. Metodika zaveden chovu byloravch savc jako alternativnho managementu vybranch lokalit*. MŽP, 207 p.
- Jobbgy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423–436. <https://doi.org/10.2307/2641104>
- Johnson, C. N. (2009). Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proceedings of the Royal Society B*, 276, 2509–2519. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1921>
- Jouany, C., Cruz, P., Daufresne, T., & Duru, M. (2011). Biological Phosphorus Cycling in Grasslands: Interactions with Nitrogen. In *Phosphorus in Action*. Springer, 275-294. https://doi.org/10.1007/978-3-642-15271-9_11

- Kato, T., Kuroda, H., & Nakasone, H. (2009). Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock production. *Journal of Hydrology*, 368(1–4), 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.01.028>
- Klumpp, K., Soussana, J. F., & Falcimagne, R. (2007). Effects of past and current disturbance on carbon cycling in grassland mesocosms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1–2), 59–73. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.005>
- Köhler, B., Gigon, A., Edwards, P. J., Krüsi, B., Langenauer, R., Lüscher, A., & Ryser, P. (2005). Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(1), 51–67. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2004.11.003>
- Kolář, F., Matějů, J., Lučanová, M., Chlumská, Z., Černá, K., Prach, J., Baláž, V., & Faltejšek, L. (2012). *Ochrana přírody z pohledu biologa – proč a jak chránit českou přírodu*. Dokořán, 214 p.
- Kopáček, J., Borovec, J., Hejzlar, J., & Porcal, P. (2001). Spectrophotometric determination of iron, aluminum, and phosphorus in soil and sediment extracts after their nitric and perchloric acid digestion. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(9–10), 1431–1443. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104203>
- Kurz, I., O'Reilly, C. D., & Tunney, H. (2006). Impact of cattle on soil physical properties and nutrient concentrations in overland flow from pasture in Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113(1–4), 378–390. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.10.004>
- LeBauer, D. S., & Treseder, K. K. (2008). Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89(2), 371–379. <https://doi.org/10.1890/06-2057.1>
- Lepš, J. (2014). Scale- and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 978–987. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12255>
- Liebig, M., Fernandez, Á. A., Blübaum-Gronau, E., Boxall, A., Brinke, M., Carbonell, G., Egeler, H., Fenner, K., Fernandez, C., Fink, G., Garric, J., Halling-Sørensen, B., Knacker, T., Krogh, K. A., Küster, A., Dirk Löffler, Cots, M. Á. P., Pope, L., Prasse, C., ... Duisy, K. (2010). Environmental risk assessment of ivermectin: A Case Study. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 6(1), 567–587. <https://doi.org/10.1002/ieam.96>
- Liu, L., Sayer, E. J., Deng, M., Li, P., Liu, W., Wang, X., Yang, S., Huang, J., Luo, J., Su, Y., Grünzweig, J. M., Jiang, L., Hu, S., & Piao, S. (2022). The grassland carbon cycle: mechanisms, responses to global changes, and potential contribution to carbon neutrality. *Fundamental Research*, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.fmre.2022.09.028>
- Lladó, S., López-Mondéjar, R., & Baldrian, P. (2017). Forest Soil Bacteria: Diversity, Involvement in Ecosystem Processes, and Response to Global Change. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 81(2), 1-27. <https://doi.org/10.1128/mnbr.00063-16>
- Loiseau, P., Louault, F., le Roux, X., & Bardy, M. (2005). Does extensification of rich grasslands alter the C and N cycles, directly or via species composition? *Basic and Applied Ecology*, 6(3), 275–287. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.07.006>
- Luo, Y., & Zhou, X. (2010). *Soil Respiration and the Environment*. Elsevier, 328 p.

- Marriott, C., Fothergill, M., Jeangros, B., Scotton, M., & Louault, F. (2004). Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland areas. A review. *Agronomie*, 24(8), 447–462. <https://doi.org/10.1051/agro:2004041i>
- McNaughton, S. J. (1979). Grazing as an Optimization Process: Grass-Ungulate Relationships in the Serengeti. *American Naturalist*, 113(5), 691–703.
- McNaughton, S. J. (1985). Ecology of a Grazing Ecosystem: The Serengeti. *Ecological Monographs*, 55(3), 259–294.
- Millett, J., & Edmondson, S. (2015). The impact of 36 years of grazing management on soil nitrogen (N) supply rate and *Salix repens* N status and internal cycling in dune slacks. *Plant and Soil*, 396(1–2), 411–420. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2628-9>
- Mládek, J., Pavlů, V., Hejzman, M., & Gaisler, J. (2006). *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, 104 p.
- Mrkvička, J. (1998). *Pastvinářství*. ČZÚ, 81 p.
- Mulumba, L. N., & Lal, R. (2008). Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil and Tillage Research*, 98(1), 106–111. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.10.011>
- NRCS (2009). *Soil Quality Indicators: Soil respiration*. United States Department of Agriculture, 2 p.
- NRCS (2016). *Grazing Management and Soil Health*. United States Department of Agriculture, 12 p.
- O'Mara, F. P. (2012). The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany*, 110, 1263–1270. <https://doi.org/10.1093/aob/mcs209>
- Pastor, J., Moen, R., & Cohen, Y. (1997). Spatial Heterogeneities, Carrying Capacity, and Feedbacks in Animal-Landscape Interactions. *Journal of Mammalogy*, 78(4), 1040–1052.
- Paul, E. A. (2015). *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry* (4.). Academic Press, 603 p.
- Pavlů, V. (2006). *Effect of Grazing Management on Grassland in an Upland Area*. VÚRV, 124 p.
- Peri, P. L., Bahamonde, H., & Christiansen, R. (2015). Soil respiration in Patagonian semiarid grasslands under contrasting environmental and use conditions. *Journal of Arid Environments*, 119, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.03.008>
- Pešout, P. (2021). Legalizace vypalování porostů v ČR. *Ochrana Přírody*, 6, 22–23.
- Pettorelli, N., Barlow, J., Stephens, P. A., Durant, S. M., Connor, B., Schulte to Bühne, H., Sandom, C. J., Wentworth, J., & du Toit, J. T. (2018). Making rewilding fit for policy. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1114–1125. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13082>
- Pietola, L., Horn, R., & Yli-Halla, M. (2005). Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and Tillage Research*, 82(1), 99–108. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.004>
- Pilgrim, E. S., Macleod, C. J. A., Blackwell, M. S. A., Bol, R., Hogan, D. v, Chadwick, D. R., Cardenas, L., Misselbrook, T. H., Haygarth, P. M., Brazier, R. E., Hobbs, P., Hodgson, C., Jarvis, S., Dungait, J., Murray, P. J., & Firbank, L. G. (2010). Interactions Among Agricultural Production and Other Ecosystem Services Delivered from European Temperate Grassland Systems. *Advances in Agronomy*, 109, 117–154. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)09004-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)09004-8)

- Plesník, J. (2011). Koloběh dusíku a biologická rozmanitost. *Živa*, 3, 50–51.
- Puche, N., Senapati, N., Flechard, C. R., Klumpp, K., Kirschbaum, M. U. F., & Chabbi, A. (2019). Modeling Carbon and Water Fluxes of Managed Grasslands: Comparing Flux Variability and Net Carbon Budgets between Grazed and Mowed Systems. *Agronomy*, 9(183), 1–31. <https://doi.org/10.3390/agronomy9040183>
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., & Foley, J. A. (2008). Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(1), 1–19. <https://doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Reader, R. J. (1993). Control of Seedling Emergence by Ground Cover and Seed Predation in Relation to Seed Size for Some Old-Field Species. *The Journal of Ecology*, 81(1), 175. <https://doi.org/10.2307/2261232>
- Reinhart, K. O., Dangi, S. R., & Vermeire, L. T. (2016). The effect of fire intensity, nutrients, soil microbes, and spatial distance on grassland productivity. *Plant and Soil*, 409(1–2), 203–216. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2957-3>
- Ruess, R. W., & McNaughton, S. J. (1987). Grazing and the Dynamics of Nutrient and Energy Regulated Microbial Processes in the Serengeti grasslands. *Oikos*, 49(1), 101–110.
- Rumpel, C., Crème, A., Ngo, P. T., Velásquez, G., Mora, M. L., & Chabbi, A. (2015). The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2), 353–371.
- Rysiak, A., Chabuz, W., Sawicka-Zugaj, W., Jan Zdulski, Grzywaczewski, G., & Kulik, M. (2021). Comparative impacts of grazing and mowing on the floristics of grasslands in the buffer zone of Polesie National Park, eastern Poland. *Global Ecology and Conservation*, 27, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01612>
- Sádlo, J. (1994). Život na spáleníšti: antrakofyty a pyrofyty. *Vesmír*, 73, 556–557.
- Sala, O. E., & Paruelo, J. M. (1997). Ecosystem Services in Grasslands. In *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, 237-252.
- Sanderson, M. A., Wedin, D., & Tracy, B. (2009). Grassland: Definition, Origins, Extent, and Future. In *Grassland: Quietness and Strength for a New American Agriculture*. American Society of Agronomy, 57-74. <https://doi.org/10.2134/2009.grassland.c4>
- Šantrůčková, H. (2014). *Základy ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 116 p.
- Šantrůčková, H., Kaštovská, E., Bárta, J., Miko, L., & Tajovský, K. (2018). *Ekologie půdy*. Episteme, 259 p.
- Scurlock, J. M. O., & Hall, D. O. (1998). The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology*, 4, 229–233.
- Senapati, N., Chabbi, A., Gastal, F., Smith, P., Mascher, N., Loubet, B., Cellier, P., & Naisse, C. (2014). Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. *Carbon Management*, 5(2), 131–144. <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.912863>
- Sial, A., Shankar, T., Sahoo, U., & Maitra, S. (2021). Intensive Farming: It's Effect on the Environment. *Indian Journal of Natural Sciences*, 12(69), 37480–37487.

- Silveira, M. L., Vendramini, J. M. B., da Silva, H. M., & Azenha, M. (2012). *Nutrient Cycling in Grazed Pastures*. UF IFAS, 3 p.
- Singer, F. J., & Schoenecker, K. A. (2003). Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? *Forest Ecology and Management*, 181(1–2), 189–204. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00133-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00133-6)
- Sitters, J., & Venterink, H. O. (2015). The need for a novel integrative theory on feedbacks between herbivores, plants and soil nutrient cycling. *Plant and Soil*, 396(1–2), 421–426. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2679-y>
- Šoch, M. (2009). *Využití trvalých travních porostů jako krajinného prvku: Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří*. UJEP FŽP, 24 p.
- Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Klaus, V. H., Hölzel, N., & Fischer, M. (2012). Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*, 100(6), 1391–1399. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x>
- Song, W., Ochoa-Hueso, R., Li, F., Cui, H., Zhong, S., Yang, X., Zhao, T., & Sun, W. (2022). Mowing enhances the positive effects of nitrogen addition on ecosystem carbon fluxes and water use efficiency in a semi-arid meadow steppe. *Journal of Environmental Management*, 320, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115889>
- Souchère, V., King, C., Dubreuil, N., Lecomte-Morel, V., le Bissonnais, Y., & Chalot, M. (2003). Grassland and crop trends: Role of the European Union Common Agricultural Policy and consequences for runoff and soil erosion. *Environmental Science and Policy*, 6(1), 7–16. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(02\)00121-1](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(02)00121-1)
- Soussana, J. F., & Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Soussana, J. F., Tallec, T., & Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4(3), 334–350. <https://doi.org/10.1017/S1751731109990784>
- Stark, S., Männistö, M. K., & Eskelinen, A. (2015). When do grazers accelerate or decelerate soil carbon and nitrogen cycling in tundra? A test of theory on grazing effects in fertile and infertile habitats. *Oikos*, 124(5), 593–602. <https://doi.org/10.1111/oik.01355>
- Strong, D. J., Vermeire, L. T., & Ganguli, A. C. (2013). Fire and Nitrogen Effects on Purple Threeawn (*Aristida purpurea*) Abundance in Northern Mixed-Grass Prairie Old Fields. *Rangeland Ecology & Management*, 66(5), 553–560. <https://doi.org/10.2111/REM-D-13-00030.1>
- Sucháčková Bartoňová, A., Faltýnek Fric, Z., Marešová, J., & Konvička, M. (2020). Velcí býložravci a změny klimatu II. - Refaunační hnutí. *Vesmír*, 99, 224–227. <https://doi.org/10.1086/508027>
- Sundseth, K. (2010). *Natura 2000 v panonské oblasti*. Evropská komise, Generální ředitelství pro ŽP, 12 p.

- Sutton, G., Bennett, J., & Bateman, M. (2014). Effects of ivermectin residues on dung invertebrate communities in a UK farmland habitat. *Insect Conservation and Diversity*, 7(1), 64–72. <https://doi.org/10.1111/icad.12030>
- Taboada, M. A., Rubio, G., & Chaneton, E. J. (2011). Grazing Impacts on Soil Physical, Chemical, and Ecological Properties in Forage Production Systems. In *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, 301-320. <https://doi.org/10.2136/2011.soilmanagement.c20>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 222, 200-212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Thomas, J. A., Simcox, D. J., & Hovestadt, T. (2011). Evidence based conservation of butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 15(1), 241–258. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9341-z>
- Tian, Y. Q., McDowell, R., Yu, Q., Sheath, G. W., Carlson, W. T., & Gong, P. (2007). Modelling to analyse the impacts of animal treading effects on soil infiltration. *Hydrological Processes*, 21(8), 1106–1114. <https://doi.org/10.1002/hyp.6293>
- Urban, J., Šarapatka, B., & kolektiv. (2003). *Ekologické zemědělství: Základy ekologického zemědělství, agroenvironmentální aspekty a pěstování rostlin*. MŽP, 280 p.
- Vačkář, D. (2015). Služby přírody: jaké přínosy poskytují společnosti louky a pastviny? *Veronica*, 3, 21–22.
- Van Swaay, C., Warren, M., & Loïs, G. (2006). Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 10(2), 189–209. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6293-4>
- Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703–707. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- Vejvodová, Anna. (2016). *Ošetřování travních porostů: informační materiál pro zemědělce*. MZe, 28 p.
- Vermeire, L. T., & Rinella, M. J. (2009). Fire Alters Emergence of Invasive Plant Species from Soil Surface-Deposited Seeds. *Weed Science*, 57, 304–310. <https://doi.org/10.1614/WS-08-170.1>
- Vermeire, L. T., Strong, D. J., Gates, E. A., Marlow, C. B., & Waterman, R. C. (2020). Can Mowing Substitute for Fire in Semiarid Grassland? *Rangeland Ecology and Management*, 73(1), 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.08.006>
- Vertès, F., Delaby, L., Klumpp, K., & Bloor, J. (2018). C-n-p uncoupling in grazed grasslands and environmental implications of management intensification. In *Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*. Elsevier, 15-34. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-8111050-8.00002-9>
- Wang, X., McConkey, B. G., VandenBygaart, A. J., Fan, J., Iwaasa, A., & Schellenberg, M. (2016). Grazing improves C and N cycling in the Northern Great Plains: A meta-analysis. *Scientific Reports*, 6, 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep33190>
- Wassen, M. J., Venterink, H. O., Lapshina, E. D., & Tanneberger, F. (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, 437, 547–550. <https://doi.org/10.1038/nature03950>

- White, R. P., Murray, S., & Rohweder, M. (2000). *Pilot analysis of global ecosystems: Grassland ecosystems*. World Resources Institute, 69 p.
- Wilkinson, D. M. (1999). The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos*, 84, 145–147.
- Williams, P. H., & Haynes, R. J. (1990). Influence of Improved Pastures and Grazing Animals on Nutrient Cycling within New Zealand Soils. *New Zealand J. Ecology*, 14, 49–55.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23, 796–802. <https://doi.org/10.2307/23251355>
- Wright, H. A., & Bailey, A. W. (1982). *Fire Ecology: United States and Southern Canada*. John Wiley & Sons, 528 p.
- Xun, W., Yan, R., Ren, Y., Jin, D., Xiong, W., Zhang, G., Cui, Z., Xin, X., & Zhang, R. (2018). Grazing-induced microbiome alterations drive soil organic carbon turnover and productivity in meadow steppe. *Microbiome*, 6(1). <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0544-y>
- Zhou, G., Zhou, X., He, Y., Shao, J., Hu, Z., Liu, R., Zhou, H., & Hosseinibai, S. (2017). Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 23(3), 1167–1179. <https://doi.org/10.1111/gcb.13431>
- Zisenis, M., Richard, D., Vačkář, D., Lorencová, E., Melichar, J., Hönigová, I., Oušková, V., Hošek, M., Chobot, K., Götzl, M., & Sonderegger, G. (2011). Survey on grassland ecosystem services in the Czech Republic and literature review. In *Nature Conservation Agency of the Czech Republic (CZ) Martin Götzl*. ETC/BD report to the EEA, 85 p.

Internetové zdroje

mladoboleslavsko.eu/dr-cs/26087-pod-benateckym-vrchem-prirodni-rezervace.html [cit. 30. 11. 2022]

dobrany.cz/kultura-vzdelani-sport/priroda/slovicky-vrch/ [cit. 2.12. 2022]

[naplachte.cz, jarojaromer.cz/spolek/naplachte/](http://naplachte.cz/jarojaromer.cz/spolek/naplachte/) [cit. 2.12. 2022]

nppodyji.cz/pastvinykoni, nppodyji.cz/suche-travniky [cit. 2.12. 2022]

ochranarskaprirucka.cz/pastva/pastvina-exmoorskych-poniku-masovicka-strelnice/ [cit. 2.12. 2022]

birdlife.cz/rezervace/josefovske-louky/ [cit. 7.12. 2022]

blizpriode.cz/cz/tipy-vylet/lokality/kozmicke-ptaci-louky.html [cit. 7.12. 2022]

ceska-krajina.cz/2452/se-zachranou-divokych-koni-pomaha-nova-rezervace-u-rokycan-i-dve-nychodoceske-lokality/ [cit. 7.12. 2022]

ceska-krajina.cz/2459/hrebci-divokych-koni-nasli-docasne-utociste-na-kozmickych-ptacich-loukach/ [cit. 7.12. 2022]

ceska-krajina.cz/2751/divoci-kone-dnes-osidlili-dve-nove-rezervace-na-pardubicku-a-na-trebonsku [cit. 8.12. 2022]

ceska-krajina.cz/2892/divokym-konim-se-dnes-poprve-otevrela-cela-rezervace-meandry-luznice-na-trebonsku/ [cit. 8.12. 2022]

ceskokrumlovsky.denik.cz/zpravy_region/v-rezervaci-na-trebonsku-dostali-divoci-kone-spolecnost-tri-samic-pratura-202202.html [cit. 8.12. 2022]

ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/volne-chovani-kone-dnes-osidlili-mokradni-louky-u-nyran.jde-o-desatou-rezervaci-divokych-koni [cit. 8.12. 2022]

krnov.cz/v-chomyzi-se-pasou-praturi/d-42717 [cit. 8.12. 2022]

obec-hrobice.cz/assets/File.ashx?id_org=4823&id_dokumenty=2581 [cit. 8.12. 2022]

ceska-krajina.cz/3371/plzensky-kraj-rozsiril-rezervaci-velkych-kopytniku-u-nyran-temer-na-dvojnásobek/ [cit. 16. 1. 2023]