

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroekologie a rostlinné produkce



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv různých způsobů obhospodařování na
environmentální funkce trvalých travních porostů**

Bakalářská práce

Magdaléna Přikrylová

Veřejná správa v zemědělství a krajině

Vedoucí práce: Ing. Pavel Fuksa, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vliv různých způsobů obhospodařování na environmentální funkce trvalých travních porostů" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22.4. 2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Pavlu Fuksovi, Ph.D. za trpělivý přístup, ochotu a veškerou pomoc při zpracovávání této bakalářské práce. Dále poděkování patří mé rodině a nejbližším přátelům, kteří mě podporovali během celého studia.

Vliv různých způsobů obhospodařování na environmentální funkce trvalých travních porostů

Souhrn

Bakalářská práce je kompilačního charakteru a popisuje vliv různých způsobů obhospodařování na environmentální funkce trvalých travních porostů. Trvalé travní porosty tvoří důležitý krajinnotvorný prvek, určují ráz krajiny a utváří nezastupitelné ekosystémy.

Zásadní roli v udržování trvalých travních porostů na našem území měl už od středověku člověk, který pro svou potřebu nahradil lesy pastvinami a ornou půdou. Hlavní využití travních porostů je k produkci píce. Pokud chceme dosáhnout hodnotné píce obsahující vysoký podíl sušiny, je potřeba zvolit správný druh obhospodařování travních porostů.

Kromě produkčního využití jsou významné především mimoprodukční funkce trvalých travních porostů. Tyto funkce ovlivňují celkovou biologickou rovnováhu krajiny. Důležitou roli hrají především při spojování různých ekologických funkcí z hlediska ochrany přírody, půdy, vody a biologické rozmanitosti.

Travní porosty utváří pestrou obytnou krajinu, pomáhají formovat estetické cítění, umocňují turistické zážitky a atraktivnost pro člověka. Všechny tyto funkce trvalých travních porostů jsou ovlivňovány využíváním různých postupů obhospodařování (kosení, pastva, mulčování, ...), které se podílí na utváření porostové skladby travních porostů.

V práci jsou také uvedeny různé způsoby obhospodařování travních porostů a jejich pozitivní i negativní vliv na mimoprodukční funkce. Například intenzifikace trvalých travních porostů může spustit postupný proces degradace, dochází k vyčerpání půdy a nastartování dezertifikačních procesů. Dalším negativním způsobem ovlivňuje TTP úplná absence obhospodařování. Bez jakéhokoliv obhospodařování dochází k postupnému převládnutí konkurenčně silnějších druhů rostlin, postupem času dochází k nástupu keřů a dřevin, přirozenou sukcesí se vytvoří les a travní porost zaniká.

Travní porosty je tedy důležité správně obhospodařovat vzhledem k jejich předpokládaným funkcím v závislosti na podmínkách prostředí. Jejich krajinnotvorný a ekonomický potenciál hraje nezastupitelnou roli jak v živočišné výrobě, tak v zachování funkcí krajiny. Zbývající polopřirozené travní porosty jsou nyní vysoce ceněny ochránci přírody a v mnoha zemích je jejich údržba prioritou v činnostech ochrany přírody a v agroenvironmentálních programech.

Klíčová slova: životní prostředí; krajina; louky; pastviny; mulčování; hnojení

Effect of different management practices on the environmental functions of permanent grasslands

Summary

This bachelor thesis, written in the form of a compilation, describes the influence of the management of permanent grasslands and their environmental functions. These permanent grasslands are an important element of natural landscaping, they define the structure of the landscape and create irreplaceable ecosystems.

Since medieval times, humans played a crucial role in sustaining permanent grasslands by replacing woodland biomes by pastures and fields. Grasslands are mainly utilized as a source of forage. If we aim to harvest forage containing a high proportion of dry matter, a proper grassland management strategy is necessary.

Moreover, grasslands have many more functions. They are an important part of the overall balance of the natural landscape. Grasslands combine crucial properties for the protection of the environment, soil, flow of water and biological diversity.

Grasslands create a varied residential landscape, help shape aesthetic feelings, enhance tourist experiences and attractiveness for humans. All these functions of permanent grasslands are influenced by the use of various management practices (mowing, grazing, mulching, ...) which are involved in shaping the grassland composition.

The bachelor thesis also presents various methods of grassland management and their positive and negative impact on non-productive functions. For example intensification of permanent grasslands can start a gradual degradation process. The soil is depleted and desertification begins. Complete absence of grassland management also has a negative effect. Without any management, there is a gradual predominance of competitively stronger plant species. After some time, shrubs predominate on the grasslands and natural succession creates a forest and the grassland disappears. It is important to manage grasses in a good way to their intended functions depending on the environmental conditions.

Their landscaping and economic potential plays an irreplaceable role in both; animal production and the functions of the landscape. The remaining semi-natural grasslands are now highly valued by conservationists and in many countries their maintenance is a priority in nature conservation activities and agri-environmental programs.

Keywords: environment; landscape; meadows; pastures; mulching; fertilization

Obsah

1 Úvod	7
2 Cíl práce.....	8
3 Literární rešerše.....	9
3.1 Trvalé travní porosty	9
3.1.1 Historie obhospodařování TTP	10
3.1.2 Produkční význam	11
3.1.2.1 Pastevní využití	12
3.1.2.2 Sečné využití	13
3.1.3 Mimoprodukční význam.....	15
3.1.3.1 Význam TTP pro biodiverzitu a ekologickou stabilitu	16
3.1.3.2 Význam TTP pro vodu v krajině.....	16
3.1.3.3 Význam TTP pro půdu v krajině.....	17
3.1.3.4 Význam TTP pro společenský zájem o rekreaci, kulturu a estetiku .	19
3.2 Obhospodařování travních porostů	20
3.2.1 Pastva.....	21
3.2.1.1 Typy pastevních systémů	22
3.2.1.2 Zahájení pastvy.....	22
3.2.2 Sečení.....	23
3.2.3 Mulčování	24
3.3 Vliv obhospodařování na mimoprodukční funkce TTP	25
3.3.1 Vliv obhospodařování na diverzitu.....	25
3.3.1.1 Vliv pastvy a seče TTP na diverzitu.....	28
3.3.1.2 Vliv pasoucích se zvířat na TTP.....	28
3.3.1.3 Vliv hnojení TTP na diverzitu.....	29
3.3.2 Absence obhospodařování TTP.....	33
4 Závěr	34
5 Literatura.....	35

1 Úvod

Travní porosty jsou nedílnou součástí rostlinné biosféry, mají významnou adaptabilitu, což vypovídá o jejich značném rozšíření. Ve středozezemních podmínkách jsou význačným krajinným prvkem. Jedná se o pestrá, různorodá společenstva jednotlivých agrobotanických skupin.

Vznik trvalých travních porostů se odvíjí od stanovištních podmínek a antropogenního vlivu působení člověka. Agrotechnické zásahy, jako je sečení, pastva a mulčování jsou velmi významné pro udržení trvalých travních porostů v krajině. V podmínkách České republiky by se bez těchto zásahů louky a pastviny přeměnily v lesy.

Trvalé travní porosty hrají přímo i nepřímo podstatnou roli v zajišťování potravin, protože poskytují lidem mnoho výhod a služeb (Zarei et al., 2020). Primárním úkolem travních porostů je poskytovat krmivo pro hospodářská zvířata. Produkční funkce travního porostu je důležitá hlavně z hlediska výnosu a kvality pícní biomasy.

Vedle této základní produkční funkce travních porostů jsou v současnosti důležité i jejich mimoprodukční funkce. Tvoří významný krajínovtvorný a rekreační prvek. Zastávají velice důležité environmentální poslání v ekosystémech, jako je biodiverzita, ochrana půdy proti vlivům vodní a větrné eroze, udržují úrodnost půdy a také se využívají jako biologický filtr v chráněných pásmech vodních toků.

Pro krajinu představují tyto funkce důležitý stabilizační prvek a mají význam pro zachování významných rostlinných a živočišných společenstev.

Druhové složení trvalých travních porostů, kvalita a výnosnost jsou výsledkem působení vlivů stanovištních podmínek, způsobu a intenzity obhospodařování travních porostů a dalších faktorů, jako například vliv hnojení, frekvence sečí, technologie, ekologické faktory a jiné.

Absence obhospodařování ohrožuje existenci druhů a společenstev, rozšiřují se původní plevele (Pavlů et al., 2019). Ubývá jak půvab krajiny, tak její atraktivnost z hlediska rekreačního využití.

Hospodářsky udržované travní porosty pomáhají tvořit pestrou kulturní krajinu. Další možností využívání travní hmoty je její spalování, kdy se travní hmota stává zdrojem alternativní energie. Je to surovina dobře využitelná pro výrobu bioplynu. Pokud se travní biomasa (travní siláž nebo seno) používá pro energetické účely, přináší to další výhody zachování biologické rozmanitosti, kulturní krajiny a ochrany půdy a podzemních vod (Rosch et al., 2009).

2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce je vypracovat literární rešerši zaměřenou na posouzení vlivu různých způsobů a intenzity obhospodařování trvalých travních porostů na jejich mimoprodukční funkce v krajině a pro životní prostředí.

3 Literární rešerše

3.1 Trvalé travní porosty

Trvalé travní porosty jsou definovány jako stanoviště charakteristická směsí původních trav a dvouděložných bylin s nízkým podílem dřevin (Tälle et al., 2016), mohou zahrnovat naturalizované nebo kultivované pícniny (Allen et al., 2011).

Podle zákonů Evropské unie je tato definice dále omezena na travní porosty, které byly využívány po dobu nejméně pěti let k produkci píce a které nebyly v tomto období zorány ani znovu vysévány (Plantureux et al., 2012).

Z hlediska výskytu pokrývají TTP velké plochy a vyskytují se po celé zeměkouli, tvoří asi 25 % suchozemského povrchu světa, konkrétně u nás zaujímají TTP téměř čtvrtinu (zhruba 980 tis. ha) z celkové výměry zemědělské půdy (Gaisler et al., 2011).

Travní porosty zahrnují dvě odlišné formace, a to louky a pastviny. Luční společenstva jsou udržována sečením, pastevní pomocí pastvy zvířat. V minulosti převažovala kombinace obou způsobů hospodaření, tj. buď přepásané louky, nebo sečené pastviny s libovolným pořadím využití porostu. Kromě těchto porostů, které byly vytvářeny a udržovány činností člověka (tzv. polopřirozené porosty), existují za určitých přírodních podmínek travní porosty přirozené, nezávislé na lidské aktivitě (Pavlů et al., 2019).

Kromě píce poskytují polopřirozené pastviny základní ekosystémové služby, jako je opylování (Öckinger & Smith, 2007), sekvestrace půdního uhlíku (De Deyn et al., 2011) a regulace eroze (Bazzoffi, 2009). Kromě toho si polopřirozené pastviny často udržují vysokou biologickou rozmanitost (Wilson et al., 2012) a obsahují vysoký počet druhů rostlin (Chytrý et al., 2015) a živočišných druhů (Shi et al., 2014). Některé louky dokonce patří k druhově nejbohatším biotopům v uměle vytvořené krajině střední Evropy (Wilson et al., 2012).

Podmínky vzniku TTP

Dle závěrů Opitze von Boberfelda (1994) představují trvalé travní porosty nejrozsáhlejší skupinu pícních cenóz ve střední Evropě a jejich zastoupení zde vzrůstá především se zvyšující se nadmořskou výškou.

Obecně platí, že travní porosty byly vytvořeny v podmínkách nevhodných pro dřevinnou vegetaci (např. stepi nebo prairie) nebo s přírodními poruchami, jako je požár nebo býložravost (např. savana) (Tälle et al., 2016).

Vznik lesa může limitovat např.; nedostatek srážek, příkladem může být stepní vegetace v Českém Středohoří, avšak srážky pod hranicí 250 mm/rok nejsou dostatečné ani pro vznik

travních porostů. Dále nadmořská výška, tam můžeme zařadit louky nad horní hranicí lesa, kde nepříznivě působí především mráz, vítr a další faktory. Posledním faktorem je mechanické poškozování, např. lavinové dráhy v Krkonoších. V minulosti bylo udržování a rozšiřování přirozeného bezlesí ovlivňováno také rozsahem pastvy volně žijících býložravců (Pavlů et al., 2019).

3.1.1 Historie obhospodařování TTP

Původ travních porostů, jejich vegetace a druhové složení rostlin úzce souvisí s lidskou činností a zemědělskými postupy, které se vyvíjely od neolitu (Isselstein et al., 2005).

V mírných oblastech Evropy bylo rozšíření přirozených pastvin omezeno na místa, kde přirozené lesy nerostou, například na velmi vlhkých nebo naopak velmi suchých místech v nížinách nebo na bažinách v blízkosti moře (Ellenberg, 1966).

Nové studie o historii travních porostů naznačují, že kromě těchto lokalit by se travní porosty mohly vyvíjet také na úrodných lokalitách v důsledku pastvy megabýložravců (Vera, 2000).

Podle nejnovějších poznatků se v tehdejší krajině vyskytovalo daleko více divokých býložravců, než se původně předpokládalo. Jejich vliv na utváření krajiny a udržování nelesní vegetace byl velice významný až do počátku zemědělství. (Pavlů et al., 2019).

Otevřená krajina s převahou travních porostů mohla být tedy vytvořena předtím, než člověk ovládl vegetaci odlesňováním a zaváděním plodin a chovu zvířat.

Existují důkazy, že mnoho druhově bohatých společenstev pastvin pochází z doby bronzové a železné, kdy se začalo uplatňovat pravidelné obhospodařování travních porostů (Prins, 1998).

Od středověku, kdy došlo k nárůstu lidské populace, byly lesy na méně úrodných místech také mýceny a nahrazeny pastvinami nebo ornou půdou (Korneck et al., 1998).

Od 10. století začalo intenzivní mýcení lesů a rozšiřování orné půdy, bylo zavedeno úhorové hospodářství.

Úhor byla ta část pole, kde bylo dočasně, zpravidla na jeden rok přerušeno pěstování polních plodin a kde se zpravidla pásly krávy. Takové úhory byly druhově velmi bohaté, protože se zde společně vyskytovaly jak druhy plevelné, tak druhy luční. Úhory byly spásány zejména z důvodu likvidace plevelů, jejich význam byl z hlediska výživy zvířat pouze doplňkový (Pavlů et al., 2019).

V 19. století bylo velké množství bývalých obecních pastvin přeměněno na sečně využívané louky nebo na ornou půdu (Pavlů et al., 2019). Do osevních postupů byly zaváděny víceleté pícniny, čímž se značně zlepšila výživa hospodářských zvířat a byl vyřešen nedostatek krmiva v zimním období.

Z důvodu zvýšené potřeby potravin po 2. světové válce byla od druhé poloviny 20. století zaváděna velkoplošná intenzifikace travních porostů. Nahrazení trvalých travních porostů produktivnějšími pícninami byl hlavní cíl v rozvoji zemědělství po světové válce. Rozorávání trvalých travních porostů v nížinách a pahorkatinách je jednou z nejvýznamnějších změn ve využívání zemědělské půdy od 60. let 20. století (Gibon, 2005).

Díky intenzifikaci měla plocha travních porostů v průběhu 20. století v celé Evropě obrovský pokles. Například ve Švédsku během tohoto období téměř přestaly existovat posekané travní porosty, zatímco polopřirozené pastviny používané k pastvě se snížily o 90 % (Kiviniemi, Eriksson, 1999). K většině změn došlo v průběhu posledních padesáti let.

Půdy byly zlepšeny až v první polovině 20. století, agronomický potenciál byl spíše nízký a produkce trav byla závislá na přirozené úrodnosti lokalit (Pavlů et al., 2019).

V nížinách vzrostly vysoce výnosné krmné plodiny, čímž se snížilo množství půdy potřebné pro pastvu zvířat. Orba travních porostů byla zdůrazněna poklesem chovu dobytka po zavedení mléčných kvót (Poiret, 2004)

Trvalé travní porosty byly udržovány jako hlavní využití zemědělské půdy pouze v oblastech, kde jsou drsné přírodní podmínky, které bránily jejich rozorávání. Mezi tyto oblasti můžeme zařadit mokřady, krasové a horské oblasti. (Isselstein et al., 2005).

Přesto plochy s trvalými travními porosty byly ovlivněny určitým způsobem ve všech oblastech a jejich řízení prošlo řadou změn. Obecné snížení výměry travních porostů a změny v manažerské praxi měly výrazné negativní dopady na životní prostředí v Evropě.

Většina travních porostů má sice stále zemědělské využití, ale hlavním zdrojem příjmů z jejich obhospodařování jsou dotace (Pavlů et al., 2019).

3.1.2 Produkční význam

Trvalé travní porosty poskytují kvalitní objemnou píci pro skot, ovce, koně a kozy, ale i jiné drobné zvířectvo. Jde o přirozené a prověřené krmivo pro býložravce jako základ krmné dávky bez vedlejších negativních účinků (Fiala, 2001).

V Evropské unii pokrývají trvalé travní porosty přibližně 59,5 milionu hektarů, což představuje 34,2 % využívané zemědělské plochy. Tyto oblasti představují základní zdroj píce pro přibližně 78 milionů dobytčích jednotek pasoucích se zvířat (Peeters, 2015).

Travní porosty mohou být trvalé nebo dočasné (pravidelně oseté). Mohou se pouze spásat, pouze sekat nebo poskytovat smíšené použití pro pastvu a seč. (Peeters, 2009).

Smíšené, druhově pestré travní porosty poskytují píci s vyváženým obsahem organických i anorganických živin. Píce dále obsahuje dieteticky a zdravotně příznivě působící látky, které zvyšují chutnost, příjem píce zvířaty a jejich zdravotní stav. Řada lučních druhů jsou léčivé rostliny (např. šalvěj luční, řebříček obecný aj.). Proto luční píce může být, na rozdíl od jiných druhů píce jediným dlouhodobým zdrojem výživy skotu a ostatních přežvýkavců bez nepříznivých důsledků (Velich, 1996).

Variabilita evropských trvalých travních porostů je podstatná, pokud jde o geografickou polohu (např. nadmořská výška, topografie), ekologické podmínky (např. klima a půda), botanické složení, produktivitu, nutriční hodnotu a systém hospodaření. (Michaud et al., 2012).

Skliditelná biomasa travních porostů, resp. množství sušiny na jednotku plochy, se pohybuje od 0,5 do 15 t na jeden ha za rok v závislosti na úrodnosti a vlhkosti půdy a intenzitě obhospodařování travního porostu. Průměrná produkce biomasy mezofilních, druhově bohatých luk se pohybuje v rozpětí 2–5 t v sušině na 1 ha za rok (Pavlů et al., 2019).

Velké rozdíly v produkci sušiny a kvalitě píce způsobuje druh managementu TTP, hnojení, přisevy atd..., dále mají velký vliv stanovištní podmínky (klimatické, orografické, vodní režim) a typ vegetace (Peeters, 2009).

Mezi produkční druhy patří především jílek vytrvalý (*Lolium perenne*), bojínek luční (*Phleum pratense*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), srha laločnatá (*Dactylis glomerata*) nebo psárka luční (*Alopecurus pratensis*). Méně produkčním druhem je pohánka hřebenitá (*Cynosurus cristatus*), kostřava červená (*Festuca rubra*), tomka vonná (*Anthoxanthum odoratum*) nebo kostřava ovčí (*Festuca ovina*) (Skládanka et al., 2010).

3.1.2.1 Pastevní využití

Pasení zvířat je významným krajnotvorným činitelem a zároveň je to nejpřirozenější způsob přijímání potravy přežvýkavců. Tento způsob využívání travních porostů je výhodný nejen z hlediska ekonomického, ale i zdravotního a hygienického, protože má pozitivní vliv na zdravotní stav zvířat, jejich odolnost vůči stresu a chorobám (Kollárová, 2007).

Pastevní období se u nás pohybuje v délce 190–230 dní. Snahou chovatele by mělo být maximální využití tohoto období pro pobyt zvířat na pastvině bez výrazných dávek příkrmu (Hrabě, 2004).

Dle závěrů Pozdíška (2004) by mělo být v bohatém pastevním porostu zastoupeno 60–70 % trav, 20–25 % leguminóz a 10 až 15 % nativních druhů s příznivými dietetickými účinky, jako je např. jitrocel kopinatý, smetánka lékařská, řebříček lékařský.

V mnoha regionech Evropy, zejména v horských oblastech jsou převládajícími typy půdy polopřirozené pastviny, produkce mléka a masa je založena na krmivech, které dodávají. Systémy travních porostů v těchto oblastech se snaží maximalizovat využití trávy pro účely pastvy, ale konzervovaná krmiva jsou také potřebná pro krmení během zimy nebo pro kompenzaci nedostatku během letních such (Andueza et al., 2019).

Senoseč je nejoblíbenější metodou konzervace píce v horských oblastech. Výživná kvalita sena však není optimální, protože je často podmíněna počasím, zejména potom na jaře (Andueza et al., 2019).

3.1.2.2 Sečné využití

Odstraňování nadzemní biomasy má výrazný vliv na strukturu porostu, mění se světelné podmínky, to znamená, že nízké a konkurenčně slabé druhy nejsou zastíněny druhy vysokými a konkurenčně silnými a dostávají také možnost se v porostu uplatnit. Vysoké druhy rostlin jsou sečí postiženy více než druhy nízké, protože je u nich při seči poměrově odstraňována větší část nadzemní biomasy než u druhů nízkých, a při regeneraci se tak mnohem více vyčerpávají (Pavlů et al., 2019).

Počet a frekvence seče

Optimální počet sečí se s ohledem na výživný a vláhový režim stanoviště pohybuje v našich podmínkách mezi 1–4 sečemi. Více než polovinu z celkových výnosů tvoří u vícesečných porostů 1. seč. S ohledem na kvalitu píce je optimální termín sklizně na začátku metání dominantního travního druhu (Skládanka et al., 2010).

Doba první seče má na výnosy a kvalitu píce největší vliv. Její výnos představuje 60–70 % celkového výnosu a během jejího vývoje výrazně klesá kvalita píce. Zhoršování kvality je způsobeno přechodem trav do generativní fáze, spojené s tvorbou méně hodnotných a rychleji dřevnatějších stébel a s klesajícím podílem listů (Velich, 1996).

Ve srovnání s pastvou je vegetace posečených travních porostů při nízkém počtu sečí obecně rozmanitější (jeden až dva seče za rok) (Jacquemyn et al. 2003).

Naopak vysoká frekvence seče znevýhodňuje vyšší druhy rostlin, jako jsou; trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*) a bedrník větší (*Pimpinella major*), některé druhy nejsou citlivé na frekvenci sečení, např.; kostřava luční (*Festuca pratensis*), pryskyřník prudký (*Ranunculus acris*) a srha laločnatá (*Dactylis glomerata*) (Carlen et al., 1998).

Sečení upřednostňuje některé druhy a znevýhodňuje jiné, podle jejich schopnosti snášet sečení, například tím, že rychle vytváří nové listy hned po posečení. Několik druhů, včetně tomky vonné (*Anthoxanthum odoratum*) a meduňku vlnatého (*Holcus lanatus*), vydrží sekání a odstraňování píce (Schippers & Joenje, 2002). Sečení zvyšuje množství světla ve spodních vegetačních vrstvách, čímž usnadňuje soužití druhů s různými konkurenčními schopnostmi (Kull & Zobel, 1991).

Produkce konzervované píce

Sečení k produkci sena patří k tradičním způsobům obhospodařování travních porostů. Posečená hmota se nejprve několikrát obrací a po usušení odveze a uskladní v suchých prostorách. Dříve bylo seno obraceno a shrabováno hráběmi, v dnešní době se na větších pozemcích používají ručně vedené nebo traktorové obraceče a shrnovače následované sběracími vozy, popř. stroji na lisování a vázání balíků sena. Produkční travní porosty s vyšší koncentrací sacharidů se používají při výrobě píce pro travní siláž tzv. senážování, ke sběru se používají řezačky píce nebo sběrací vozy, které píci nařezou na drobnější části. Řezanka zavdlé píce se sušinou 30-50 % je navážena do silážních jam, popř. sil, nebo je slisována do polyetylenových vaků, ve kterých pak probíhá fermentace. Balíky jsou následně uskladněny pro pozdější zkrmování. V současné době je také možnost využití přebytečné travní biomasy v bioplynových stanicích nebo ve spalovnách (Pavlů et al., 2019).

Produkční schopnosti travních porostů v závislosti od konzervativních prvků krajinného prostoru jako je reliéf a nadmořská výška ve spojení s progresivními prvky, jako jsou např. srážky, teplota, rostlinná společenstva a práce člověka s reliktovými prvky, jejichž představitelem je půda, se výrazně liší a pohybují se v rozpětí 1,6 – 8,0 t/ha sena, u obnovených a přisetých travních porostů mohou být produkční schopnosti vyšší (10–12 t/ha sena). Hospodářský výnos pastevních porostů je o 20 až 30 % nižší oproti lučnímu využívání (Pozdíšek, 2004).

Období pastvy a seče z hlediska kvality píce

Nejlepší doba pro zahájení pastvy z hlediska kvality je od konce dubna do poloviny května. Kvůli snižující se kvalitě píce je nejpozdější termín pro zahájení pastvy konec června,

později je travní porost z velké části poškozen rozšlapáním a samotná pastva je minimální. Pro stanovení správného termínu seče je třeba zvažovat výnos píce i její kvalitu. Se stárnutím porostu stoupá výnos, ale zároveň se snižuje obsah dusíkatých látek i stravitelnost, zvyšuje se obsah vlákniny. Z toho důvodu by sečení na seno mělo být provedeno do poloviny června (Pavlů et al. 2019).

3.1.3 Mimoprodukční význam

Travní porosty mají vedle svého produkčního významu celou řadu nenahraditelných mimoprodukčních funkcí, kterými ovlivňují celkovou biologickou rovnováhu krajiny (Mrkvička et al., 2007), spojují různé ekologické funkce z hlediska ochrany přírody, půdy, vody a klimatu (Nitsch et al., 2012).

Trvalé travní porosty jsou důležitou krajino tvornou složkou a současně představují významnou složku ekologické stability.

Nejcennější nástroj pro obohacování půdy o organickou složku a vázání uhlíku představují právě travní porosty. TTP zároveň představují díky svému vysokému transpiračnímu koeficientu mimořádně efektivní nástroj pro regulaci mikroklimatu. Výrazně ovlivňují výpar, čímž regulují teplotu ovzduší. Aby však dokázali efektivně plnit tuto funkci musí být správně využívány, respektive ošetřovány. Přirozená obnova přírodních stanovišť travních porostů po změně užívání člověkem už dávno není funkční (Pícninářské listy, 2021).

Proto extenzivně obdělávané travní porosty patří k druhově nejbohatším typům využití půdy v Evropě (Dierschke & Briemle, 2002), po zničení se mohou obnovovat jen velmi pomalu (Kleijn et al., 2009).

Ve srovnání s ornou půdou se půda pod TTP vyznačuje vysokými zásobami uhlíku. Zejména organické půdy ukládají velmi vysoké množství uhlíku (Freibauer et al., 2009).

Přeměnu z trvalých travních porostů na ornou půdu doprovází snížená schopnost zadržovat vodu a masivní nárůst mineralizace v důsledku rozkladu organické hmoty v půdě (Nitsch et al., 2012).

Zvláštní význam mají mimoprodukční funkce v podmínkách zvýšených ekologických nároků, v pásmech hygienické ochrany vod, biosferických rezervacích aj. Travní porosty z pohledu zachování významných ekologických funkcí vyžadují specifické způsoby hospodářského využití, které mají odpovídat zvláštnostem jednotlivých lokalit a cenóz. V převážné většině případů se jedná o harmonické sladění produkčního a mimoprodukčního uplatnění travních porostů, protože pouze využívané plochy mohou splnit tyto funkce (Mrkvička et al., 2007).

3.1.3.1 Význam TTP pro biodiverzitu a ekologickou stabilitu

Travní porosty poskytují důležité stanoviště pro různé druhy rostlin, živočichů a ostatních organismů. Pokud jde o biologickou rozmanitost, louky a pastviny mají velký význam, protože ukrývají většinu ohrožených druhů. (Rösch et al., 2009).

Každý extrém ohrožuje existenci druhů a společenstev, rozšiřují se původní plevele, např. šťovíky, ale i invazní druhy jako bolševník velkolepý. Travní porosty pomáhají vytvořit pestrou, obytnou a kulturní krajinu, druhově bohatou a geneticky rozmanitou s možností růstu a vývoje pro všechny živé organismy (Profi Press, 2002).

Louky jako potravní a rozmnožovací místa poskytují životní podmínky pro ptáky, bezobratlé, obojživelníky, plazy a drobné savce (Tomiałojć et al., 2003).

Hustota populace ptáků, drobných půdních živočichů a hlodavců je indexem udržitelnosti systému. Vícedruhové ekosystémy pastvin a luk jsou odolnější vůči různým faktorům než monokultury plodin. Mezi tyto faktory patří např. sucho. Biodiverzita určuje estetické a krajinné hodnoty přírodních stanovišť (Kryszak et al., 2011). Specifickou předností luk je dlouhé období kvetení vyplývající z druhové rozmanitosti.

Jedním z primárních úkolů současnosti je záchrana dosud existujících polopřirozených travních porostů a jejich vysoké biodiverzity vhodným ošetřováním tak, aby se zabránilo dalšímu mizení ohrožených druhů. Mnohé z těchto druhů potřebují ke svému životu zcela specifické podmínky – nesnášejí minerální hnojení, vícenásobné sečení, ale naopak ani úhorový systém obhospodařování, jelikož mají malou adaptabilitu a konkurenční schopnost. Na dosud zachovalých stanovištích je proto nutný diferencovaný přístup k jejich obhospodařování, například posunutí termínu seči až do období po uzrání semen ohrožených druhů rostlin (Profi Press, 2001).

Trvalé travní porosty jsou tedy obecně považovány za pozitivní pro biodiverzitu (Plantureux a kol., 2005). Značné procento druhů rostlin a živočichů se vyskytují hlavně na otevřených pastvinách a loukách, zřídka na jiných typech vegetace (Isselstein et al., 2005).

3.1.3.2 Význam TTP pro vodu v krajině

Mimoprodukční funkce TTP představují významný stabilizační prvek pro krajinu. Jejich význam roste s řešením negativních dopadů způsobených antropogenní činností na životní prostředí. Zvláštní význam mají mimoprodukční funkce TTP převážně v krajinných oblastech, v pásmech hygienické ochrany vod, v biologických rezervacích a jiné (Mrkvička et al., 2007).

Travní porosty zajišťují národohospodářský význam pro celou společnost. K jejich mimoprodukčním funkcím patří zajišťování čisté, sladké vody, chrání proti vodní erozi a udržují úrodnost půdy. Schopností dobře obhospodařovaných trvalých travních porostů je využívat živiny rozpuštěné v půdním roztoku. V období vegetace působí TTP jako přirozený filtr vod, které spadnou na zemský povrch v podobě srážek, které mohou obsahovat poměrně velké množství různých látek (Fiala, 2001).

Louky a pastviny hrají hlavní roli v ochraně podzemních vod, protože látek pocházejících z používání hnojiv a pesticidů se dostane do podzemní vody mnohem méně než přes ornou půdu (Rösch et al., 2009).

Kompaktní vegetace zachycuje a využívá chemické látky rozpuštěné ve srážkách. Efekt závisí na hustém kořenovém systému a dobře vyvinuté mikrobiální flóře, která zadržuje suspendované částice, rychle rozkládá organickou hmotu a přijímá živiny (Kirylyuk, 2003).

Také Fiala (2001) uvádí, že travní porosty podstatně snižují nebezpečí promývání živin a škodlivých látek do hlubších vrstev půdního profilu.

Trvalé travní porosty, které se obvykle nacházejí mezi řekou a ornou půdou přijímají z vody dusík a fosfor a chrání tak před jejich odtokem do tekoucích povrchových vodních zdrojů a zamezují tak jejich eutrofizaci. Zvláště dobře se tyto schopnosti uplatňují v blízkosti zdrojů pitné vody a v jejich ochranných pásmech. (Jankowska-Huflejt, 2016).

Louky a pastviny předcházejí erozím půdy zachycením srážek a rozptylem energie. Zvyšují infiltraci a snižují odtok, čímž se téměř eliminuje sedimentace (Wadleigh et al., 1974).

Trvalá vegetace správně využívaných luk a pastvin se podílí na regulaci vodních poměrů omezením povrchového odtoku. Tímto způsobem se snižuje množství vody odtékající z půdy a zároveň se zvyšuje retence vody a doba odvádění srážek do řek.

Dobře zakořeněný trvalý travní porost zmírňuje účinky prudkých srážek nebo větru, a chrání před větrnou erozí (Jankowska-Huflejt, 2016).

Kromě toho travnatá vegetace chrání půdy před nadměrným zahříváním ve dne a před nadměrným ochlazováním v noci, čímž snižuje denní amplitudu teploty. Travní porosty pravidelně akumulují vodu a chrání přilehlé oblasti před povodněmi (Jankowska-Huflejt, 2016).

3.1.3.3 Význam TTP pro půdu v krajině

Půda jako neobnovitelný zdroj je klíčovým faktorem pro zachování její vysoké kvality a je jedním z hlavních cílů udržitelného zemědělství. Kvalita půdy může být definována jako

funkčnost půdy v jejím vlastním prostředí, schopnost udržet produktivitu rostlin a zvířat, udržet nebo zlepšit kvalitu vzduchu a vody (Iepema et al., 2020).

Také stabilita půdních agregátů je považována za jednu ze zásadních ukazatelů kvality půdy (Anderson et al., 1997).

Důležitá role trvalých travních porostů spočívá v jejich protierozní funkci. Eroze negativně ovlivňuje úrodnost půdy, podmínky pro plodiny a přispívá ke znečištění vody.

Hlavními objekty eroze jsou půdy zbavené rostlinného pokryvu. Kvůli nedostatku trvalého rostlinného krytu se množství vyplavené půdy zvyšuje na několik desítek tun na ha ročně. Tento proces má za následek snížení tloušťky humusové vrstvy při vymývání svrchního, nejcennějšího půdního horizontu a změny zrnitostní struktury (Jankowska-Huflejt, 2016).

Rozsah eroze závisí na formě zemědělského využití pozemků. Trvalé a silně zakořeněné travní porosty zmírňují účinky prudkých srážek nebo větrů, neumožňují kondenzaci povrchu půdy a chrání před větrnou erozí (Jankowska-Huflejt, 2016).

Kořenová biomasa travních porostů je důležitým zdrojem organické hmoty, která zlepšuje půdní strukturu a úrodnost. Husté prokořenění travníkové vrstvy a vyšší obsah humusu je důležitý pro lepší využití půdní vlhkosti a způsobuje vysokou schopnost chránit půdu před vyplavováním živin do vodních zdrojů (Tomaškin, 2007).

Kořenová biomasa je také zdrojem dusíku a dalších minerálních látek. V procesu mineralizace se stávají potenciálními živinami pro další produkci travních porostů. Kořenový systém tak přispívá ke koloběhu organické hmoty a koloběhu minerálních živin v travnatém ekosystému (Tomaškin, 2007).

Kořenový systém hraje také důležitou roli v ochraně životního prostředí. Kromě své protierozní funkce také chrání nadzemní biomasu před zvýšenou koncentrací těžkých kovů, které by jinak mohly proniknout do potravního řetězce. Kořeny fungují jako určitá biologická bariéra prvního kontaktu travních rostlin s prvky těžkých kovů v půdě (Gardi et al., 2002).

Kompaktní trvalý travní porost snižuje tlak těžkých strojů a pasoucích se zvířat na půdu, chrání organické půdy před nadměrnou mineralizací a chrání povrch půdy během zimních mrazů (Jankowska-Huflejt, 2016).

Trvalé travní porosty vykazují vysokou úrodnost půdy, a to díky postupnému přibývání obsahu humusu a živin. Navíc intenzivně využívané plochy trvalých travních porostů hrají důležitou funkci jako zdroj biodiverzity vegetace s vysoce fyto geograficky cennými rostlinami (Gardi et al., 2002).

Trvalé travní porosty se vyznačují vysokou taxonomickou diverzitou a vytváří vhodné podmínky pro půdní faunu, což z nich dělá důležité rezervoáry půdní biodiverzity na zemědělských územích (Menta et al., 2011).

3.1.3.4 Význam TTP pro společenský zájem o rekreaci, kulturu a estetiku

Přírodní a polopřirozené pastviny jsou důležitou součástí kulturní krajiny v Evropě (Emanuelsson, 2009).

Zemědělství a lesnictví má rozhodující podíl v péči o krajinu, určuje její ráz, ale také změny. Nesečené a nespávané travní porosty ráz krajiny viditelně mění. Absence obhospodařování ohrožuje existenci druhů a společenstev, rozšiřují se původní plevele, ale i nepůvodní druhy. Snižuje se tak nejen malebnost krajiny, ale i její atraktivnost z hlediska rekreačního využití (Profi Press, 2001).

Hodnoty spojené s krajinou, jako je estetika a přírodní dědictví mohou vést ke specifickým cílům s ohledem na obnovu ploch travních porostů a jejich prostorové uspořádání v krajině (Bender et al., 2005).

Přírodní cíle památkové péče vedou navíc k pokusům o obnovení tradičního managementu travních porostů do praxe (Norderhaug et al., 2000).

Na venkově žije asi čtvrtina populace našeho státu a další významná část tam tráví svůj volný čas. Příroda pomáhá formovat estetické citění a určuje vztah člověka k ní. To má také velký vliv na citění a jednání lidí. Obhospodařované travní porosty pomáhají vytvořit pestrou obytnou kulturní krajinu, druhově bohatou, geneticky rozmanitou s možností růstu a vývoje pro všechny živé organismy. Umocňují turistické zážitky a podporují aktivity agroturistiky a jezdeckví. Jejich význam stoupá s atraktivností prostředí a průchodností regionu (Profi Press, 2001).

Mnoho venkovních rekreačních aktivit, jako je pozorování ptáků, pěší turistika nebo lov, je spojeno s otevřenou krajinou. Mnohé jsou součástí agroenvironmentálních dotačních systémů jak pro svou biologickou, tak pro svou kulturní hodnotu. Travní porosty jsou také spojeny s dalšími kulturními službami, jako je duchovní, estetická a sociální soudržnost (Bullock et al., 2011).

Některé pastviny jsou chráněny jako přírodní rezervace nebo národní parky a jsou často nabízeny jako hotspoty pro místní a národní cestovní ruch (Everson & Morris, 2006).

Protože však mnoho rekreačních aktivit souvisí s širší krajinou, je obtížné oddělit úlohu polopřirozených travních porostů od úlohy upravených travních porostů a celkovou

heterogenitu krajiny (UK NEA, 2011). Kulturní krajina obsahující trvalé travní porosty může být také turistickou atrakcí sama o sobě, přičemž krajina může hrát významnou roli v kontextu světového dědictví (Buckley et al., 2008).

Mnoho trvalých travních porostů se nachází na starověkých posvátných místech, jako jsou pohřební mohyly, tyto místa byly udržovány v otevřeném stavu hospodářskými zvířaty po tisíce let (Lindborg et al., 2008).

Tradiční obhospodařování pastvin z hlediska produkce sena hrálo a stále hraje důležitou roli jako sociální soudržnost mezi vesničany (Stenseke, 2009).

3.2 Obhospodařování travních porostů

Travní porosty v našich podmínkách je možné využívat třemi základními způsoby; kosením nebo pastvou, případně mohou být udržovány náhradním způsobem obhospodařování; mulčováním (Mládek et al., 2006), nebo mohou být ponechány ladem.

Každý z těchto uvedených postupů má různý vliv na změny skladby porostu, dále na produkci a kvalitu píce. Intenzita a způsob využívání travních porostů působí na travní porost v interakci s ekologickými podmínkami stanoviště.

Při dlouhodobém odstraňování živin sečením bez jejich doplňování může dojít v půdě k poklesu jejich koncentrace, což vede ke snížení produkce, někdy až ke změně struktury porostu. Proto, pokud je cílem obhospodařování zachování stávajícího typu společenstva, je nutné po určité době přistoupit k doplnění živin v podobě hnojení (Pavlů et al., 2019).

Obhospodařování travních porostů, tzn. odstraňování jejich nadzemní biomasy, udržuje na našich loukách druhovou bohatost, pomáhá potlačovat vysoké druhy, a naopak podporuje druhy nízké, konkurenčně slabší (Gaisler, 2011). Intenzitu obhospodařování travních porostů je potřeba přizpůsobit místním přírodním podmínkám.

Protože existují různé typy travních porostů, liší se i postupy jejich obhospodařování (Suttie et al., 2005). Celosvětově nejrozšířenějším využitím travních porostů je živočišná výroba, včetně skotu, ovcí, koz, koní, vodních buvolů a velbloudů. Živočišná výroba se často provádí pastvou nebo sklizní travních porostů kosením za účelem poskytnutí krmiva pro hospodářská zvířata buď jako seno nebo siláž. Kromě produkce pícnin se kosení používá také pro nastartování růstu travních druhů a snížení počtu bylin a dřevin (Gibson, 2009).

Sečení však nemůže být považováno za náhradu pastvy, protože je neselektivní. Kromě toho se na travních porostech uplatňují další managementové činnosti, jako je zavlažování,

hnojení, mulčování, setí a orba. Zavlažování hraje hlavní roli v obhospodařování plodin po celém světě, zavlažují se také některé travní porosty (Reinermann et al., 2020).

Při volbě konkrétního způsobu obhospodařování je nutné vždy jasně definovat, jak by měl vypadat cílový stav travního porostu. V případě, že zvolíme pastvu dobytka, je třeba si uvědomit, že pastevní porost se bude významně lišit od porostu lučního (Mládek et al., 2006).

Obhospodařováním lučních porostů můžeme nejvíce ovlivnit kvalitu píce a výnosy stravitelných živin. Není rozhodující množství narostlé píce, ale množství krmných hodnot ve sklizené a konzervované píci (Velich, 1996).

Druhové složení trvalého travního porostu umožňuje objektivní posouzení stanovištních podmínek, které je východiskem pro volbu vhodných pratotechnických zásahů. Počet druhů zastoupených na ploše určité velikosti poskytuje základní informaci o druhovém bohatství společenstva, které závisí na stanovištních podmínkách, čím jsou příznivější, tím jsou rostlinná společenstva druhově bohatší (Moravec, 1994).

V zemědělsky znevýhodněných oblastech předurčují geomorfologické, klimatické podmínky a struktura půdního fondu uplatnění polointenzivních až extenzivních systémů obhospodařování (Kollárová, 2007).

3.2.1 Pastva

Pastva je nejstarší způsob obhospodařování travních porostů a můžeme ji rozdělit na pastvu extenzivní a intenzivní. Intenzivní pastva představuje dlouhodobé a vysoké zatížení pastviny s nízkou selektivitou spásání. Vytváří typickou pastvinu s nízkými a plazivými druhy nebo rostlinami s přízemními růžicemi listů. Intenzivní krátkodobou pastvu použijeme v případě, kdy je potřeba odstranit maximum biomasy (Pavlů et al., 2019).

Při extenzivní pastvě dochází k nízkému zatížení pastviny, jedná se o selektivní odstraňování nadzemní biomasy rostlin zvířaty, což vede ke vzniku mozaiky. Přednostně jsou spásány chutnější druhy a mladší rostliny, nepasené druhy nazýváme nedopasky (Mládek et al., 2006).

Mezi spásáče, kteří nadzemní biomasu ukusují, patří ovce, kozy a koně. Ovce a kozy porost pouze ukusují, koně porost nejprve zachytí pysky a následně ukusují. Naopak skot je pastevní je méně vybíravý, porost obtočí jazykem a následně utrhne (Pavlů et al., 2019).

Pastva zvířat nepůsobí na porost rovnoměrně po celé ploše, ale její vliv se liší místo od místa. Počáteční rozdíly v produkci a kvalitě píce jednotlivých částí pastevního areálu ovlivňují

aktivitu pasoucích se zvířat, pastevní aktivity různých druhů zvířat se projevují na struktuře a druhovém složení porostu (Mládek et al., 2006).

Na porost působí sešlapávání, druhy nesnášející sešlap a utuženou půdu ustupují. Rozvíjí se nízké, výběžkaté druhy trav a byliny s přízemní listovou růžicí. Množství podzemní biomasy a hloubka prokořenění je nižší, půda má nižší pórovitost a infiltrační schopnost. Druhová diverzita rostlin i živočichů v porostu je nižší.

Vlivem dlouhodobého spásání se druhové složení travního porostu na lokalitě mění ve prospěch rostlin odolných okusu a sešlapu, tj. začnou převládat rostliny s nízkým vzrůstem a rychlou obrůstající schopností (Mládek et al., 2006).

3.2.1.1 Typy pastevních systémů

Pastevní systémy můžeme rozdělit na dvě základní skupiny, a to na rotační a kontinuální (Mládek et al., 2006).

Rotační pastva, je pastvina rozdělena na více ploch, oplůtků. Každá plocha je zvířaty pasena pouze v průběhu jednoho dne až týdne. Po spasení travní biomasy jsou zvířata přemístěna do dalšího oplůtku. Na každé z ploch se střídají období, kdy je porost spásán a období, kdy porost regeneruje a znovu obrůstá (Pavlů et al., 2019).

Doba spásání pastviny je závislá na obrůstání porostu, podmínkách prostředí a na počtu zvířat na pastvině (Mládek, 2006).

Kontinuální pastva je nepřerušované pasení během celé pastevní sezóny v jednom oplůtku. Biomasa v oplůtku se může rapidně snižovat v závislosti na počtu dobytka, proto je možno rozlohu pastviny během sezóny postupně zvětšovat. V praxi se rotační a kontinuální pastevní systémy mohou kombinovat v závislosti na místních podmínkách a možnostech zemědělců (Pavlů et al., 2019).

V minulosti se prováděla zejména volná pastva na obecních pastvinách, kde se zvířata pásala pouze pod dohledem pastýře bez oplocení (Pavlů et al., 2019).

3.2.1.2 Zahájení pastvy

Pastevní sezóna obvykle začíná ve druhé půlce dubna a trvá do konce října. Nejvhodnější doba pro spásání pastevního porostu je tedy po jarním oteplení a nárůstu dominantních druhů trav ještě před metáním (Pavlů et al., 2019).

Nárůst píce a její pastevní zralost je závislá na ročním období – nejintenzivněji narůstá v květnu a červnu, nadmořské výšce, úrodnosti půdy, hnojení a průběhu počasí – teplotě a srážkách (Fiala, 2007).

Během vegetační sezóny dochází sice ke zvyšování výnosu porostu, ale po vykvetení kulturních druhů trav a jetelovin narůstá rychle obsah vlákniny, klesá obsah dusíkatých a minerálních látek, značně se snižuje stravitelnost i koncentrace energie v píci. V druhově bohatých porostech neklesá obsah dusíkatých, minerálních látek ani stravitelnost tak rychle jako u intenzivních luk a pastvin (Mládek et al., 2006).

3.2.2 Sečení

Sečením rozumíme neselektivní oddělení části nadzemní biomasy rostlin pomocí různých nástrojů a strojů. Louky jsou většinou sekundární společenstva vzniklá a udržovaná působením člověka. Bez pravidelného sečení by se postupně opět přeměnily na lesní porosty. Sečení spolu s odstraněním hmoty je nutné pro zachování produkčních a kvalitativních parametrů travních porostů a pro ochranu vysoké druhové diverzity těchto ekosystémů (Pavlů et al., 2019).

Sečení se provádí různými způsoby, např. ruční kosení kosou, sečení malou mechanizací jako jsou křovinořezy, motorové kosačky a sečení samojízdnými a traktorovými sekačkami. Při sečení je z porostu odstraňována jednorázově většina biomasy, což podporuje růst i méně konkurenčně zdatných druhů a ve většině případů zajišťuje uchování druhové pestrosti porostů (Mládek et al. 2006).

Účinky sečení na kvalitu vegetace trvalých travních porostů závisí na frekvenci sečení a termínu sečení (zejména termínu prvního sečení) v závislosti na fázi květu trav (Barbaro et al., 2004) a počátečním druhovém složení travních porostů. (Smith et al., 1996).

Termíny a frekvence sečení jsou závislé na typu porostu, ekologických podmínkách stanoviště a na způsobu využití sklizené píce. Sečení se provádí 1–3x ročně, což je většinou dostatečné pro zajištění optimálního poměru výnosu píce a její kvality. První seč je většinou prováděna koncem května a v červnu, další seč většinou následuje po 6 až 8 týdnech. Ve vyšších nadmořských výškách bývá počet sklizní redukován na jedno posečení v červenci (Mládek et al., 2006).

Termínem první seče můžeme regulovat produkční schopnost travního porostu ve vegetačním období. Pokud sečeme porost v dřívějším termínu, produkce sušiny bude nižší, produkce v druhé seči se může rovnat první, a může ji i převýšit (Gaborčík, 1998).

Výška seče se pohybuje od 40 do 70 mm. Vyšší výška snižuje produkci a zvyšuje množství stařiny v travním porostu. Naopak snížení výšky zvyšuje riziko znečištění píce a poškození odnožovacích uzlin trav (Skládanka et al., 2010).

Dle výsledků Hraběte (2004) dochází po posečení ke změnám v rostlinách, důsledkem je snížení jejich výživné hodnoty. Ztráty se projevují nejen úbytkem sušiny, ale i snížením obsahu a stravitelnosti živin. Ztráty na plochách při sečení dosahují 3-8 % a při samotné sklizni 4–13 %. Další ztráty vznikají v průběhu nekvalitní konzervace, a zvláště nekvalitním uskladnění. V okamžiku sklizně, tj. při sečení, obsahují trávy a jetelotrávy přibližně 85-80 % vody a 15-20 % sušiny (Hrabě et al., 2004). Podle Rotze a Mucka (1994) se průměrné ztráty sušiny při výrobě sena odhadují mezi 24 % a 28 % původní píče.

3.2.3 Mulčování

Mulčování je sekání porostu bez odstraňování posečené hmoty. Využívá se jako nízkonákladový způsob údržby odlehlých nebo opuštěných travních porostů, které nejsou hospodářsky využívány pastvou nebo sečením. Důsledkem mulčování je sezónní obohacení živinami v důsledku rozkladu rostlinného opadu saprotrofními organismy (Caboň et al., 2021).

Obecný účel mulčování je prevencí sukcese, stejně jako u ostatních tradičních způsobů hospodaření na TTP, Mulčování zamezuje potlačení zarůstání travního porostu náletem dřevin nebo na omezení dominantních druhů rostlin (Mládek et al., 2006).

Mulčování má některé podobné účinky jako tradiční sečení sena nebo pastvy ovčí/skotu, protože vyšší vegetace je odstraněna, ale jejich účinky na diverzitu a strukturu společenstva mohou být odlišné (Doležal et al., 2011).

Při mulčování je nadzemní fytomasa poměrně rychle zmineralizovaná a rozložená žížalami a mikroby. Čím drobněji je materiál posekán, tím rychleji dochází k mineralizaci a zrychlenému zásobování dusíkem (Novák, 2008).

Při mulčování se může louka částečně upravit, např. čerstvé krtince se dají rozbit a rozprostřít, rozrušují se suché exkrementy skotu, a kromě nedopasků a plevelů jsou rozdrceny i nálety dřevin. Na druhé straně může mulčování způsobit řidnutí porostů, tvorbu prázdných míst a ústup některých druhů, a tím i snižování biodiverzity. Pokud se travní porosty pouze pravidelně mulčují, má to negativní vliv na jejich kvalitu. Při častém mulčování a hromadění nadměrného množství nadzemní fytomasy se může zhoršit drnotvorný a půdotvorný proces a nastanou změny v půdním ekosystému (Novák, 2008)

Při využívání porostů mulčování dochází vzhledem k vyšší výšce seče a ponechané biomase k redukci světlomilných druhů, především jetelovin a některých druhů dvouděložných bylin a často i k mírnému snížení biodiverzity v porostu. Negativní efekt mulčování je

výraznější při použití mulčovačů s horizontální osou rotace a vertikálním rotačním pohybem umlčovacího ústrojí oproti mulčovačům s horizontálním pohybem mulčovacího ústrojí.

Mulčování má negativní dopad také na hmyz, a na všechny bezobratlé. Jedná se o značně destruktivní metody, které přímo usmrtí značné množství jedinců. Zároveň má dlouhodobé mulčování negativní vliv i na botanické složení společenstva, zejména v horských oblastech, kde dochází ke špatnému rozkladu biomasy. Nevhodně provedený přisev nepůvodními druhy může vážně narušit druhovou stabilitu lokality. Proto bylo rozhodnuto tyto činnosti omezit (Ministerstvo zemědělství, 2015)

Termíny mulčování většinou korespondují s termíny sečení na loukách. Pravidlem je, že mulčování by mělo být provedeno dostatečně dlouhou dobu před vytvořením semen nežádoucích druhů rostlin přítomných v porostu. Při větší frekvenci (2-3x ročně) má mulčování podobné účinky na porost jako sečení, avšak ne všechny rostlinné druhy snáší delší překrytí velkou vrstvou rozdrčené biomasy a z porostu následně mizí. Z těchto důvodů se mulčování nedoporučuje pro údržbu travních porostů, kde se rostlinná biomasa pomalu rozkládá, tj. mulčování není vhodné v případě teplomilných trávníků (nedostatek vlhkosti), ale také u horských smilkových trávníků (rozkladné procesy zpomaluje nízká teplota) (Mládek et al., 2006).

Dle závěrů Pavlů et al. (2019) by mělo být mulčování i přes veškeré technické výhody využíváno pouze jako dočasné řešení, např. při obnově hospodaření na loukách dlouhodobě ležících ladem. Není však vhodné jako náhrada obvyklého obhospodařování travních porostů, protože dlouhodobé mulčování negativně ovlivňuje strukturu porostu a biodiverzitu rostlinných a zejména živočišných druhů.

3.3 Vliv obhospodařování na mimoprodukční funkce TTP

3.3.1 Vliv obhospodařování na diverzitu

Trvalé travní porosty tvoří ekosystémy, které hrají důležitou roli v mnoha přírodních procesech (Stoate et al., 2001).

Přispívají k vázání uhlíku, k regulaci koloběhu živin, mají vliv na kvalitu půdy a strukturální stabilitu. Udržují rovnováhu vodního cyklu a mají protipovodňovou funkci. Hrají důležitou roli pro zachování biologické rozmanitosti (Gibon, 2005)

Bohatá diverzita rostlinných druhů a společenstev, která se dnes vyskytuje na polopřirozených, neupravovaných travních porostech, má svůj původ ve středověku a raném novověku (Speier, 1996).

Dle závěrů Balmforda je zachování biodiverzity a služeb TTP, které poskytuje, je naléhavým úkolem naší společnosti (Balmford et al., 2005).

Travní porosty jsou nedílnou součástí polopřirozené krajiny střední Evropy a mají zásadní význam pro biodiverzitu v zemědělství.

Pokles diverzity travních porostů v celé Evropě v posledních desetiletích ohrožuje biologickou diverzitu a je hlavním problémem ochrany (Isselstein et al., 2005).

Zbývající polopřirozené travní porosty jsou nyní vysoce ceněny ochránci přírody a v mnoha zemích je jejich údržba prioritou v činnostech ochrany přírody a v agroenvironmentálních programech (Söderstrom et al., 2001).

Udržování neupravených polopřirozených travních porostů vyžaduje, aby se hospodaření s travními porosty neintenzifikovalo (Schellberg et al., 1999).

Až do prvních desetiletí minulého století byly lokality s travními porosty téměř nemelioreovány a agronomický potenciál byl obecně nízký v závislosti na úrodnosti půd. Později se produkce z travních porostů výrazně zlepšila pravidelným hnojením, vápněním a umělým odvodňováním zamokřených stanovišť. V souladu s tím se zvýšily počty kusů trav a frekvence sečení (Pavlů et al., 2019).

Na druhové složení travních společenstev negativně působily dvě protichůdné intenzity hospodaření. Na jedné straně to bylo obhospodařování příliš intenzivní, nejčastěji hnojení s častou sečí, příliš intenzivní pastva, výsev komerčních jetelotravních směsek, odvodňování. Na druhé straně žádné nebo velmi extenzivní hospodaření. Často také docházelo ke kombinaci obou těchto negativních vlivů, např. ukončení obhospodařování dříve intenzivně využívaných, tj. hnojených a často sečených luk (Pavlů et al., 2019).

Dle závěrů Maurera (2006) bylo u obou režimů hospodaření, pastvy i sečení prokázáno, že vysoká aplikace dusíkatých hnojiv obecně snižuje druhovou diverzitu (Maurera et al., 2006).

Kvůli intenzivnímu obhospodařování travních porostů spolu s vysokým přísunem živin a zvýšenou frekvencí defoliace, biologická rozmanitost travních porostů zaznamenala za období posledního desetiletí dramatický pokles (Janssens et al., 1998).

Hlavními omezeními obnovy rozmanitosti rostlin jsou vysoká zbytková úrodnost půd a pokračující vysoká dostupnost živin. Na minerálních půdách je dostupnost fosforu zjevně klíčovým faktorem (Janssens et al., 1998).

Produkce bylin zůstává na poměrně vysoké úrovni a dominující krmné druhy brání invazi ztracených druhů a znovuoobnovení rozmanité vegetace (Isselstein et al., 2005).

V dnešní době lze druhově bohaté travní porosty pouze udržovat pomocí agroenvironmentálních dotací (Hodgson et al., 2005).

Nedávné studie ukázaly, že dohody, které zahrnují finanční kompenzaci pro zemědělce selhávají v zabránění procesu ztráty diverzity (Balmford et al., 2005). Často bylo naznačeno, že nejlepším způsobem zachování polopřirozených travních porostů by bylo udržování tradičních managementových opatření (Muller, 2002).

Taková opatření pomohou zachovat biodiverzitu v krajinně zemědělské krajiny a zajistí ekologickou stabilitu druhově bohatých lučních společenstev, v nichž žije mnoho živočišných druhů včetně vzácných a chráněných (Burczyk et al., 2018).

Pokračování tradičních způsobů obhospodařování travních porostů, které by nejlépe zachovaly biodiverzitu, často není slučitelné s požadavky intenzivní živočišné výroby. Proto hrozí, že tento travní porost bude opuštěn ze zemědělského využití. Zanechání obhospodařování TTP může způsobit sekundární sukcesí, která končí jejich fytoocenologickým ochuzením. Tím mohou louky mizet ze zemědělského prostředí naší země. Louky jsou rovněž likvidovány jejich přeřazením na ornou půdu nebo zalesněním. Mizející louky proto potřebují ochranu, obnovu nebo údržbu tradičními způsoby hospodaření. Specifická role v ochraně přírody je připisována udržování či obnově diverzity travních porostů částečným udržováním extenzivních travních porostů bez hnojení (Gabryszuk et al., 2021).

Druhová diverzita travních porostů je výsledkem tradičního extenzivního obhospodařování ve spojení s širokou škálou podmínek lokality (Isselstein et al., 2005). Extenzivní obhospodařování travních porostů znamená jednoduché nebo dvojitě sečení, mírné organické hnojení a první seč odložená až do fáze květu (Jankowska-Huflejt & Domański, 2008).

Je potřeba identifikovat a vyvinout zlepšená managementová opatření, která zlepší biologickou rozmanitost a agronomické cíle druhově bohatého hospodaření na pastvinách. Kromě toho jsou vyžadovány kompenzační platby pro zemědělce na podporu produkce trávy na druhově bohatých porostech (Klimek et al., 2007).

U obhospodařované půdy jako celku, a zvláště u travních porostů se zvyšuje společenské povědomí o multifunkčním charakteru hospodaření (Jeangros & Thomet, 2004).

Dle pozorování Rounsevellta et al., (2005) se dá předpokládat, že význam agroenvironmentálních programů pro pokračování hospodaření na deintenzifikovaných a na druhově bohatých travních porostech v budoucnu vzroste.

3.3.1.1 Vliv pastvy a seče TTP na diverzitu

Různé složky využívání půdy, včetně hnojení, sečení a pastvy, mohou přímo ovlivňovat druhovou rozmanitost (Stewart & Pullin, 2008).

Přímé účinky seče zahrnují brzké a časté ničení nadzemních rostlinných orgánů nebo obecně nízkou schopnost odnožování, což má za následek rychlý úbytek citlivých druhů a obohacení ruderalních taxonů tolerantnějších k narušení (Socher et al., 2012).

Mezi další účinky časného a častého sečení může patřit částečné nebo dokonce úplné selhání produkce semen. Na druhé straně může sečení výrazně zvýšit klíčivost sazenic odstraněním nadzemní biomasy a vytvořením mezer, které fungují jako vhodná mikromísta pro zakládání malých semenných druhů (Foster & Gross, 1998).

Kromě toho sečení může odstranit živiny ze sklizené biomasy, což ovlivňuje úroveň živin a produkci biomasy (Oelmann et al., 2009).

Obecně platí, že pastva může mít podobné účinky jako sečení, ale v mnohem nerovnoměrnějším prostoru a čase (Klimek et al., 2007).

V závislosti na počtu a druzích zvířat pasoucích se na TTP, mohou chutnější taxony těžit z pastvy, zatímco jiné jsou potlačeny. Při nízké intenzitě sečení i pastva způsobuje mírné stupně narušení a nutričního stresu, které obvykle silně zvyšují druhovou rozmanitost na travních porostech, zatímco vysoké úrovně nebo úplná absence narušování obvykle vede k drastickému poklesu druhové bohatosti (Socher et al., 2012).

3.3.1.2 Vliv pasoucích se zvířat na TTP

Intenzivně obhospodařované travní porosty se obvykle nacházejí v nížinných oblastech a vyznačují se vysokou hustotou zatížení hospodářskými zvířaty. Obhospodařování a intenzita využívání travních porostů ovlivňují biochemické procesy a vztahy mezi travními porosty, atmosférou a hydrosférou (Dlamini et al., 2016).

Mnoho travních porostů ve světě je považováno za degradované (White et al., 2000), protože dochází k vyčerpání půdy a nastartování dezertifikačních procesů. Důvodem je často velmi intenzivní využívání travních porostů.

Intenzivně využívané travní porosty vykazují další negativní vlivy na životní prostředí, jako je vyplavování dusíku nebo úbytek druhů (Reinermann et al., 2020).

Degradace životního prostředí způsobená pasoucími se zvířaty je důsledkem několika činností, které hospodářská zvířata provádějí, včetně defoliace, šlapání a vylučování (Bilotta et al., 2007).

Nadměrná koncentrace zvířat na jednom místě způsobuje silný sešlap a narušení travního drnu (Kollárová, 2007).

Dle Evanse (1998) defoliace pasoucími se zvířaty a poškození rostlinných tkání v důsledku šlapání, snižuje jak biodiverzitu pastviny, tak procentuální pokrytí vegetací. To může vést k poklesu biologické rozmanitosti a produktivity pastvin, kde mohou vznikat holá místa a povrch půdy je tak vystaven eroznímu působení.

Dále šlapání kopyt hospodářských zvířat na povrch půdy, zejména na mokřých a nasycených půdách, může způsobit strukturální deformaci půdy, jako je zhutnění a kypření, což může snížit poréznost půdy a zvýšit objemovou hustotu půdy (Drewry & Paton, 2005).

Hospodářská zvířata mohou produkovat velké množství odpadu, jako jsou výkaly a moč, přičemž největšími producenty je dojný skot. Například v Evropské unii je více než 24 milionů mléčného skotu, přičemž každá dospělá kráva produkuje v průměru cca 20 tun kejdy (směs moči a výkalů) každý rok (Smith & Frost, 2000).

Odpady hospodářských zvířat jsou často bohatým zdrojem živin, jako je N a P, protože pouze malé procento těchto živin v potravě přijaté zvířetem je skutečně využito a asimilováno do jeho tkání, zbytek je vylučován stolicí a močí. Obsah živin v exkrementech hospodářských zvířat může být dále zvýšen, pokud by byla zvířata krmena koncentrovaným krmivem (Tamminga, 1992).

Obecně platí, že přidání N v moči stimuluje růst dominantních druhů trav a přidání P v trusu stimuluje růst dominantních druhů jetelovin, zejména na půdě s nedostatkem P.

Exkrementy zvířat mohou působit negativně na rostliny, které pod trusem nemají šanci přežít kvůli nedostatku světla, moč může způsobit spálení drnů (Evans, 1998).

Zvýšená dodávka a následná akumulace těchto živin v půdě, se může dostat do povrchových vod a způsobit tak problémy s eutrofizací (Chadwick & Chen, 2002), což následně vede k narušení původní druhové skladby rostlin a vede k rozšiřování nitrofilních druhů rostlin. (Kollárová, 2007).

3.3.1.3 Vliv hnojení TTP na diverzitu

Při sečném využití odebíráme živiny z půdy, ale nevracíme je zpět jako při pastvě. Například odvoz 1 tuny sušiny tak představuje odběr 7-18 kg dusíku, 0,9-2,5 kg fosforu, 7-20 kg draslíku. Hnojení je však nutné pouze u živinově chudých porostů (oligotrofních), například smilkových trávníků, u kterých by sečením s následným odvozem biomasy docházelo k rychlému úbytku živin z půdy (Mládek et al. 2006).

Pro zachování stávajícího typu společenstva, je nutné po určité době přistoupit k doplnění živin pomocí hnojení (Pavlů et al. 2019).

Působením hnojiv se obvykle zvyšují nejen výnosy, ale i výška porostu, což vytváří nepříznivé světelné podmínky pro nízké druhy rostlin. Proto nízké druhy (většinou se jedná o krátkověké rostliny závislé na produkci semen) reagují na hnojení, zejména dusíkaté, obvykle negativně. Nízké druhy často tvoří až polovinu celkového počtu druhů, které se na loukách vyskytují, takže jejich úbytek diverzitu luk zdatelně snižuje (Pavlů et al. 2019).

Důležité proto je, že hnojení travních porostů musí být v rovnováze se stanovištěm. Jeho úroveň odpovídá produkčním schopnostem dané lokality a účelu využití píce (Fiala et al., 2007).

Například při celosezónní pastvě trvalých travních porostů se většina živin (80-90 %) vrací ve formě tekutých a tuhých výkalů zpět do půdy, proto pasené porosty většinou nevykazují deficit živin v půdě na rozdíl od dlouhodobě sečně využívaných a nehnojených luk (Mládek et al., 2006).

V základu rozlišujeme organické a anorganické hnojení živinami. Primárním rozdílem mezi organickými a anorganickými hnojivy je z vegetativního hlediska rozdílný přísun živin, který rostlinám poskytují (Kirkham et al., 2008).

Tyto dvě formy hnojiva se mohou lišit v rychlosti uvolňování živin po aplikaci. Anorganické formy způsobují vyšší dostupnost živin než čerstvý chlévský hnůj, druh organického hnojiva. Kromě toho může chlévský hnůj zvýšit obsah organické hmoty v půdě, a tím zvýšit zadržování vlhkosti, což může upřednostňovat konkurenceschopnější druhy (Kirkham et al., 2008).

Anorganické hnojení živina

Dusík je považován za jeden z nejdůležitějších prvků ve výživě rostlin (Pavlů et al., 2019), nicméně hnojení dusíkem podporuje růst trav vzpřímených tvarů, které jsou schopny rychle a efektivně přijímat živiny z půdy (Tallowin & Brookman, 1996), jako je jílek vytrvalý (*Lolium perenne*), kostřava rákosovitá (*Festuca arundinacea*), bojínek luční (*Phleum pratense*) a lipnice luční (*Poa pratensis*) (Laissus & Marty 1969).

Dusíkatá hnojiva však znevýhodňují jeteloviny (Laissus & Marty, 1969) inhibicí funkce nodů (Hopkins, 2003) a posílením konkurence trav.

Na diverzitu působí dusík negativně, v menším rozsahu na suchých loukách než na loukách vlhkých, stejně tak méně v chladných oblastech než v teplých oblastech (Gaujour et al., 2012).

Dle závěrů Gajoura (2012) druhová bohatost klesá, když se zvyšuje dusíková úrodnost půdy. Trávám, zejména konkurenčním druhům s nízkým obsahem sušiny listů přísun dusíku velmi vyhovuje, jeteloviny naopak znevýhodňuje.

Aplikace **fosforu** je postup, který je nejvíce odpovědný za snížení druhové bohatosti (Hejzman et al., 2007).

Hnojení fosforem pravděpodobně způsobuje větší úbytek druhů ve srovnání s dusíkem (Hejzman et al., 2007), zejména v bylinných ekosystémech s vysokou vlhkostí (Wassen et al., 2005).

Obohacování fosforem může zvýšit produkci, ale naopak snížit druhovou bohatost prostřednictvím konkurenčního vyloučení; posun od omezení fosforem k omezení dusíku je nevýhodou druhů přizpůsobených nízké dostupnosti fosforu (Wassen et al., 2005).

Ve spojení s přísunem draslíku přísun fosforu upřednostňuje druhy jetelovin (Carlen et al., 1998).

Přídavek fosforu tedy snižuje druhovou bohatost a ovlivňuje produktivitu travních porostů. Dle závěrů Bakker & Berendse (1999) by mohla velká zásoba fosforu nahromaděná v půdě během desetiletí hnojení vysvětlovat, proč se znovuobnovení ohrožených druhů na bývalých zemědělských polích obecně nedaří (Bakker & Berendse 1999).

Fosfor v kombinaci s dusíkem se totiž dá z půdy jen obtížně odstranit, protože je v půdě značně stabilní a špatně se z ní vyplavuje. Kromě toho rostliny z půdy odčerpávají fosfor jen v malém množství (Pavlů et al., 2019).

Méně problematickým prvkem je **draslík**, jehož vyšší koncentrace nepůsobí na počet druhů tak negativně jako fosfor. Navíc jej z půdy značně odčerpávají rostliny, takže sečením a odklizením posečené biomasy lze z půdy odstranit značné množství tohoto prvku. To je však možné pouze za předpokladu, že bude posečená biomasa zejména v deštivých obdobích odklizená nejdéle do dvou týdnů po seči, jinak se draslík vyplaví zpátky do půdy (Pavlů et al. 2019).

Na rozdíl od hnojení ostatními živinami neslouží **vápnění** primárně k dodání vápníku jako rostlinné živiny, ale zejména pro úpravu chemických, fyzikálních a biologických vlastností půdy. Optimální hodnota půdní reakce (pH) pro travní porosty je v kyselé oblasti a závisí na obsahu jílnatých částic. Zvýšení hodnoty pH za použití vápence (či dokonce žíravě působícího páleného vápna) vede k intenzivní mineralizaci organické hmoty spojené s rizikem vyplavování dusičnanů do podzemních vod. Proto je vhodnější používat mleté vápence (nejlépe dolomitické) v omezených dávkách (Mládek et al., 2006).

Zcela nevhodné je užití páleného vápna, jehož působení je příliš rychlé a při mineralizaci, která po vápnění následuje, se najednou uvolňuje velké množství živin, které rostliny nestačí zužítkovat a které se následně z půdy bez užitku vyplaví. Vápnění může výrazně pozměnit strukturu rostlinného společenstva a zároveň může být příčinou úplného vymizení rostlin, adaptovaných pouze na acidofilní prostředí (Pavlů et al., 2019).

Půdy s hodnotami pH blízkými neutrálnímu mají obecně vyšší dostupnost živin než půdy s hodnotami pH mezi 4 a 5 (Chapin et al., 2002).

V kyselých půdách se tedy druhová bohatost rostlin zvyšuje se zvyšujícím se pH půdy (Nilsson et al., 2002), dokud není dosaženo neutrality, proto vápnění představuje pozitivní efekt na diverzitu.

Vápnění také mění složení vegetace a zvyšuje počet druhů představujících oligotrofní travní společenstva a stimuluje vytrvalé jeteloviny. Vliv vápna na botanické složení a druhovou bohatost je v literatuře hodně diskutován (Schellberg et al., 1999).

Problematika vápnění travních porostů je mnohem složitější, než je tomu u orných půd. Půdy pod travními porosty se vyznačují vyšším obsahem organické hmoty a s tím spojenou vyšší pufrovitostí. Většina lučních a pastevních porostů je na stanovištích, kde je mírná kyselost přirozeně dána matečnými horninami a charakterem klimatu. Dávky vápníku se stanovují podle zrnitostního složení a podle pH půdy a závisí na klimatických podmínkách a intenzitě hnojení. Vápnění travních porostů se provádí nejlépe na jaře, aby uvolněné živiny byly využity v době jarního intenzivního růstu lučním porostem a během celého vegetačního období (Šantrůček et al., 2001).

Organické hnojení živinami

Mezi organické zásoby živin patří čerstvý nebo kompostovaný hnůj, kejda a výkaly rozmetané během pastvy (Gaujour et al., 2012).

Pro hnojení lučních porostů jsou vhodná organická hnojiva (nejlépe vyzrálý kompost nebo kompostovaný hnůj), která na rozdíl od průmyslových hnojiv zlepšují strukturu půdy, díky velkému povrchu na sebe poutají živiny, které postupně uvolňují a tím brání jejich vyplavování. Kromě toho vytvářejí vhodné prostředí pro půdní mikroorganismy (Pavlů et al., 2019).

Racionální využívání statkových hnojiv je proti minerálním levnější, a je i v souladu s filosofií trvale udržitelného zemědělství. Minimalizuje totiž vnější vstupy a využívá vnitřní, které jsou v zemědělství k dispozici v rámci koloběhu živin v podniku. Zvyšuje, resp. udržuje kvalitu půdy a vody a také kvalitu píce (Fiala a kol., 2007).

S hnojem zvířat, jimiž bylo zkrmováno luční seno z odpovídajících druhově bohatých stanovišť je obvykle dodáno i značné množství semen, která jsou schopná v porostu za určitých podmínek vyklíčit a zvýšit jeho druhové bohatství (Kvítek, 1997).

Klíčivost semen obsažených ve výkalech je navíc zlepšena průchodem střevem, který změkčuje obal semen (Malo & Suarez 1995).

Organický přísun živin podporuje především růst krmných trav (Bornard & Brau-Nogue 1994) zejména na vlhkých pastvinách (Pautheney et al., 1994).

Ačkoli primární účinky organických hnojiv na produktivitu a druhovou bohatost trvalých travních porostů jsou stejné jako u minerálních hnojiv, různé formy organických hnojiv mají někdy odlišné účinky na druhovou skladbu rostlin (Gaujour et al., 2012).

Organické hnojení upravuje botanické složení travních porostů nejen kvůli obsahu živin (dusík a fosfor), ale také ve vztahu k transportu semen a důsledkům na vlastnosti půdy (struktura, ochrana vody). Výsledkem je, že na pastvinách, které jsou hojně hnojeny organickým hnojivem, lze nalézt specifické druhy, které mohou v některých případech dominovat (Gaujour et al., 2012).

3.3.2 Absence obhospodařování TTP

Mezi hlavní důsledky neošetřovaných travních porostů patří postupná změna společenstva porostů ve prospěch konkurenčně silných a převážně vysokých druhů, objevují se také druhy plevelné. Postupem času můžeme pozorovat nálety keřů a dřevin, které postupem času převládnu. Vzniká tedy přirozená sukcese, během které trvalý travní porost zaniká a vytvoří se les. (Fiala, 2007).

Délka tohoto vývoje závisí především na stanovištních podmínkách. Například na vlhkých místech, kde vlivem neobhospodařování dochází k dalšímu zamokřování, ubývají trávy a přibývají vysoké byliny. Dalším příkladem dlouhodobě stabilního stadia mohou být také některé chudé smilkové trávníky, převážně v podhorských a horských polohách, kde díky jejich poloze v ochuzovaném reliéfu dochází k vyplavování živin a vzniku půd s velmi nízkým obsahem živin (Pavlů et al., 2019).

Absence obhospodařování travních porostů způsobuje zvýšení nadzemní biomasy, omezuje biodiverzitu a také snižuje malebnost a atraktivnost krajiny z hlediska rekreačního využití. Přirozená sukcese travních porostů zatěžuje možnost návratu k hospodářskému využití.

4 Závěr

Cílem bakalářské práce bylo posouzení vlivu způsobu hospodaření na environmentální funkce trvalých travních porostů. Z mnoha literárních podkladů se řada autorů shoduje, že trvalé travní porosty mají zásadní vliv na mimoprodukční význam v krajině.

TTP mají nejrůznější funkce, které zahrnují nejen výživu hospodářských zvířat, ale především celkovou biologickou rovnováhu krajiny. Představují nejcennější nástroj pro obohacování půdy o organickou hmotu, chrání proti erozi a udržují úrodnost půdy. Aby však tyto funkce mohly TTP splňovat, musí být zajištěna jejich dostatečná péče, respektive jejich obhospodařování. Hlavními způsoby obhospodařování v našich podmínkách jsou pastva a sečení, v krajní fázi mulčování nebo případné ponechání ladem. Pastva hospodářských zvířat se využívá především v místech hůře přístupných technice pro sečení.

Nejlevnější variantou managementu TTP je mulčování, kdy se podrcená travní biomasa ponechá na povrchu pozemku. Stejně jako u ostatních tradičních způsobů obhospodařování je mulčování obecnou prevencí sukcese. Při využívání porostů mulčováním však dochází vzhledem k ponechané biomase k redukcii světlomilných druhů, a tak i ke snížení biodiverzity v porostu. Mulčování má negativní dopad především na hmyz a na všechny bezobratlé.

Každý z těchto způsobů hospodaření určitým způsobem ovlivňuje diverzitu travních porostů, a tedy celkovou funkci stanoviště.

Především Kvůli intenzivnímu obhospodařování travních porostů spolu s vysokým přísunem živin biologická rozmanitost travních porostů zaznamenala za období posledního desetiletí dramatický pokles, proto extenzivně obdělávané travní porosty patří k druhově nejbohatším typům využití půdy v Evropě.

Přestože má hnojení TTP pozitivní vliv na výnosy, intenzivní a dlouhodobé hnojení má za následek nahromadění živin, které v půdě mohou přetrvávat desetiletí. Nahromaděné živiny v půdě pak omezují ohrožené druhy, kterým se na mineralizovaných půdách nedaří. Důležité je tedy přizpůsobit intenzitu obhospodařování trvalých travních porostů místním stanovištním podmínkám.

V nedávné minulosti byly při hospodaření a využívání krajiny podceňovány mimoprodukční funkce TTP, to mělo za následek snižování biologické rozmanitosti, rizika vodní eroze a zhoršení retenčních vlastností půdy. Člověk si pomalu uvědomuje důraz na zachování trvale udržitelné krajiny, která přináší nový pohled na travní porosty. Především klimatické a ekonomické změny mají vliv na uvědomění si úlohy trvalých travních porostů v krajině.

5 Literatura

- Allen VG, Batello C, Beretta, EJ, Hodgson J, Kothmann M, Li X. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass Forage*. Available from <http://wileyonlinelibrary> (accessed January 2022).
- Anderson IC, Buxton DR, Karlen DL, Cambardella C. 1997. Cropping system effects on nitrogen removal, soil nitrogen, aggregate stability, and subsequent corn grain yield. *Agronomy Journal* **89**:881–886.
- Andueza D, Picard F, Pradel P, Theodoridou K. 2019. Feed value of barn-dried hays from permanent grassland: A comparison with fresh forage. *Agronomy* **9**.
- Balmford A, Green RE, Scharlemann JPW. 2005. Sparing land for nature: Exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Global Change Biology* **11**:1594–1605.
- Barbaro L, Dutoit T, Anthelme F, Corcket E. 2004. Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *Journal of Environmental Management* **72**:261–275.
- Bazzoffi P. 2009. Soil erosion tolerance and water runoff control: Minimum environmental standards. *Regional Environmental Change* **9**:169–179.
- Bender O, Boehmer HJ, Jens D, Schumacher KP. 2005. Using GIS to analyse long-term cultural landscape change in Southern Germany. *Landscape and Urban Planning* **70**:111–125.
- Bilotta GS, Brazier RE, Haygarth PM. 2007. The Impacts of Grazing Animals on the Quality of Soils, Vegetation, and Surface Waters in Intensively Managed Grasslands. Page *Advances in Agronomy*. Elsevier Masson SAS. Available from [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)94006-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(06)94006-1) (accessed January 2022).
- Bornard A, Brau-Nogué C. 1994. La fertilisation organique en alpage: influence su la qualité et évolution de la végétation. *Fourrages* **139**:367–374.
- Buckley R, Ollenburg C, Zhong L. 2008. Cultural landscape in mongolian tourism. *Annals of Tourism Research* **35**:47–61.
- Buer CS, Muday GK, Djordjevic MA. 2007. Flavonoids Are Differentially Taken Up and Transported Long Distances in Arabidopsis. *Plant Physiology* **145**:478–490. Available from <http://www.plantphysiol.org/cgi/doi/10.1104/pp.107.101824> (accessed February 2022).
- Bullock, JM. 2011. Chapter 6: Semi-natural grasslands. Pages 161–196 in Jefferson RG, Blackstock TH, Pakeman RJ, Emmett BA, Pywell, RJ, Grime P, Silvertown J, editors. UK National Ecosystem Assessment: Technical Report. UK NEA, Cambridge, UK.
- Burczyk P, Gamrat R, Gałczyńska M, Saran E. 2018. W Zapewnieniu Stanu Środowiska Przyrodniczego. Woda – Środowisko-Obszary Wiejskie **18**:21–37.

- Carlen C, Darbellay C, Gex P. 1998. Effets á long terme de la fumure et de la fréquence des coupes sur une prairie permanente en pontagne. *Rev Suisse Agric* **30**:215–221.
- Deyn GB De, Shiel RS, Ostle NJ, Mcnamara NP, Oakley S, Young I, Freeman C, Fenner N, Quirk H, Bardgett RD. 2011. Additional carbon sequestration benefits of grassland diversity restoration:600–608.
- Dierschke H, Briemle D. 2002. *Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Ulmer-Verlag, Germany.
- Dlamini P, Chivenge P, Chaplot V. 2016. Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: A meta-analysis shows. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **221**:258–269. Available from <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.026> (accessed January 2022).
- Doležal J, Mašková Z, Lepš J, Steinbachová D, de Bello F, Klimešová J, Tackenberg O, Zemek FŠ, 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**:10–28.
- Drewry JJ, Paton RJ. 2005. Effects of sheep treading on soil physical properties and pasture yield of newly sown pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **48**:39–46.
- Drösler M, Gensior A, Schulze ED. 2009. Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* **84**: 20–25.
- Ellenberg, H. 1966. *Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. The vegetation of Central Europe including the Alps*. 5th Edition. Stuttgart, Germany. **4**:303–305.
- Emanuelsson, U. 2009. *The rural landscapes of Europe: how man has shaped European nature*. The Swedish Research Council Formas, Sweden.
- Evans, R. 1998. The erosional impacts of grazing animals. *Prog. Phys. Geogr.* **22**: 251–268.
- Everson, TM, Morris CD. 2006. Conservation of biodiversity in the Maloti-Drakensberg mountain range. Pages 285–291 in E. M. Spehn, M. Liberman, and C. Körner, editors. *Land use change and mountain biodiversity*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Federer, CA, Tenpes, GH, Schmidt, DR, Tanner, CB. 1961. Pasture compaction by animal. **53**: 53–54.
- Fiala J, Kohoutek A, a Kril J. 2007. *Výživa a hnojení travních a jetelovinotravních porostů*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby. ISBN 978-80-87011-25-6.
- Fiala J. 2001. *Hospodářský a ekologický význam travních porostů*. Profí Press, Praha. Available from <https://uroda.cz/hospodarsky-a-ekologicky-vyznam-travnich-porostu/> (accessed March 2022).

- Fiala J. 2002. Hospodářský a ekologický význam travních porostů. Profi Press, Praha. Available from <https://uroda.cz/hospodarsky-a-ekologicky-vyznam-travnich-porostu/> (accessed March 2022).
- Fiala J. 2007. Využití travních porostů pasením. Praha: Profi Press. Available from <https://zemedelec.cz/vyuziti-travnich-porostu-pasenim/> (accessed January 2022).
- Filippi A, Petrusa E, Braidot E. 2016. Flavonoid facilitated/passive transport: Characterization of quercetin microsomal uptake by a DPBA-dependent assay. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*. Elsevier. Available from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0005272816302614?via%3Dihub> (accessed May 31, 2018).
- Foster BL, Gross KL. 1998. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology*, **79**:2593–2602.
- Frangne N, Eggmann T, Koblischke C, Weissenböck G, Martinoia E, Klein M. 2002. Flavone Glucoside Uptake into Barley Mesophyll and Arabidopsis Cell Culture Vacuoles. Energization Occurs by H⁺-Antiport and ATP-Binding Cassette-Type Mechanisms. *Plant Physiology* **128**:726–733. Available from <http://www.plantphysiol.org/cgi/doi/10.1104/pp.010590> (accessed January 2022).
- Gaborčík Š, Gaborčík N. 1998. Trávy naše každodenné, netradičné rozprávanie o trávach. Banská Bystrica 1998. ISBN 80-967940-0-0.
- Gabryszuk M, Barszczewski J, Wróbel B. 2021. Characteristics of grasslands and their use in Poland. *Journal of Water and Land Development* **51**:243–249.
- Gaisler J, Pavlů V, Mládek J, Hejcman M, Pavlů L. 2011. obhospodařování Trvalých travních porostů ve Vztahu K Agro – Environmentálním Opatřením. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha – Ruzyně.
- Gardi C, Tomaselli M, Parisi V, Petraglia A, Santini C. 2002. Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology* **38**:103–110.
- Gaujour E, Amiaud B, Mignolet C, Plantureux S. 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **32**:133–160.
- Gibon A. 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science* **96**:11–31.
- Gibson DJ. 2009. *Grasses and Grassland Ecology*; Oxford University Press: Oxford, UK.
- Heerdt GNJ, Schutter A, Bakker JP. 1999. The effect of water supply on seed-bank analysing using the seedling-emergence method. *Funct Ecol* **13**:428–430.

- Hejcman M, Klaudivová M, Schellberg J, Honsová D. 2007. The Rengen Grassland Experiment: Plant species composition after 64 years of fertilizer application. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **122**:259–266.
- Hodgson JG et al. 2005. How much will it cost to save grassland diversity? *Biological Conservation* **122**:263–273.
- Hopkins WG. 2003. *Physiologie végétale*. De Boeck edition, Bruxelles.
- Hrabě F. 2004. *Trávy a jetelovino trávy v zemědělské praxi*. Olomouc. ISBN 80-903-2751-6.
- Chadwick, DR, Chen S. 2002. Manures in Agriculture, Hydrology and Water Quality. Pages 437–451 in Haygarth PM, Jarvis SC, editors. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, Wallingford.
- Chapin FS, Matson PA, Mooney HA. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, USA.
- Chytrý M. 2015. The most species-rich plant communities of the Czech Republic and Slovakia (with new world records).
- Iepema G, Deru JGC, Bloem J, Hoekstra N, de Goede R, Brussaard L, van Eekeren N. 2020. Productivity and topsoil quality of young and old permanent grassland: An on-farm comparison. *Sustainability (Switzerland)* **12**.
- Isselstein J, Jeangros B, Pavlu V. 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agronomy Research* **3**:139–151.
- Jacquemyn H, Brys R, Hermy M. 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biol Conserv* **111**:137–147.
- Jankowska-Huflejt H, Domański JP. 2008. Aktualne i możliwe kierunki wykorzystania trwałych użytków zielonych w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* **2**:31–49.
- Janssens F, Peeters A, Tallowin JRB, Bakker JP, Bekker RM, Fillat F. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* **202**:69–78.
- Jeandet P, Hébrard C, Deville M-A, Cordelier S, Dorey S, Aziz A, Crouzet J. 2014. Deciphering the Role of Phytoalexins in Plant-Microorganism Interactions and Human Health. *Molecules* **19**:18033–18056. Available from <http://www.mdpi.com/1420-3049/19/11/18033> (accessed January 2022).
- Jeangros B, Thomet P. 2004. Multi-functionality of grassland systems in Switzerland. *Grassland Science in Europe* **9**, 11–23.
- Kirkham FW, Tallowin JRB, Sanderson RA, Bhogal A, Chambers BJ, Stevens DP. 2008. The impact of organic and inorganic fertilizers and lime on the species-richness and plant functional characteristics of hay meadow communities. *Biol Conserv* **141**:1411–1427.

- Kirylyuk A, Skorbiłowicz, M. 2003. Chemistry of runoff water from meliorated past-boog meadow object Zubowo – Knorozy-Ploski. *Acta Agroph.* 87:255-261.
- Kiviniemi K., Eriksson O. 1999. Recruitment and Site Occupancy of Grassland Plants in Fragmented Habitats. *Ireland Oikos*, vol. 86, no. 2. Available from <https://www.jstor.org/stable/3546442> (accessed February 2022).
- Kleijn D, Kohler F, Baldi A., Batary P, Conception ED, Clough Y, Diaz M, Gabriel D, Holzschuh A, Knop E, Kovacs A, Marshall EJP, Tschardtke T, Verhulst J, 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society* **276**: 903–909.
- Klimek S, Richter gen. Kemmermann A, Hofmann M, Isselstein J. 2007. Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation* **134**:559–570.
- Klumpp K, Fornara DA. 2018. The carbon sequestration of grassland soils – climate change and mitigation. Page Sustainable meat and milk production from grasslands. *Proceedings of the 27th General Meeting of the European Grassland Federation, Cork, Ireland, 17-21 June 2018*. Available from <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20183254562> (accessed April 2022).
- Kollárová M. 2007. *Zásady pro obhospodařování trvalých travních porostů*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky. ISBN 978-80-86884-20-2.
- Korneck D, Schnittler M, Klingenstein F, Ludwig G, Takla M, Bohn U, May R. 1998. Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn – und Blütenpflanzen Deutschlands. **29**: 299–444.
- Kryszak A, Kryszak J. 2011. Strychalska A.: Natural and use value of meadow communities of mountain and lowland regions. *Grassland Science in Europe* **16**:490-492.
- Kull K, Zobel M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. *J Veg Sci* **2**:711–714.
- Kvítek T. 1997. *Udržení, zlepšení a zakládání druhově bohatých luk*. Praha. ISBN 80-239-0145-1.
- Laissus R, Marty P. 1969. Rendements et possibilités d'évolution d'une prairie permanente médiocre soumise à diverses fumures azotées. *Fourrages* **40**:3–21.
- Lal R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society Section* **363**, 815–830. Freibauer,
- Lindborg R et al. 2008. A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **125**:213–222.
- Malo JE, Suarez F. 1995. Establishment of pasture species on cattle dung: the role of endozoochorous seeds. *J Veg Sci* **6**:169–174.

- Matches, AG. 1992. Plant response to grazing: A review. Pages 1–15 in Mawdsley, JL, Bardgett RD, Merry, RJ, Pain, BF, Theodoru, MK.
- Maurer K, Weyand A, Fischer M, Stöcklin J. 2006. Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation* **130**:438–446.
- Menta C, Leoni A, Gardi C, Delia Conti F. 2011. Are grasslands important habitats for soil microarthropod conservation? *Biodiversity and Conservation* **20**:1073–1087.
- Michaud A, Plantureux S, Amiaud B, Carrere P, Cruz P, Duru M, Dury B, Farruggia A, Fiorelli JL, Kerneis E, Baumont R. 2012. Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands. *The Journal of Agricultural Science* **150**: 219–236.
- Ministerstvo zemědělství. 2015. Ošetřování travních porostů. Ministerstvo zemědělství, Praha. Available from <https://jeseniky.ochranaprirody.cz/res/archive/264/032875.pdf?seek=1453101331> (accessed March 2022).
- Mládek J, Pavl V, Jan H. 2006. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích, Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Moravec J. 1994. Fytocenologie: nauka o vegetaci. Vyd. 1. Praha: Academia. ISBN 80-200-0457-2.
- Mrkvička J. 2007. Trvalé travní porosty – jejich funkce v krajině. Pages 188–190 in Veselá M, Niňaj M editors. *Ekologické zemědělství*. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Muller S. 2002. Diversity of management practices required to ensure conservation of rare and locally threatened plant species in grasslands: A case study at a regional scale (Lorraine, France). *Biodiversity and Conservation* **11**:1173–1184.
- Nilsson M-C et al. 2002. Effects of alleviation of ecological stresses on an alpine tundra community over an eight-year period. *OIKOS* **97**:3–17.
- Nitsch H, Osterburg B, Roggendorf W, Laggner B. 2012. Cross compliance and the protection of grassland – Illustrative analyses of land use transitions between permanent grassland and arable land in German regions. *Land Use Policy* **29**:440–448.
- Norderhaug A, Ihse M, Pedersen O. 2000. Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. *Landscape Ecology* **15**:201–218.
- Novák J. 2008. Pásienky, lúky a trávniky. Patria. Prievidza. ISBN 978-80-85674-23-1.
- Öckinger E, Smith HG. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* **44**:50–59.

- Oelmann Y, Broll G, Hölzel N, Kleinebecker T, Vogel A, Schwartz P. 2009. Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation*, **142**:2941–2948.
- Opitz von Boberfeld, W. 1994. *Grünlandlehre*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Pathogens in livestock waste; their potential for movement through soil and environmental pollution. *Appl. Soil Ecol.* Texas Tech University College of Agricultural Sciences, USA.
- Pautheney Y, Roumet J-P, Neyroz A. 1994. Influence de la fertilisation azotée sur la végétation de prairies de fauche en vallée d'Aoste (Italie). *Fourrages* **139**:375–378.
- Pavlů L, Gaisler J, Pavlů V, Haase H, Kändler M, Titěra J, Pavlů K, Teka TK, Blechinger K. 2019. OBHOSPODAŘOVÁNÍ TRAVNÍCH POROSTŮ PRO PODPORU BIODIVERZITY V PŘEŠHRANIČNÍ OBLASTI LIBEREC — ŽITAVA. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i, Praha.
- Pawlak-Sprada S, Stobiecki M, Deckert J. 2011. Activation of phenylpropanoid pathway in legume plants exposed to heavy metals. Part ii. Profiling of isoflavonoids and their glycoconjugates induced in roots of lupine (*Lupinus luteus*) seedlings treated with cadmium and lead. *Acta Biochimica Polonica* **58**:217–223.
- Peeters A. 2009. Importance, evolution, environmental impact and future challenges of grasslands and grassland-based systems in Europe. *Grassland Science* **55**:113–125.
- Peeters A. 2015. Environmental impacts and future challenges of grasslands and grassland based livestock production systems in Europe. A global resource perspective edition: International Grassland Congress and Range Management Society of India: 365–390.
- Plantureux S, Pottier E, Carrere P. 2012. Permanent grassland: new challenges, new definitions? *Fourrages* **211**: 181–193.
- Poiret, M., 2004. Crop trends and environmental impacts. Eurostat. Available from http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/en/evo_cu_en/report.htm (accessed March 2022)
- Pozdíšek J. 2004. Využití trvalých travních porostů chovem skotu bez tržní produkce mléka. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací. ISBN 80-727-1153-9.
- Prins HHT. 1998. Tropical Nature Conservation and Vertebrate Ecology Group, Department of Environmental Sciences, Wageningen Agricultural University, Bornsesteeg, The Netherlands.
- Profi press. 2002. Současné systémy obhospodařování travních porostů. Profi Press, Praha. Available from <https://uroda.cz/soucasne-systemy-obhospodarovani-travnich-porostu/> (accessed March 2022).
- Reinermann S, Asam S, Kuenzer C. 2020. Remote sensing of grassland production and management-A review. *Remote Sensing* **12**.

- Rösch C, Skarka J, Raab K, Stelzer V. 2009. Energy production from grassland – Assessing the sustainability of different process chains under German conditions. *Biomass and Bioenergy* **33**:689–700.
- Rotz CA, Muck RE. 1994. Changes in forage quality during harvest and storage. Pages 828–868 in Fahey, G.C., Collins, M., Mertens, D.R., Moser, L.E., editors. *Forage Quality, Evaluation and Utilization*. American Society of Agronomy, USA.
- Rounsevell MDA, Ewert F, Reginster I, Leemans R, Carter TR. 2005. Future scenarios of European agricultural land use: II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **107**:117–135.
- Shi K, Imura O, Morimoto N, Riordan P, Kun Shi C. 2014. Effects of environmental and management factors on the structure of bird communities in the grasslands of north-eastern Tochigi, central Japan. Available from <http://www.data.jma.go.jp/obd/> (accessed January 2022).
- Schellberg J, Möselers BM, Kühbauch W, Rademacher IF. 1999. Long-term effects of fertilizer on soil nutrient concentration, yield, forage quality and floristic composition of a hay meadow in the Eifel mountains. *Grass and Forage Science* **54**: 195–207.
- Schippers P, Joenje W. 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **93**:351–365.
- Skládanka J, Večerek M, Vyskočil I. 2010. Ošetřování travních porostů. Agronomická fakulta MZLU, Brno. Available from https://web2.mendelu.cz/af_222_multitext/trek/index.php?N=8&I=0. (accessed March 2022).
- Skládanka J, Večerek M, Vyskočil I. 2010. Produkční a mimoprodukční funkce travních porostů. Agronomická fakulta MZLU, Brno. Available from https://web2.mendelu.cz/af_222_multitext/trek/index.php?N=3&I=0 (accessed March 2022).
- Smith KA, Charles DR, Moorhouse D. 2000. Nitrogen excretion by farm livestock with respect to land spreading requirements and controlling nitrogen losses to ground and surface waters. Part 2: Pigs and poultry. *Bioresource Technology* **71**:183–194.
- Smith RS, Buckingham H, Bullard MJ, Shiel RS, Younger A. 1996. The conservation management of mesotrophic (meadow) grassland in northern England. 1. Effects of grazing, cutting date and fertilizer on the vegetation of a traditionally managed sward. *Grass Forage Sci* **51**:278–291.
- Söderström B, Svensson B, Vessby K, Glimskär A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* **10**:1839–1863.

- Socher SA, Prati D, Boch S, Müller J, Klaus VH, Hölzel N, Fischer M. 2012. Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology* **100**:1391–1399.
- Speier M. 1996. Paläoökologische Aspekte der Entstehung von Grünland in Mitteleuropa. <Paleoecological aspects of the origin of grassland in Central Europe. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* **8**:199–219.
- Spolek pěstitelů travních a jetelových semen. 2021. Pícninářské listy. AGRIPRINT s.r.o., Olomouc.
- Stenseke, M. 2009. Local participation in cultural landscape maintenance: lessons from Sweden. *Land Use Policy* **26**:214–223.
- Stewart GB, Pullin AS. 2008. The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotrophic ‘old meadow’ pasture. *Journal for Nature Conservation*, **16**:175–185.
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Carvalho CR, De Snoo GR, Eden P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**:337–365.
- Suttie JM, Reynolds SG, Batello C. 2005. *Grasslands of the World*; Food & Agriculture Org.: Rome, Italy.
- Šantrůček J. 2001. *Základy pícnářství*. Praha: ČZU. ISBN 80-213-0764-1.
- 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.
- Tallowin JRB, Brookman SKE. 1996. The impact of differences in nitrogen content utilization and loss from laminae on competition between four grasses species in an old pasture. *J Agric Sci* **126**:25–35.
- Tamminga S. 1992. Nutrition Management of Dairy Cows as a Contribution to Pollution Control. *Journal of Dairy Science* **75**:345–357. Available from [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(92\)77770-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(92)77770-4) (accessed January 2022).
- Tomaškin J. 2007. Role of Non-Productional Functions of Grassland in Soil Protection and Environment. *Carpth. J. of Earth and Environmental Sciences* **2**:33–38. Available from http://www.ubm.ro/sites/CJEES/upload/2007_1/Tomaskin.pdf (accessed January 2022).
- Tomiałojć L, Stawarczyk T. 2003 *Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany*. PTPP „pro. Natura”, Wrocław.
- UK NEA. 2011. *The UK National Ecosystem Assessment: synthesis of the Key Findings*. UNEPWCMC, Cambridge, UK.

- Velich J. 1996. *Praktické lékařství*. Vyd. 1., Praha: Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství České republiky. ISBN 80-710-5129-2.
- Vera FWM. 2000. *Grazing Ecology and Forest History*. Cabi-Publishing, Netherlands.
- Villegas M, Sommarin M, Brodelius PE. 2000. Effects of sodium orthovanadate on benzophenanthridine alkaloid formation and distribution in cell suspension cultures of *Eschscholtzia californica*. *Plant Physiology and Biochemistry* **38**:233–241.
- Wassen MJ, Venterink HO, Lapshina ED, Tanneberger F. 2005. Endangered plants persist under phosphorous limitation. *Nature* **437**:547–550.
- White R, Murray S, Rohweder M. 2000. *Analysis of Global Ecosystems—Grassland Ecosystems*; World Resources Institute: Washington, DC, USA.
- Wilson JB, Peet RK. 2012. FORUM Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* **23**:796–802.
- Ye Y, Ding Y, Jiang Q, Wang F, Sun J, Zhu C. 2017. The role of receptor-like protein kinases (RLKs) in abiotic stress response in plants. *Plant Cell Reports* **36**:235–242. Available from <https://doi.org/10.1007/s00299-016-2084-x> (accessed January 2022).
- Zarei A, Asadi E, Ebrahimi A, Jafari M, Malekian A, Mohammadi Nasrabadi H, Chemura A, Maskell G. 2020. Prediction of future grassland vegetation cover fluctuation under climate change scenarios. *Ecological Indicators* **119**:106858. Elsevier. Available from <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106858> (accessed February 2022).

