



Metodický postup pro hodnocení vlivu pastvy skotu na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a biodiverzitu v krajině

Petr FUČÍK a kolektiv

CERTIFIKOVANÁ METODIKA



**VÚMOP, v.v.i.
2015**

Metodický postup pro hodnocení vlivu pastvy skotu na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a biodiverzitu v krajině

Petr Fučík a kolektiv

Certifikovaná metodika

VÚMOP, v.v.i.

2015

Autorský kolektiv:

VÝZKUMNÝ ÚSTAV MELIORACÍ A OCHRANY PŮDY, V.V.I.

Petr Fučík, Antonín Zajíček, Renata Duffková, Ondřej Holubík, Jana Peterková, Veronika Matoušková, Petra Huislová

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE, FAKULTA AGROBIOLOGIE, POTRAVINOVÝCH A PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ, KATEDRA PÍCNINÁŘSTVÍ A TRÁVNÍKÁŘSTVÍ, KATEDRA BOTANIKY A FYZIOLOGIE ROSTLIN

Miluše Svobodová, Jiří Mrkvička, Milan Skalický, Jitka Skalická, Jaromír Šantrůček

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH, ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA, KATEDRA KRAJINNÉHO MANAGEMENTU, KATEDRA AGROEKOSYSTÉMŮ

Pavína Hakrová, Martin Šlachta, Václav Bystřický, Jana Moravcová, Jan Procházka, Martin Musil, Jakub Brom, Kateřina Novotná

CENTRUM VÝZKUMU GLOBÁLNÍ ZMĚNY AVČR, V.V.I.

František Zemek, Miroslav Píkl, Jan Novotný, Jan Hanuš

Poděkování:

Metodika byla zpracována jako plánovaný výstup z projektu NAZV QI111C034 „Vliv pastvy hospodářských zvířat na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a druhovou biodiverzitu v krajině“.

Certifikaci metodiky provedl Odbor environmentálních podpor PRV Ministerstva zemědělství ČR, osvědčením č. 5/2014. Smlouva o uplatnění certifikované metodiky mezi Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy, v.v.i. a Odborem environmentálních podpor PRV Ministerstva Zemědělství ze dne 12.12.2014 je uložena ve VÚMOP, v.v.i.

Recenzovali:

Prof. Dr. Ing. Vilém Pavlů, VÚRV, v.v.i.

Ing. Vítězslav Vopava, SZIF

V roce 2015 v nákladu 150 ks vydal VÚMOP, v.v.i.

Tisk: powerprint, s.r.o., Praha – Suchdol

ISBN: 978-80-87361-42-9

© Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2015

Obsah

I) Cíl metodiky	7
II) Vlastní popis metodiky	8
1. Úvod.....	8
2. Okruhy pro hodnocení vlivu pastvy skotu na složky životního prostředí	10
2.1. Vegetace	14
2.1.1. Vztahy vegetace a pastevního hospodaření	14
2.1.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na vegetaci.....	18
2.1.3. Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách	20
2.1.4. Shrnutí poznatků	33
2.2. Půda	34
2.2.1. Vztahy půdních parametrů a pastevního hospodaření.....	34
2.2.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na půdu.....	36
2.2.3. Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách	43
2.2.4 Shrnutí poznatků	50
2.3. Voda.....	51
2.3.1. Vztahy parametrů vod a pastevního hospodaření a potřeby sledování kvality i kvantity vod z pastevních areálů	51
2.3.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na kvantitu a kvalitu vod	52
2.3.3. Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách	57
2.3.4. Shrnutí poznatků	67
2.4. Bezobratlí.....	68
2.4.1. Vztahy bezobratlých a pastevního hospodaření, zdůvodnění potřeby sledování	68
2.4.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na parametry bezobratlých	71
2.4.3. Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách	77
2.4.4. Shrnutí poznatků	81

III) Srovnání „novosti postupů“ oproti původní metodice a jejich zdůvodnění.....	82
IV) Popis uplatnění Certifikované metodiky	83
V) Ekonomické aspekty – vyčíslení (v tis. Kč) nákladů na zavedení postupů uvedených v metodice a vyčíslení (v tis. Kč) ekonomického přínosu pro uživatele.....	84
VI) Seznam použité související literatury	85
VII) Seznam publikací, které předcházely metodice	96
English Abstract	97

I) Cíl metodiky

Cílem metodiky je předložit metodické postupy pro přímou i nepřímou kvantifikaci vlivu pastvy skotu na půdu, vodu a biodiverzitu v různých geomorfologických zónách pastevních areálů. Tyto postupy jsou formulovány na základě poznatků a zkušeností dosažených řešitelským týmem v rámci níže uvedeného projektu, jakož i ve vazbě na dostupné znalosti z domácí i zahraniční literatury. Jsou navrženy a popsány zásady pro monitoring, zpracování a hodnocení sledovaných parametrů půdy, vody a bioty a dále jsou doporučeny související vhodné podklady a přístupy z hlediska interpretace leteckých / družicových snímků pro vyhodnocování některých parametrů pastevních areálů.

II) Vlastní popis metodiky

1. Úvod

Otázka souladu ekosystémových služeb a udržitelného zemědělství v kulturní krajině je ve vyspělých státech jedním z klíčových témat krajinného plánování a zemědělského hospodaření. Ekosystémové služby jsou vnímány a hodnoceny jako funkce životního prostředí, prospěšné pro člověka ale i organismy, přirozeně se v tomto prostředí vyskytující (Burkhard et al. 2012; Frélichová et al. 2014). Tyto služby nevznikají automaticky, ale je potřeba o ně – a to zejména v zemědělsky využívané či urbanizované krajině - pečovat a vytvářet podmínky pro jejich optimální fungování (Moldan et al. 2012; Sanon et al. 2012). Různé části krajiny s rozdílnými přírodními a antropogenně ovlivněnými podmínkami mohou poskytovat odlišné ekosystémové služby (Trabucchi et al. 2012; van Zanten et al. 2014). Toto platí jak pro málo ovlivněná prostředí, tak pro zemědělsko-lesní krajinu, která může být v některých svých charakteristikách (půdní podmínky, síť a podoba vodních toků, krajinný pokryv a land use, geomorfologie) velice heterogenní.

Produkční i mimoprodukční schopnosti trvalých travních porostů (TTP) jsou známy jako nepostradatelný prostředek k zajištění ekosystémových, vodohospodářských a zemědělských služeb krajiny. V přírodních podmínkách ovšem neexistuje jasná hranice mezi produkčním a tzv. mimoprodukčním využíváním TTP. Ve skutečnosti jde o to, která funkce porostu je považována za primární a která za sekundární (Kohoutek a kol. 2009). Pokud jsou ponechány ladem, vrací se TTP v podmínkách ČR sukcesí zpravidla k lesu. Při extenzivním, udržovacím managementu - jedné až dvou sečí bez zásahu do drnu, zůstanou ve formě stabilizovaných "květnatých" luk s jinou než pícninářskou funkcí (Hrevušová et al. 2009; Mládek a kol. 2006). Intenzivnějším managementem (více sečí, mulčování, hnojení, aj.) vzniknou pícninářské, nutričně kvalitní a výnosné porosty (Mrkvička a kol. 2007; Duffková a Libichová 2013). Zvyšování biodiverzity TTP je jednoznačně spojeno s extenzivním managementem snižujícím produkci biomasy (při současném zachování souvislého hustého porostu), který obecně může být v rozporu s požadavky zemědělců (Pavlů et al. 2006, Wrage et al. 2011). Tento rozpor může být překonán zdůrazněním produkční stability a kvality a rovněž retence živin a vody v půdě na extenzivně využívaných TTP.

V ČR se TTP podílejí na výměře zemědělské půdy přibližně jednou čtvrtinou (cca 970 tis. ha). Podíl zornění zemědělské půdy v ČR, který se pohybuje kolem 70%, je ve srovnání s průměrem ve státech EU (cca 55%) poměrně vysoký a tak je pravděpodobné, že rozloha TTP se bude v ČR zvětšovat (Kvapilík a kol., 2011). Nemalý podíl TTP je obhospodařován formou pastvy hospodářských zvířat, která patří mezi nejvíce přirozenější a nejlevnější způsoby managementu TTP. Ekosystémové služby pastvin jsou nejvíce posíleny

jejich extenzifikací, která redukuje nepříznivé environmentální dopady živočišné výroby, včetně dopadů na kvalitu vod a půdy (Marriott et al. 2004, Roche et al. 2013) a zvyšuje biodiverzitu flóry i fauny. K těmto příznivým jevům dochází z hlediska vegetace v důsledku udržování heterogenní struktury porostu (drnů) pasoucími se zvířaty; např. selektivním výběrem druhů, sešlapáváním, nerovnoměrnou aplikací živin z výkalů a disperzí semenáčků (Isselstein et al. 2005). V některých případech může být ještě vhodnější kombinace pastvy a sečí (zejména opožděných), které navíc mohou zvýšit biodiverzitu snižováním obsahu přístupných živin v půdě, zejména fosforu (Plantureux et al. 2005) a umožnit vysemenění rostlinných druhů na konci léta. Pastva rovněž podporuje půdní úrodnost a sekvestraci organického uhlíku, neboť 60–90 % živin přijatých pastvou se vrací v podobě exkrementů zpět k porostu.

Organická hmota v půdě má bezesporu kladný vliv na celkový stav půd - zvyšuje stabilitu půdních agregátů, zvyšuje strukturnost půd a snižuje erozní riziko (Holubík a Fučík, 2013; Soane et al. 1990). Na druhou stranu může v některých případech intenzivní pastva dobytka způsobovat změny půdních vlastností v často navštěvovaných enklávách pastevních areálů. Častým a opakovaným sešlapáním půdy může dojít k jejímu zhutnění, v důsledku čehož může docházet ke snížení jejich infiltračních a vodoretenčních schopností (Herbin et al. 2011; Tian et al. 2007), což může způsobovat dřívější a častější vznik povrchového odtoku, spojený s odnosem půdy a polutantů do vod (Kato et al. 2009; Kurz et al. 2006).

Zachování a udržování TTP v přirozeném a kulturním stavu ve vazbě na dobrou kondici složek životního prostředí je významnou prioritou společné zemědělské politiky i ochrany přírody členských států EU. Aspekty pastevního hospodaření jsou v ČR poměrně dobře rozpracovány a vědecky doloženy z hlediska dílčích (jednotlivých) vlivů pastvy dobytka na životní prostředí. Chybí ovšem podklad, který by představil podrobné postupy pro hodnocení dopadů pastvy dobytka na životní prostředí komplexně – z hledisek vlivu na biotické i abiotické faktory. Touto snahou je motivována předkládaná metodika. Pro jednotlivá témata, spojená s problematikou hodnocení vlivu pastvy dobytka na životní prostředí, je vždy uveden stručný souhrn souvisejících poznatků, na které navazuje popis a možnosti použití zjišťovacích metod. Ty jsou dále rozváděny na praktických příkladech, které vycházejí z výsledků experimentů řešitelského týmu této metodiky, které byly realizovány v rámci několika pastevních areálů ČR v letech 2011 – 2014.

2. Okruhy pro hodnocení vlivu pastvy skotu na složky životního prostředí

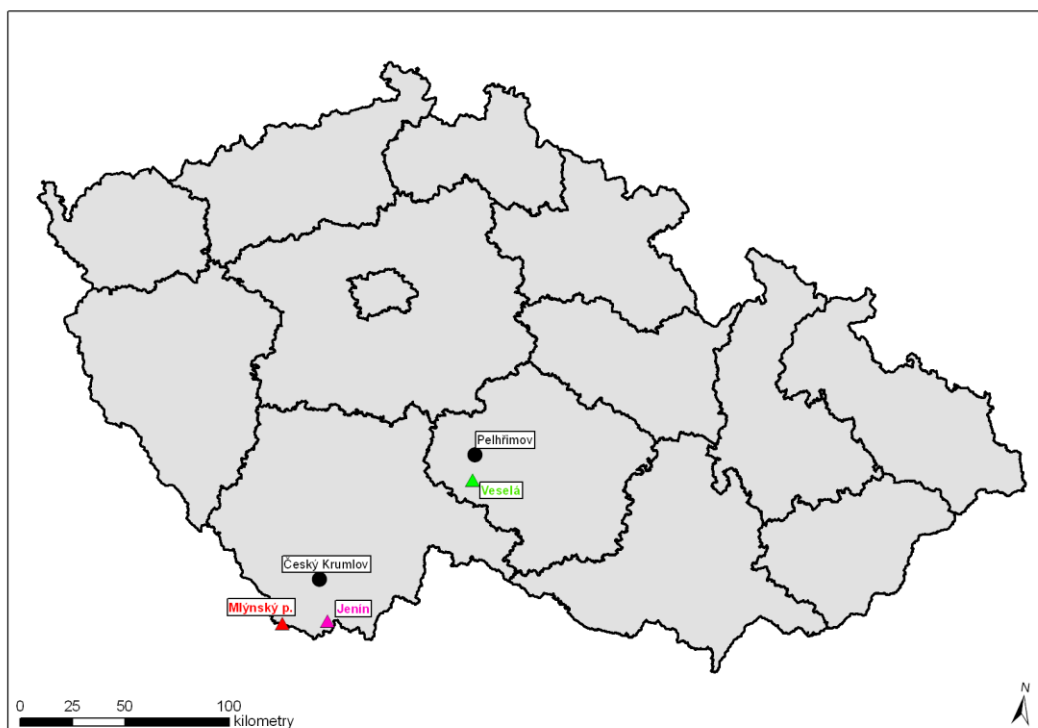
Tato metodika se zabývá metodami hodnocení vlivu pastvy skotu na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a biodiverzitu v krajině; tj. na různé *parametry pastvin*. Jednotlivé kapitoly metodiky jsou strukturovány následovně:

- i) Popis vztahů vybraných *parametrů pastvin* (vegetace/půdy/vody/bezobratlých) a pastevního hospodaření
- ii) Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na *parametry pastvin*
- iii) Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách
- iv) Shrnutí poznatků a rekapitulace metodického postupu

Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na parametry pastvin jsou dokumentovány na třech pilotních pastvinách: **Jenín, Mlýnský potok, Veselá**. Zde probíhala většina experimentů v rámci projektu *Vliv pastvy hospodářských zvířat na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a druhovou biodiverzitu v krajině*.

Stručný popis pilotních lokalit

Pokusné plochy se nacházely v rámci provozních pastevních areálů jednak v jižní části ČR; Jenín poblíž Dolního Dvořiště a Mlýnský potok u Přední Výtoně na hranicích s Rakouskem. Třetí hodnocená lokalita je Veselá u Častrova na Českomoravské vrchovině.



Obr. 2.1. Přehled umístění pilotních lokalit v rámci ČR.

Tab. 2.1. Základní parametry sledovaných pastevních lokalit

Lokalita (Povodí)	Nadm. výška (m n.m.)	Půdní typ	Mateční hornina	Půdní druh	Průměrné zatížení dobyt看 (VDJ/ha)
Jenín	637 – 870	RN, KA _g , KA _m	biotitická pararula, svahoviny	hp, ph	1,5
Mlýnský p.	784 - 884	KAd, KA _m , KA _g , GL _m	žula, svahoviny	hp, ph	0,5
Veselá	620 - 705	KAd, KA _m , KA _g , GL _m	žula, pararula	hp, ph	1,7

Zkratky - půdní typy: RN- ranker, KA_g – kambizem oglejená, KA_m – kambizem modální, KAd – kambizem dystrická, GL_m – glej modální; půdní druhy: hp – hlinitopísčité, ph – písčitolinitá



Obr. 2.2. Přehledná situace povodí Jenín

Vegetace, pŭda

Na každé ze třech experimentálních lokalit byl v r. 2011 vytyčen jeden transekt (vedoucí zhruba od rozvodnice po údolnici), zahrnující oblasti odlišné geomorfologicky, půdně i porostně, v rámci něhož byla vybrána tři místa, od sebe vzdálená cca 100 - 700 m. Na každém místě byla instalována jedna ohrádka (cca 6x10 m) bez možnosti přístupu paseného dobytka pro simulaci nepasené (kosené) varianty. V těchto transektech byly v r. 2011 vykopány mělké půdní sondy (cca do 50-60 cm), byl proveden jejich popis a odběr půdních vzorků z prvních dvou genetických půdních horizontů. Odběry se zaměřily především na popis fyzikálního stavu půdy, hodnocen je také sorpční komplex, jeho nasycenost a zastoupení přístupných prvků s důrazem na obsah fosforu. V letech 2012-2014 byly provedeny vždy dva odběry ročně (duben a říjen) a to z hloubek 4 – 8 cm a 10 – 14 cm, pro odlišení případného vlivu pastvy na změny půdních parametrů, na každém místě vždy vevnitř a vně ohrádek, za účelem porovnání případných změn hodnot půdních parametrů na pasené a nepasené variantě. Dále proběhly v těchto dvou obdobích vevnitř i vně ohrádek měření infiltrací pomocí přetlakových infiltrometrů (užitný vzor VÚMOP, v.v.i.).

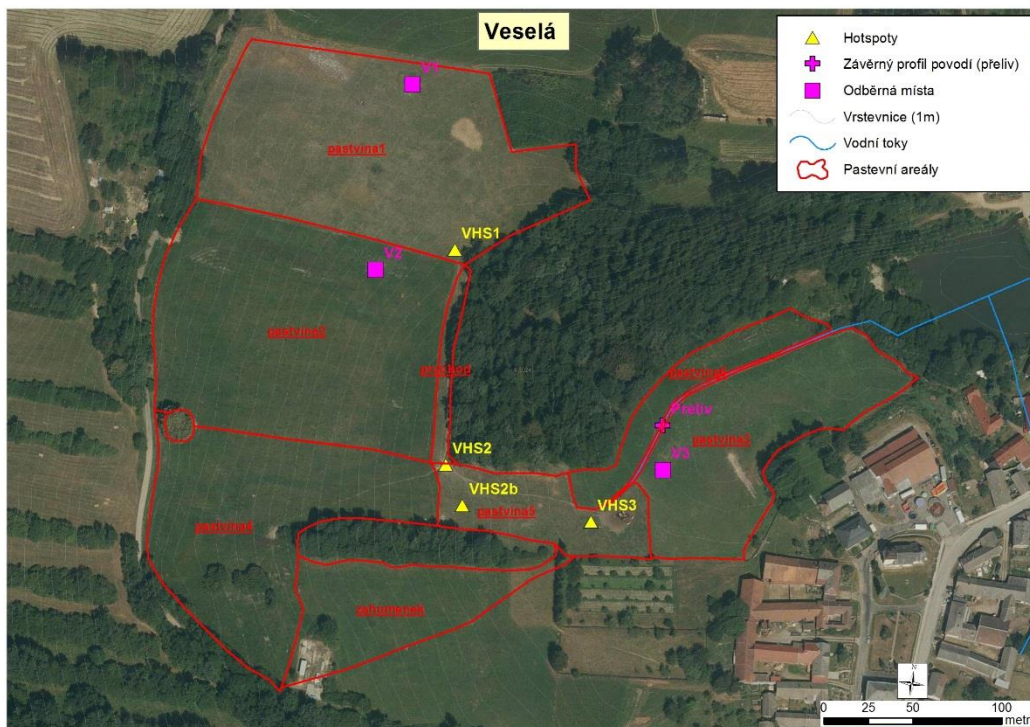
Floristická inventarizace pilotních lokalit byla uskutečněna metodou morfologicko-srovnávací; tj. charakteristika diakritických znaků, jejich analýza a porovnání variační šíře; vlastnosti jednotlivých rostlinných orgánů s ohledem na jejich taxonomickou hodnotu, vždy 3x ročně během sledovaného období. V blízkosti každé vytyčené plochy byly instalovány 4 ochranné klece o ploše 1m² pro zjišťování výnosnosti a druhové diverzity pastevního porostu. Byly odebírány průměrné vzorky pro stanovení sušiny čerstvé píce. U vzorků jsou stanoveny jednotlivé agrobotanické skupiny, dále jsou homogenizovány a odeslány na chemické analýzy. Fytocenologické snímkování probíhalo vždy 3x během vegetačního období dle standardní metodiky (Moravec 1994), doplněnou o metodu dle Klappa (1965). Základní metoda spočívala v odhadu pokryvnosti na základě sedmičlenné Braun-Blanquetovy stupnice pokryvnosti a početnosti.



Obr. 2.3. Přehledná situace povodí Mlýnský potok

Voda

Na každém z experimentálních povodí byl v r. 2011 zvolen jeden odběrný profil na vodním toku, popř. drenážní výusti; v povodích Jenínského a Mlýnského potoka na stávajících měrných profilech, v povodí Veselé na nově osazeném. Profily pro sledování hydrologických a hydrochemických parametrů vod byly osazeny měrnými objekty včetně ultrazvukových čidel a dataloggerů pro kontinuální monitoring a záznam výšky hladin a průtoků a rovněž automatickým vzorkovačem (typ ISCO nebo obdobný) pro odběr vzorků vod při extrémních srážko-odtokových událostech.



Obr. 2.4. Přehledná situace povodí Veselá

Bezobratlí

Pro sledování diverzity koprofágních brouků a střevlíkovitých bylo použito více pastí na několika místech pastvin (dvě místa v rámci každé pastviny, vždy po třech koprofágních pastech + dvě pasti na střevlíky; další pasti na střevlíky na dalších místech pastviny nezávisle na koprofágních pastech), aby se lépe postihla diverzita společenstev v závislosti na různém zatížení pastvou. Odchyt do pastí se podrobněji zaměřil především na jarní období (duben – červen). Sledování bylo na všech lokalitách prováděno současně a bylo ukončeno koncem září každého roku.

2.1. Vegetace

2.1.1. Vztahy vegetace a pastevního hospodaření

Travní porosty (TTP) představují ve středoevropských podmínkách významný prvek v krajině i v celé soustavě hospodaření na půdě. Dnešní pestrá evropská krajina vychází již z bohaté středověké krajiny, kde byla pastva jedním z hlavních faktorů, který utvářel evropskou přírodu (Mládek a kol., 2006; Šarapatka and Niggli, 2008). Vznik a vývoj TTP je tedy podmíněn jejich pravidelným obhospodařováním. Mají významnou roli jako producent kvalitní píce, ale neméně významné jsou i z pohledů environmentálních. Umožňují velice široké spektrum hospodaření na zemědělské půdě a tím se mohou vhodně přizpůsobit různým požadavkům jak ze stránky ekonomické, tak i ze stránky ekologické (Klimeš a kol., 2007). Pastva hospodářských zvířat je jednou z možností, jak zachovat hospodaření v méně produktivních oblastech (Mládek a kol., 2006).

Stále aktuální je otázka pastvy skotu, z důvodů úspory práce, finančních prostředků, využití stávajících TTP a zajištění přirozených podmínek pro chov zvířat. **Moderní pastvinářství musí respektovat přírodní cykly, ochranu a udržení přirozené úrodnosti půdy, vytváření přirozených podmínek pro hospodářská zvířata, musí respektovat stabilitu ekosystému, podporovat biodiverzitu rostlin a živočichů a být ekonomicky efektivní.** Právě hledání rovnováhy mezi rozmanitostí travních porostů a jejich ekonomicky udržitelným využíváním pro hospodářské účely je cílem řady výzkumů (Piro, Wolfová, 2008).

Hlavními sledovanými cíli jsou:

- udržování kulturní krajiny
- podpora biodiverzity
- údržba a zlepšování dlouhodobé úrodnosti půdy
- účinná ochrana vod, vodních zdrojů a života ve vodě

Pro ochranu zdrojů vody byla do zemědělské praxe zavedena směrnice 676/91 EEC, známá jako Nitrátová směrnice, která vymezuje zranitelné oblasti, tj. území, kde dochází k ohrožení vod nitráty ze zemědělské činnosti. Kvítek (2001) uvádí zásady správné zemědělské praxe při pastvě:

- dodržovat správné zatížení velikostí stáda, aby nedocházelo k nevratnému poškození drnu
- pastevně nesmí být využívána místa podél vodních toků, se zvýšenou vlhkostí půdního profilu a lokality svažité nad 17%

- musí být zabráněno vzniku eroze, vyšlapání drnu a kontaminaci vod
- obnova pastvin s následným polním obdobím je nevhodná v infiltračních zónách
- extenzivně využívané pastviny nelze intenzivně hnojit ani organickými hnojiva.

Požadavky na management travních porostů při získání dotace (SAPS, TOP, UP, LFA, Natura 2000 aj.) se týkají max. výšky porostů po 31. říjnu, termínů sečí, intenzity chovu hospodářských zvířat (od 1. července do 31 srpna min. 0,2 DJ/ha travního porostu v LPIS a max. 1,5 VDJ/ha zemědělské půdy v LPIS), maximálních dávek N a dodržování podmínek cross-compliance.

Druhové složení a ekologický význam TTP

Výnosy suché píce z luk kolísají podle ekologických podmínek a intenzity obhospodařování v rozmezí 3 až 10 t.ha⁻¹ a pastvin 1 – 3 t.ha⁻¹. Z hlediska botanického složení porostu se za nejlepší hospodaření považuje střídání sečení a pastvy.

Změny v podílu zastoupených druhů mohou být sezónní, každoroční, cyklické i trvalejšího charakteru. Floristické složení je výslednicí komplexního vlivu celého ekosystému, v němž by měla výrazně převládat antropická složka (pastva, sečení). Nejvyšší počet rostlinných druhů se může uplatnit na středních ekologických stupních vodního a výživného režimu, naopak při extrémních hodnotách se počet komponentů podstatně snižuje (Mrkvička a kol., 2002). V zahraničí Green (1990), dále Blackstock a kol. (1999) zkoumali vliv obhospodařování na floristické složení pastvin v závislosti na obsahu živin v půdě a pH. Živinami bohaté pastviny vykazovaly nejvyšší zastoupení jílku vytrvalého a jetele plazivého se stoupajícím podílem psinečku velikého a medýňku vlnatého. Naopak na živinami nejchudších pastvinách dominovala kostřava červená s tomkou vonnou a medýnkem měkkým na kyselých půdách.

Nejen travní porosty mají vliv na zvířata (kvalita píce, zdravotní stav), ale i zvířata působí na porosty. Při pastvě se vyvíjejí nižší porosty přizpůsobené okusu a sešlapu. Naopak na loukách nalezneme především rostlinné druhy vyššího vzrůstu, jejichž společenstva formuje především konkurence o světlo. Vlivem pasení je za shodných podmínek v průměru o 20-30 % menší počet druhů než v porostu sečném (Mrkvička a kol., 2002). Spásání porostu v období ranější růstové fáze podporuje rozvoj nízkých výběžkatých druhů trav a jetele plazivého na úkor vzrůstných druhů trav a ostatních bylin. Spásání také podporuje odnožování trav a dochází tak k zvyšování hustoty porostu, případné snížení nadměrného podílu pícninářsky méně hodnotných dvouděložných druhů rostlin. Celková pokryvnost u sečně využívaných porostů činí 70-90 %, u udržovaných pastevních porostů pak zpravidla nad 90-95 %. Při častém a nízkém spásání začínají převládat druhy s přízemním rozložením zelených orgánů např. jílek vytrvalý a jetel plazivý (Carlassare and

Karsten, 2003, Zeman a kol., 2006). Klimeš a kol. (2007) experimentálně sledovali frekvenci pastvy s různým hnojením v podhůří Šumavy (650 m. n. m) při výchozím typu porostu *Dactylidetum*, (asociace *Lolio-Cynosuretum*). Zjistili, že nejvhodnější využívání pastvin bude ve třech pastevních cyklech s krátkodobou možností čtyř pastevních cyklů.

Pavlů a kol. (2005) a Mládek a kol. (2006) experimentálně prokázali, že s **intenzitou pastvy se snižuje potenciální výška porostu a podíl vysokých bylin**, naopak se zvyšuje podíl druhů s přízemní růžicí listů a druhů s plazivým růstem. Skot spásá dobře i vyšší porosty a není příliš vybíravý, pokud se pase na vlhčích místech, může docházet k nežádoucímu narušení stanoviště, např. nadměrnému rozšlapání lokalit, zvýšení utužení půdy, zpomalení vsakování vody a eutrofizaci prostředí prostřednictvím výkalů (Horvátová a kol. 2007).

Pestrost travního společenstva je často hodnocena na základě počtu druhů nebo indexů diverzity. Nejčastěji se používá Simpsnův index diverzity (Mrkvička, Veselá 2007) a **Shannon-Wienerův index diverzity**, který zohledňuje i ekvitabilitu porostů (Marion et al., 2010; Hakrová et al., 2012).

Trvalé travní porosty s dobře zapojeným drnem mají obecně **vysokou filtrační schopnost** a jsou významným ochranným prvkem pro zajištění dobré jakosti vody. Mrkvička a kol. (2007) studovali význam třísečného lučního porostu (*Alopecuretum*) z hlediska ochrany podzemních vod při různé úrovni hnojení (0-400 kg/ha N + PK /rok). Koncentrace nitrátových iontů se pohybovaly na všech variantách experimentu od 1,9 do 9,5 mg/l a nepřesáhly hygienickou normu pro pitnou vodu (50 mg NO₃⁻/l). Roční úniky nitrátového dusíku do lyzimetrických vod nepřesáhly 10 kg/ha.

K obdobným výsledkům dospěli Svobodová a Šantrůček (2006) v polním pokuse s ukládáním půdy do klidu pomocí dočasných travních porostů, jetelovin a jetelovino-travních směsí. Vyšší koncentrace nitrátů v lyzimetrických vodách byly zaznamenány pod monokulturami jetelovin a pod mulčovanými variantami, ale celkové množství vyplaveného N bylo rovněž zanedbatelné.

Možnosti sledování parametrů vegetace metodami dálkového průzkumu Země

Množství nadzemní biomasy je jedním z faktorů ovlivňujících rychlost odtoku a kvalitu vody odtékající z povodí. Přímé stanovení biomasy pomocí odběrů je značně náročné, nepostihuje prostorovou variabilitu množství biomasy a v případě větších povodí není prakticky proveditelné. Proto jsou i v zemědělské praxi využívány metody odhadu biomasy založené na měření parametru, jenž má vztah k nadzemní biomase. Jedním z nejčastěji používaných charakteristik je výška porostu. Vztah mezi výškou daného typu porostu a množstvím biomasy z jednotky plochy, které je výška přiřazena, je nutné získat empiricky. Předpokládá paralelní měření výšky porostu se souběžnými odběry a váženími

biomasy na transektech, které nejlépe charakterizují celkovou variability výšky porostů. Reprezentativnost transektů je ale založena na subjektivním posouzení stejně tak jako vymezení ploch, ke kterým budou výšky a biomasa přiřazeny v rámci celého pastevního areálu. Tento přístup umožňuje pokrýt polním měřením větší území, ale stále neumožňuje popsat objektivně skutečnou prostorovou variabilitu výšky biomasy. **Z těchto důvodů byly hledány postupy, jak množství a distribuci nadzemní biomasy travních porostů odhadnout na základě, nebo alespoň za podpory, informace získané z dat dálkového průzkumu Země (DPZ).** V závislosti na velikosti zájmového území byla různými autory použita data nasnímaná ze satelitních (Ali, Cawkwell, Green, & Dwyer, 2014) i leteckých (Cho, Skidmore, Corsi, van Wieren, & Sobhan, 2007) nosičů a zároveň testovány různé typy dat reflektanční oblasti spektra: **multispektrálních** (Edirisinghe, Clark, & Waugh, 2012); **hyperspektrálních** dat (Fava et al., 2009). K odhadu množství biomasy pomocí těchto dat se používá v převážné většině tzv. **vegetačních indexů** (VI) vypočtených z těchto dat pasívního skenování. Z hlediska pořizování takovýchto dat existuje po stránce logistické omezení požadavkem na **bezoblačné podmínky v průběhu snímání**. Z principu užití VI pak faktem, že většina VI poměrně rychle saturuje, tzn. nemění se s výškou porostu a množstvím biomasy při vyšší listové pokryvnosti na jednotku projektové plochy (LAI – index listové plochy). Takovým nedostatkem trpí např. i s velkou oblibou v různých oblastech zemědělství používaný **NDVI (normalizovaný rozdílový index)**. NDVI saturuje již kolem hodnoty 2,5 až 3.

Alternativou k obrazovým datům mohou být data získávaná **aktivním leteckým laserovým skenováním – ALS** (Radtke, Boland, & Scaglia, 2010), které poskytují informaci o 3D prostoru povrchu Země. Typickými produkty těchto dat jsou **digitální model reliéfu terénu** DMT (viz kap. Půda) a **digitální model povrchu** (DMP), tedy např. povrchu travních porostů. DMP se úspěšně využívá mimo technických disciplín např. v lesnictví pro odhad výšky porostů. V případě detekce výšky travních porostů narážíme na limity přesnosti daných zařízení, pokud bychom chtěli využít jen první odraz od povrchu vegetace jako Z souřadnici výšky nad terénem. Tento nedostatek může být překonán díky nově vyvinutým ALS systémům, které pracují na principu tzv. „vlnových záznamů“. Tyto skenery zaznamenávají, v porovnání s diskrétními ALS, navíc charakter příchozího pulzu odraženého od povrchů v podobě jeho amplitudu a šířku vlny (EW - echo width), která se mění s výškou snímaného travního porostu. Tento novátorský přístup byl, v kombinaci s pozemními kalibracemi pomocí platometru a odběrem biomasy, využit k odhadu aktuálního stavu biomasy v zájmových pastevních areálech Jenín a Mlýnský potok.

2.1.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na vegetaci

Metody přímé

Vliv pastvy na vegetaci se projevuje změnou hustoty porostu (vytvořením pevného drnu), výnosu fytomasy a botanického složení (i výšky porostu).

Výnos porostu stanovíme (odhadneme) vysekáním ohraničených ploch před zahájením pastevního cyklu. Pro případ delšího trvání pastevního cyklu se doporučuje umístit na pastvinu ochranné kovové klece (rozměr 1x1x1m) kryté pletivem, které zabrání spasení porostu a umožní zjištění výnosu na konci pastevního cyklu. Posečením stejných plošek na spasené pastvině na konci pastevního cyklu zjistím množství nedopasků, které od celkového výnosu píce odečteme (pro potřeby zjištění skutečného množství spasené píce).

Výška porostu pro potřeby odhadu výnosu (tzv. stlačená výška porostu) se stanovuje pomocí **talířového měřidla - rising plate metr** (Castle, 1976; Hakl a kol. 2012). Talířové měřidlo (průměr talíře 30 cm, hmotnost 200 g se používá především pro odhad výnosu na pastvinách. Průkaznost výsledků (korelace mezi stlačenou výškou porostu a skutečným výnosem) závisí na výšce a homogenitě porostu, což je ovlivněno jeho botanickým složením, fenofází, druhem pasoucích se zvířat, resp. rovnoměrností okusu (Martin a kol. 2005). Slabší korelace při použití platometru pro odhad výnosu travního porostu ($r=0,53$) je v pokusu Pavlů a kol. (2011) vysvětlována větší výškovou heterogenitou vegetace. Proto autoři uvádějí, že přesnost tohoto způsobu odhadu výnosu může být problematická u polopřírodních druhově bohatých porostů. Využití měřidla bylo zkoušeno také na porostech vojtěšky seté (Hakl a kol. 2012), kde byl korelační koeficient $r = 0,85$.

Pokryvnost porostu, resp. agrobotanických skupin či jednotlivých druhů se stanovuje odhadovou metodou redukované projektivní dominance nebo, pro získání přesnějších údajů, bodovou metodou pro trvalé travní porosty (Velich 2009). Obdobně je možno získat přesnější údaje o pokryvnosti pomocí čtvercového rámu 1x1m rozděleného na 100 čtverců nebo speciálního bodového rámu **podle normy ČSN EN 12231 (73 5930)** - obě metody jsou používány pro hodnocení pokryvnosti travníků a hodí se pro nízké porosty, např. spásané nebo posečené. V pokusech Svobodové a kol. (2004) byla uplatněna i modifikovaná (zjednodušená) bodová metoda, spočívající v upevnění šňůry s označenými body (rozteč bodů 50 mm) ve výšce strniště posečeného porostu. Zde jsou zaznamenávány rostliny dotýkající se jednotlivých značek nebo pod nimi a posléze vyjádřeno jejich procentické zastoupení v porostu. Délka šňůry je 2m, počet potřebných měření závisí na variabilitě porostu a musí respektovat běžná pravidla polního pokusnictví. Takto lze stanovit podíl jednotlivých druhů, agrobotanických skupin a prázdných míst podle cíle měření.

Fytocenologické snímky jsou velmi cenným zdrojem informací o vegetaci sledované lokality. Zapojení travního porostu, struktura, druhové složení a procentické zastoupení jednotlivých druhů jsou důležitými vstupními daty, které mohou být využity pro zjištění úrovně produkčních a mimoprodukčních funkcí daného travního porostu. Kvalitu travního porostu z hlediska výživy skotu zjišťujeme pomocí **indexu pícninářské hodnoty**. Ochrana vod před kontaminací a ochrana půdy před erozí je přímo ovlivněna zapojením travního drnu (tedy pokryvností bylinného patra travního porostu). Diverzitu můžeme hodnotit přímo pomocí počtu druhů, popř. pomocí indexů biodiverzity. Vhodný je např. Shannon-Wienerův index diverzity, který zahrnuje i ekvitabilitu porostů. Druhové složení bylinného patra může vypovídat i o zásobách dusíků v půdě, které zjistíme pomocí Ellenbergových hodnot výživy dusíkem (Ellenberg et Moravec 1994, Spellenberg 1995, Velich in Veselá et al. 2009).

Z fytocenologických snímků je spočítán průměrný počet druhů vyšších rostlin ve snímku (N) a Shannon-Wienerův index diverzity (SW). Shannon-Wienerův index je vypočítán podle vzorce $H' = -\sum_i p_i \ln(p_i)$, kde p_i je relativní početnost i -tého druhu (Spellenberg 1995). Dále je vhodné počítat **procentický poměr pokryvností trav** (G), leguminóz (L) a ostatních bylin (F) z celkové pokryvnosti každého snímku a počet druhů G , L a F z celkového počtu druhů.

Výpočet pícninářské hodnoty (FV) je prováděn podle Veselá et al. (2009), $FV = \sum D_{B1} + 0,75\sum D_{B2} + 0,50\sum D_{B3} + 0,25\sum D_{B4} - \sum D_{B6}$, kdy D je součet pokryvností jednotlivých druhů v dané bonitní třídě B . Třída B_1 zahrnuje výnosné druhy s výbornou kvalitou, třída B_2 zahrnuje výnosné druhy s nižší kvalitou píce, nebo naopak méně výnosné druhy s výbornou kvalitou píce, třída B_3 zahrnuje druhy méně výnosné i méně kvalitní, třída B_4 zahrnuje druhy podřadné, nevýnosné a nekvalitní, třída B_5 zahrnuje druhy nevyužitelné, trnité, nechutné a třída B_6 zahrnuje druhy jedovaté.

Metody nepřímé – dálkový průzkum Země (DPZ)

Metody DZP je nezbytné používat současně s odběrem biomasy a stanovením výšky porostů pomocí plate metru na odebíraných plochách (např. v rámci transektů sledovaných pastvin). Místa měření je nezbytné geolokalizovat pomocí referenčního GPS systému tak, aby bylo možné určit jim odpovídající polohy v laserových datech.

Vlastní odběry vzorků biomasy a hodnocení nárůstu pastevní píce jsou prováděny v pravidelně přemísťovaných klecích o rozměrech 1x1x1m jako varianty bez přístupu dobytka (dostatečně **reprezentativní počet na každé lokalitě**; např. 4). Trojsečné využití TTP s odvozem hmoty bylo prováděno na oplocených plochách o rozměrech 6x10m, odběry vzorků a stanovení výnosu vysečením zde byly prováděny na náhodných ploškách 1x1m ve čtyřech opakováních. Na stejných ploškách byla před vysečením měřena výška

porostu talířovým měřidlem (hmotnost talíře 200 g, průměr 30 cm - čtyři měření na každou plošku, tj. celkem 16 měření na 1 variantě.

Principy použití metod DPZ ve vazbě na data z pozemních měření

a/ Na základě **výšky porostů v jednotlivých areálech**, získané bodovým pozemním měřením platemetrem na odběrových plochách pro biomasu a transektech, a **šířkou vlny z ALS dat** zachycujících pozemně měřené výšky porostu, je odvozen **regresní vztah mezi těmito dvěma parametry**. Data ALS měla ve zde popisovaném případě průměrnou hustotu 5 bodů/m² a hodnoty šířky pulzů byly prostorově interpolovány před výpočtem regresních vztahů do velikosti obrazového pixelu 0,5 m.

Kalibrace modelu proběhla na datech povodí Jenín, jeho verifikace na datech povodí Mlýnský potok. Do konečného modelu byla využita data ze všech měření obou povodí.

b/ Z pozemně získaných dat je odvozen **regresní model závislosti množství travní biomasy na výšce** naměřené platemetrem (zde pro každý z pastevních areálů povodí Jenín, Mlýnský potok a Veselá). Zde vykazují podobné chování povodí Jenín a Mlýnský potok. Je to zdůvodnitelné blízkým složením porostů na těchto povodích, která mohou mít vazbu na podobné, velmi extenzivní režimy využití pastvin.

c/ Závěrečným krokem pro získání prostorové distribuce množství biomasy celých zájmových území je **přepočet hodnot šířky pulzu pro jednotlivé pixely na základě získaných regresních modelů**.

Pokud nás zajímá celkové množství biomasy za jednotlivé pastevní areály vztažené k termínu pořízení ALS dat, dostaneme tyto hodnoty prostým součtem hodnot biomasy pixelů, které do daného areálu náležejí.

2.1.3. Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách

Použití přímých metod

Tabulky 2.1.3.1 – 2.1.3.3 popisují management a botanické složení sledovaných povodí. V kosených variantách probíhala v povodí Mlýnském a Jenínském seč 2 krát za sezónu a na Veselé 3 krát za sezónu. V pasených variantách byl management velmi různorodý podle potřeb hospodařícího subjektu. Změny pastevního režimu v jednotlivých letech jsou často způsobeny především rozdílnými klimatickými podmínkami („suchý x mokrá“ rok) a z toho vyplývajícího množství píce. Pokud je vlivem příznivého počasí v jarním období píce nadbytek, jsou některé pastviny na jaře nejprve pokoseny a až následně probíhá pastva.

V tabulkách uvedenou průměrnou pokryvnost trav, jetelovin a bylin je možné porovnat s procentickým zastoupením v biomase (obr. 2.1.3.5). Celkový počet druhů pak ukazuje druhovou bohatost jednotlivých sublokalit, zvyšování počtu druhů na některých sublokalitách (např. M1

kosená oproti M1 pasená) a zároveň přibližuje strukturu porostů uvedenými počty druhů trav, jetelovin a bylin.

Další část tabulek 2.1.3.1 – 2.1.3.3 dokresluje představu o struktuře travních porostů uvedením dominantního druhu a dalších dominantních druhů trav (pokryvnost 5% a více), jetelovin a ostatních bylin (pokryvnost nad 2%). Z tabulek vyplývá nárůst druhů bylin s pokryvností nad 2% v kosených variantách ve všech povodích. Změny, ke kterým dochází zavedením kosení, můžeme vyčíslit i ze změn dominantního druhu na některých lokalitách, např. na M2 došlo v kosené variantě k ústupu *Agrostis capillaris*, dominantním druhem se stala *Festuca rubra*, zatímco v pasené variantě zůstává na 2. místě (obdobně J1, V2).

Při vyhodnocování výsledků projektu nás zajímal především rozdíl mezi variantami ošetření (kosení, pasení) a mezi sublokalitami (sub1, sub2 sub3). Data byla testována na normalitu rozdělení v programu Statistika a v případě, že parametry neměly normální rozdělení, byla použita arximova nebo logaritmická transformace. Do grafů byly pro lepší názornost použity původní hodnoty.

Tab. 2.1.3.1. Popis povodí Mlýnského potoka – management v letech 2011-2014. Průměrná pokryvnost a pokryvnost agrobotanických skupin (G=trávy, L=leguminózy, F=ostatní byliny), celkový počet zaznamenaných druhů a počet druhů v agrobotanických skupinách, dominantní druh, dominantní trávy s průměrnou pokryvností kolem 5% a vyšší, dominantní jeteloviny a ostatní druhy s pokryvností nad 2% (číslo v závorce je průměrná pokryvnost druhu v letech (2012-2014).

Sublokalita	M1		M2		M3	
Nadm. výška (m n.m.)	786		797		837	
Rok osetí	1993		1993		1993	
	kosení	pastva	kosení	pastva	kosení	pastva
Management 2011	sečení-dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení-dvakrát	jaro-kosení podzim - pastva	sečení-dvakrát	rotační pastva - dvakrát
Management 2012	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	kontinuální pastva	sečení -dvakrát	kontinuální pastva
Management 2013	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	kosení-dvakrát	sečení -dvakrát	kontinuální pastva
Management 2014	sečení -dvakrát	rotační pastva -třikrát	sečení -dvakrát	jaro-kosení, poté rotační pastva - dvakrát	sečení -dvakrát	kontinuální pastva
Průměrná pokryvnost (%), G:L:F	86 (±10,7) 55:1:30	83 (±13,2) 64:4:16	85 (±10,3) 50:11:23	79 (±16,9) 56:8:15	89 (±9,18) 73:1:15	86 (±9,6) 66:7:12
Počet druhů celkem G:L:F	41 11:1:29	34 11:3:20	45 12:6:27	44 11:6:27	39 15:3:21	35 13:2:20
Dominantní druh (%)	<i>Dactylis glomerata</i> (23)	<i>Dactylis glomerata</i> (31.8)	<i>Festuca rubra</i> (14.7)	<i>Agrostis capillaris</i> (25.1)	<i>Agrostis capillaris</i> (33.9)	<i>Agrostis capillaris</i> (41.7)
Další dominantní trávy (%)	<i>Lolium perenne</i> (14.9), <i>Poa pratensis</i> (10.5)	<i>Lolium perenne</i> (15.4), <i>Poa pratensis</i> (6.3), <i>Poa trivialis</i> (5.6)	<i>Agrostis capillaris</i> (14.6), <i>Poa pratensis</i> (8.8), <i>Dactylis glomerata</i> (6.3)	<i>Festuca rubra</i> (9.9), <i>Poa pratensis</i> (7.6), <i>Dactylis glomerata</i> (7.1)	<i>Poa pratensis</i> (21.8), <i>Dactylis glomerata</i> (7.5)	<i>Poa pratensis</i> (15.2)
Dominantní jeteloviny (%)	<i>Trifolium repens</i> (1.1)	<i>Trifolium repens</i> (3.5)	<i>Trifolium repens</i> (4.7), <i>Trifolium pratense</i> (4.2)	<i>Trifolium repens</i> (4), <i>Trifolium pratense</i> (2.4)	<i>Lathyrus pratensis</i> (0.6)	<i>Trifolium repens</i> (6.5)
Dominantní byliny (%)	<i>Anthriscus sylvestris</i> (8.6), <i>Heracleum sphondylium</i> (6.9), <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (2.6), <i>Pimpinella major</i> (2.5), <i>Achillea millefolium</i> (2.4), <i>Veronica chamaedrys</i> (2.3)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (9.4)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (4), <i>Anthriscus sylvestris</i> (2.7), <i>Hypericum maculatum</i> (2.6), <i>Veronica chamaedrys</i> (2.1), <i>Galium album</i> (2.1)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (3.9)	<i>Ranunculus repens</i> (8.1)	<i>Ranunculus repens</i> (3.3), <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (2)

Tab. 2.1.3.2. Popis povodí Jenínského potoka – management v letech 2011-2014. Průměrná pokryvnost a pokryvnost agrobotanických skupin (G=trávy, L=leguminózy, F=ostatní byliny) , celkový počet zaznamenaných druhů a počet druhů v agrobotanických skupinách, dominantní druh, dominantní trávy s průměrnou pokryvností kolem 5% a vyšší, dominantní jeteloviny a ostatní druhy s pokryvností nad 2% (číslo v závorce je průměrná pokryvnost druhu v letech (2012-2014)).

Sublokalita	J1		J2		J3	
Nadm. výška (m n.m.)	702		685		682	
Rok osetí	1991		1991		1991	
	kosení	pastva	kosení	pastva	kosení	pastva
Management 2011	sečení-dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení-dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení-dvakrát	rotační pastva -dvakrát
Management 2012	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát
Management 2013	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát
Management 2014	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát	sečení -dvakrát	rotační pastva -dvakrát
Průměrná pokryvnost (%), G:L:F	87 (±14,3) 61:4:22	85 (±7,7) 63:9:14	78 (±10,35) 42:11:21	80 (±11,4) 58:10:11	87 (±13,75) 62:2:23	87 (±7,81) 70:4:13
Počet druhů celkem G:L:F	38 12:4:22	34 11:5:18	33 12:4:17	31 10:4:17	39 12:2:25	30 12:3:15
Dominantní druh (%)	<i>Dactylis glomerata</i> (17.9)	<i>Festuca rubra</i> (28.1),	<i>Festuca rubra</i> (24.8)	<i>Festuca rubra</i> (30.1)	<i>Phleum pratense</i> (21.5)	<i>Phleum pratense</i> (20)
Další dominantní trávy (%)	<i>Poa pratensis</i> (13.5), <i>Festuca rubra</i> (13), <i>Phleum pratense</i> (5)	<i>Dactylis glomerata</i> (8.3), <i>Phleum pratense</i> (8.1) <i>Poa pratensis</i> (6.2)	<i>Dactylis glomerata</i> (4.9), <i>Agrostis stolonifera</i> (4.9)	<i>Festuca pratensis</i> (10.8)	<i>Festuca pratensis</i> (11), <i>Poa pratensis</i> (9.4), <i>Alopecurus pratensis</i> (6.2)	<i>Poa pratensis</i> (15.7), <i>Agrostis stolonifera</i> (11.9) <i>Festuca pratensis</i> (7.9), <i>Alopecurus pratensis</i> (5.8)
Dominantní jeteloviny (%)	<i>Trifolium repens</i> (1.8)	<i>Trifolium repens</i> (4), <i>Trifolium pratense</i> (3.8)	<i>Lotus corniculatus</i> (4), <i>Trifolium pratense</i> (3.8), <i>Trifolium repens</i> (3)	<i>Trifolium repens</i> (7.7), <i>Trifolium pratense</i> (2)	<i>Trifolium repens</i> (1.5)	<i>Trifolium repens</i> (2.6)
Dominantní byliny (%)	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> (8), <i>Achillea millefolium</i> (2.8), <i>Veronica chamaedrys</i> (2.4), <i>Ranunculus repens</i> (2.1)	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> (7.5)	<i>Plantago lanceolata</i> (6.6), <i>Alchemilla monticola</i> (4.3), <i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> (3.5), <i>Hypericum maculatum</i> (2)	<i>Plantago lanceolata</i> (3.7), <i>Alchemilla monticola</i> (2.3),	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> (7), <i>Ranunculus repens</i> (4.8), <i>Cirsium arvense</i> (3), <i>Rumex obtusifolius</i> (2), <i>Urtica dioica</i> (1.9)	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> (5.3)

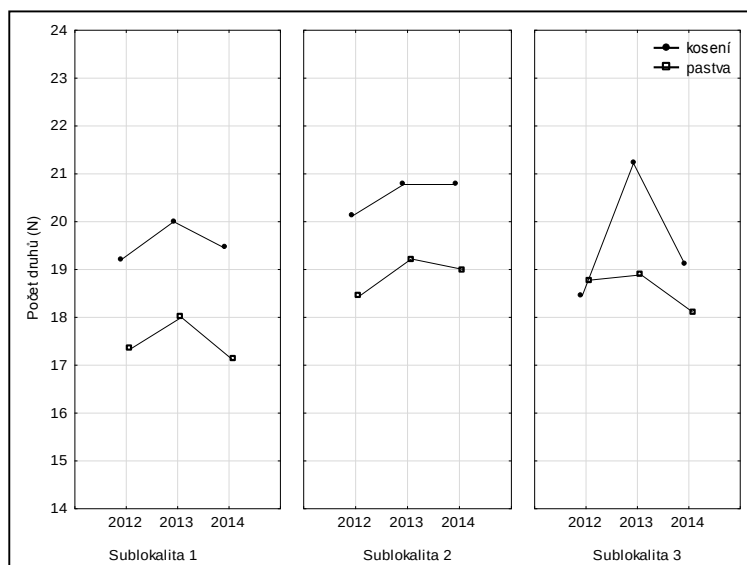
Tab. 2.1.3.3. Popis lokality Veselá – management v letech 2011-2014. Průměrná pokryvnost a pokryvnost agrobotanických skupin (G=trávy, L=leguminózy, F=ostatní byliny) , celkový počet zaznamenaných druhů a počet druhů v agrobotanických skupinách, dominantní druh, dominantní trávy s průměrnou pokryvností kolem 5% a vyšší, dominantní jeteloviny a ostatní druhy s pokryvností nad 2% (číslo v závorce je průměrná pokryvnost druhu v letech (2012-2014)).

Sublokality	V1		V2		V3	
Nadm. výška (m n.m.)	646		635		620	
Rok osetí, zahájení pastvy	historické travní porosty, pastva od 2002		rok osetí 2004, pastva od 2006,		historické travní porosty, pastva od 2002,	
	kosení	pastva	kosení	pastva	kosení	pastva
Management 2011	sečení - třikrát	rotační pastva - dvakrát, nedopasky	sečení - třikrát	rotační pastva - čtyřikrát, nedopasky	sečení - třikrát	jaro– kosení, pak rotační pastva – 2x, nedopasky
Management 2012	sečení - třikrát	jaro-kosení, pak rotační pastva – 2x, mulčování	sečení - třikrát	rotační pastva – 3x, mulčování – 2x	sečení - třikrát	Jaro-kosení, rotační pastva – 2x, mulčování.
Management 2013	sečení - třikrát	rotační pastva – 2x, mulčování	sečení - třikrát	rotační pastva - dvakrát, mulčování	sečení - třikrát	Jaro-kosení, rotační pastva - dvakrát
Management 2014	sečení - třikrát	pastva, mulčování, pastva	sečení - třikrát	pastva, kosení, pastva	sečení - třikrát	jaro - kosení, pak rotační pastva - dvakrát
Průměrná pokryvnost (%), G:L:F	88 (±6,12) 23:8:57	83 (±4,41) 20:17:46	89 (±4,17) 37:19:33	87 (±5,07) 23:22:42	92 (±2,5) 44:9:39	86 (±2,2) 39:11:36
Počet druhů celkem G:L:F	30 10:2:18	28 7:5:16	28 7:3:18	26 6:3:17	28 9:2:17	29 9:2:18
Dominantní druh (%)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (33.5)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (21.6)	<i>Dactylis glomerata</i> (15.2)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (13.6)	<i>Alopecurus pratensis</i> (17.5)	<i>Alopecurus pratensis</i> (14.8)
Další dominantní trávy (%)	<i>Deschampsia cespitosa</i> (4.6), <i>Festuca pratensis</i> (4.6)	<i>Festuca pratensis</i> (6.1), <i>Dactylis glomerata</i> (5.2), <i>Poa pratensis</i> (4.6)	<i>Lolium perenne</i> (9.5), <i>Poa trivialis</i> (4.9)	<i>Dactylis glomerata</i> (6.8), <i>Poa pratensis</i> (6.4)	<i>Holcus mollis</i> (9.2), <i>Deschampsia cespitosa</i> (8.6)	<i>Poa trivialis</i> (6.2), <i>Holcus mollis</i> (5.2)
Dominantní jeteloviny (%)	<i>Trifolium repens</i> (4.9), <i>Trifolium pratense</i> (3.1)	<i>Trifolium repens</i> (8.6), <i>Trifolium pratense</i> (6.2), <i>Lathyrus pratensis</i> (2)	<i>Trifolium pratense</i> (8.4), <i>Trifolium repens</i> (8.2)	<i>Trifolium repens</i> (13), <i>Trifolium pratense</i> (8.8)	<i>Trifolium repens</i> (4.9), <i>Trifolium pratense</i> (4.2)	<i>Trifolium repens</i> (5.8), <i>Trifolium pratense</i> (4.8)
Další dominantní byliny (%)	<i>Alchemilla monticola</i> (4.7), <i>Cerastium arvense</i> (3.3), <i>Cirsium arvense</i> (3.1), <i>Geranium columbinum</i> (2.1)	<i>Ranunculus repens</i> (4.7), <i>Cerastium arvense</i> (4), <i>Lamium purpureum</i> (3.2), <i>Rumex obtusifolius</i> (2.3)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (14.3), <i>Cirsium arvense</i> (3.1), <i>Campanula patula</i> (2.4), <i>Ranunculus repens</i> (2.4), <i>Cerastium arvense</i> (2.2)	<i>Plantago major</i> (6.8), <i>Lychnis flos-cuculi</i> (3.9), <i>Campanula patula</i> (3.6), <i>Veronica serpyllifolia</i> (3.6), <i>Ranunculus repens</i> (3.3), <i>Alchemilla monticola</i> (3)	<i>Alchemilla monticola</i> (5.1), <i>Persicaria amphibia</i> (4.9), <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (4.8), <i>Polygonum bistorta</i> (4.8), <i>Ranunculus repens</i> (4.6), <i>Ranunc. acris</i> (4.4), <i>Cerastium arvense</i> (2.2)	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> (7.2), <i>Selinum carvifolia</i> (5.5), <i>Ranunculus repens</i> (4.8), <i>Persicaria amphibia</i> (3.2), <i>Alchemilla monticola</i> (2.9), <i>Rumex obtusifolius</i> (2.4), <i>Bellis perennis</i> (2.3)

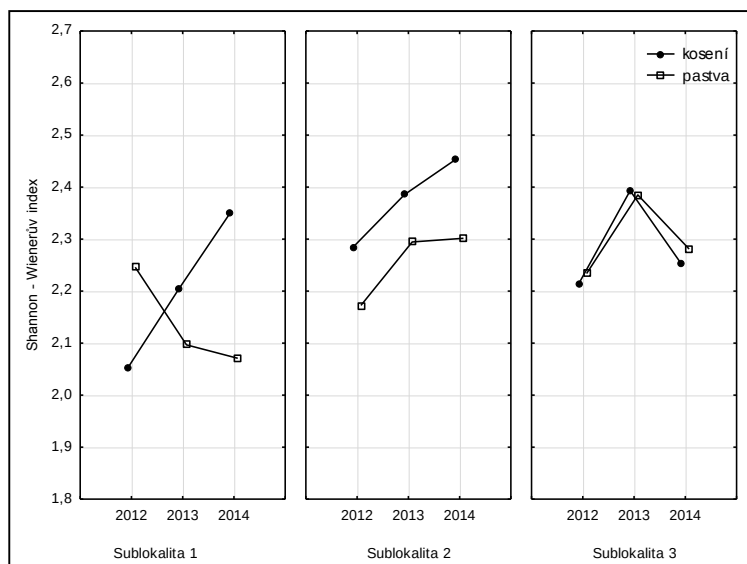
Tab. 2.1.3.4. Hodnoty F testu (F) a hladiny průkaznosti (p) u pokryvnosti bylinného patra (P), počtu druhů (N), Shannon-Wienerova indexu diverzity (S-W index), písčinářské hodnoty (PH) a Ellenbergovy hodnoty pro výživu dusíkem (EL) za období 2012-2014 ze všech sledovaných povodí.

	Stupně (volnosti)	P (F)	P (p)	N (F)	N (p)	S-W index (F)	S-W index (p)	PH (F)	PH (p)	EL (F)	EL (p)
povodí	2	1,97	0,143808	58,624	0,000001	29,55	0,000001	39,05	0,000000	27,62	0,000001
management	1	0,63	0,428999	12,983	0,000432	1,90	0,170136	2,50	0,115851	1,12	0,292759
sublokalita	2	4,59	0,011631	5,708	0,004117	5,39	0,005508	2,76	0,066583	99,61	0,000001

Obr. 2.1.3.1. ukazuje na všech sublokalitách vyšší počet druhů v kosené variantě v průměru o dva druhy. Shannon-Wienerův index diverzity vykazuje na každé sublokalitě jinou tendenci. S-W index stoupá v kosené variantě a klesá v pasené variantě na sub 1. Oproti tomu na sub 2 stoupá tento index v obou variantách, přičemž v kosené variantě dosahuje vyšších hodnot. Na sub 3 je přibližně stejný trend i hodnota S-W indexu v obou ošetřeních (Obr. 2.1.3.3.). Oba uvedené grafy ukazují, že pro hodnocení diverzity je pouhý počet druhů nedostačující, neboť velmi důležitá je i vyrovnanost (ekvitabilita) porostů, kterou dobře zohledňuje S-W index diverzity (Spellerberg 1995). Statisticky průkazný je rozdíl mezi povodími, managementem i sublokalitami u počtu druhů, S-W index se statisticky průkazně liší u povodí a sublokality (tab. 2.1.3.4).

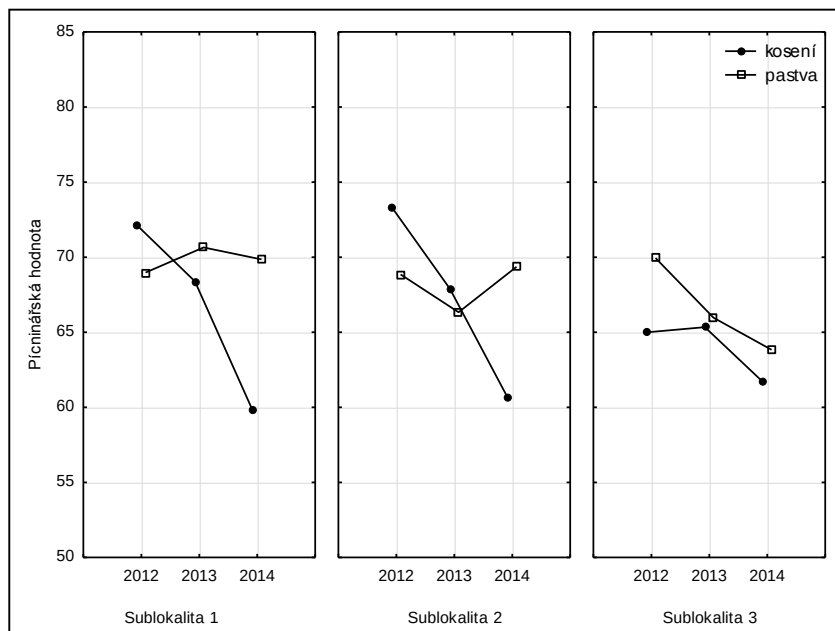


Obr. 2.1.3.1. Průměrný počet druhů v letech 2012-2014.



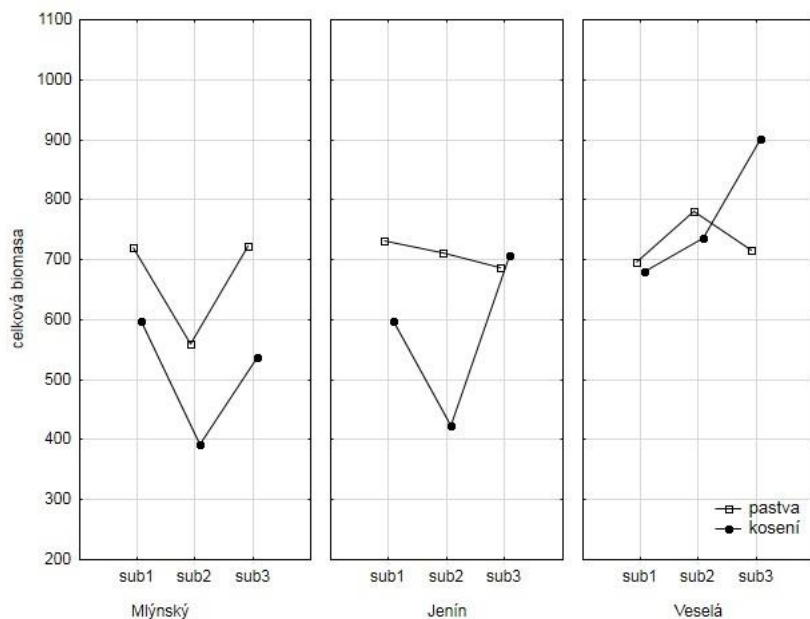
Obr. 2.1.3.2. Průměrná hodnota Shannon-Wienerova indexu diverzity v letech 2012-2014.

Pícninářská hodnota v kosené variantě výrazně klesá na všech třech sublokalitách, zatímco v pasené variantě na sub 1 a 2 kolísá mezi hodnotami 62-72 a na sub 3 klesá (Obr. 2.1.3.3.). Výrazný pokles v kosené variantě je dán změnou managementu na počátku experimentu z pastvy na kosení. Kosené porosty se obohatily v průměru o dva nové druhy (obr. 2.1.3.2, tab. 2.1.3.4.), především byliny, které mají většinou menší pícninářskou hodnotu než trávy a jeteloviny (Hakrová et al. 2014). Byliny však obsahují specifické, léčivé a aromatické látky, které mohou zlepšovat zdravotní stav zvířat a chuť píce pro hospodářská zvířata (Jendrišáková et al. 2011, Mládek a kol. 2006). Rozdíl v pH byl statisticky průkazný pouze mezi povodími (tab. 2.1.3.4.).

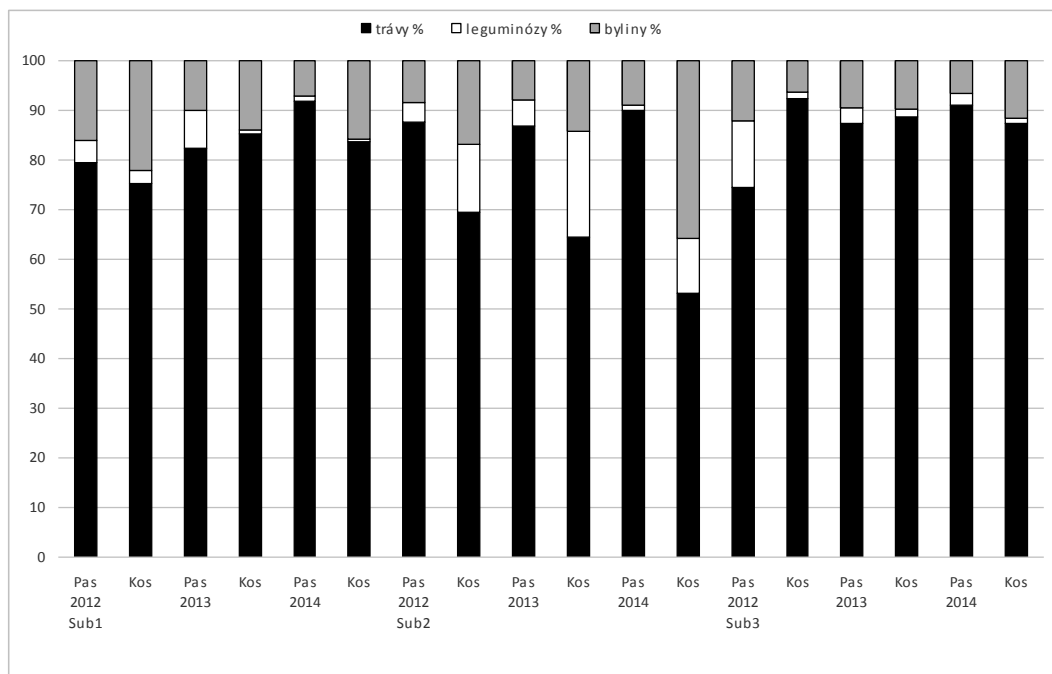


Obr. 2.1.3.3. Průměrná pícninářská hodnota v letech 2012-2014.

Na obr. 2.1.3.4. je vyhodnoceno průměrné množství celkové biomasy za roky 2012-2014 pro jednotlivá povodí a sublokality. S výjimkou lokality J3 a V3 jsou vyšší výnosy v pasených variantách. U sub J3 je rozdíl ve výnosu mezi kosenou a pasenou variantou minimální. Výrazně vyšší výnos v kosené variantě u sub V3 si vysvětlujeme tím, že lokalita byla dlouho dobu kosena a i v současné době je v jarním období nejprve kosena a teprve při dalších sklizních pasena. V porostu stále převládají druhy luk, pasenou louku je možné zařadit do sv. *Alopecurion pratensis*.



Obr. 2.1.3.4. Průměrné hodnoty celkové biomasy v povodích a sublokality v letech 2012-2014.



Obr. 2.1.3.5. Průměrné procento zastoupení trav, jetelovin a ostatních bylin v kosených a pasených ošetřeních na sublokality 1-3 v letech 2012-2014 (Průměr za lokality Veselá, Jenín, Mlýnský potok).

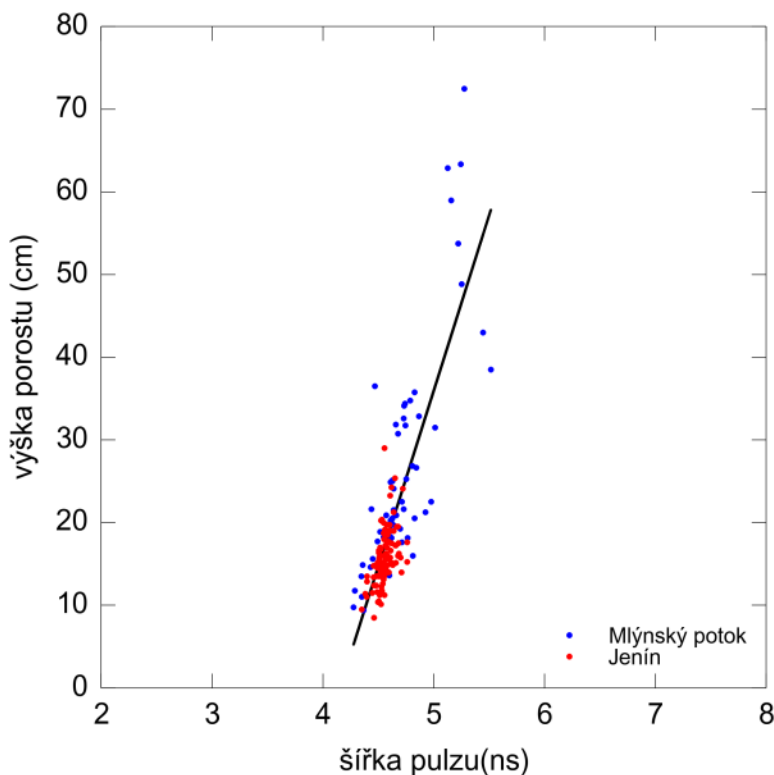
Poměr trav, jetelovin a ostatních bylin v píci ukazuje obr. 2.1.3.5. Nejvýraznější změny jsou zaznamenány na sublokalitě 2 v pasené variantě, kde velmi výrazně vzrostl podíl bylin na úkor trav (pokles ze 70 na 53%). Zároveň byla na sub 2 v posledním roce sledování zaznamenána nejnižší pokryvnost bylinného patra, nejvyšší nárůst průměrného počtu druhů a S-W indexu (obr. 2.1.3.1. a 2.1.3.2.), nejnižší Ellenbergův index výživy dusíkem a téměř nejnižší pícninářská hodnota (obr. 2.1.3.3.).

Použití nepřímých metod

Níže jsou uvedeny příklady použití metod DPZ pro hodnocení vztahů mezi:

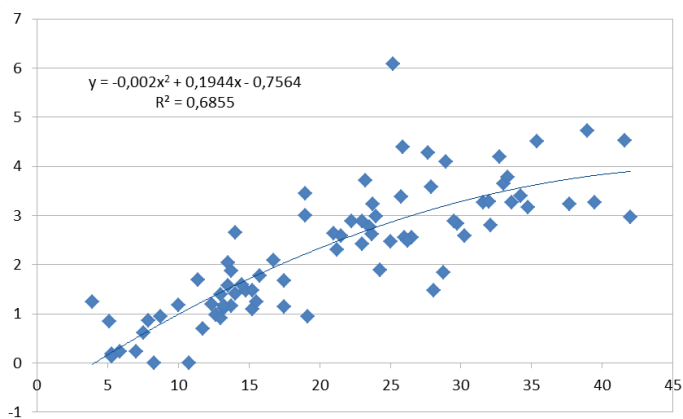
- výškou porostu měřenou pomocí platemetru a šířkou pulzu z ALS dat,
- výškou porostu a množstvím biomasy stanovený na základě pozemních měření
- distribucí biomasy a podmínkami pastviny

a) Vztah mezi výškou porostu měřenou pomocí platemetru a šířkou pulzu z ALS dat

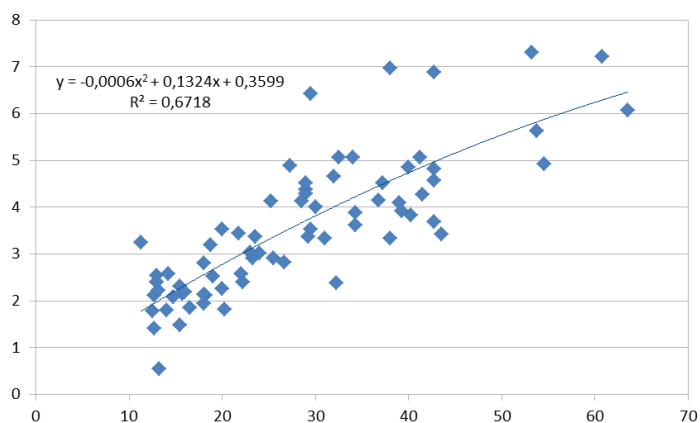


Obr. 2.1.3.6. Regresní model závislosti šířky pulzu z ALS dat a výškou porostu v povodí Jenín a Mlýnský potok. $\text{Výška porostu} = -176,29 + 42,45 (\text{šířka pulzu})$, $R^2 = 0,658$, $p < 0,001$

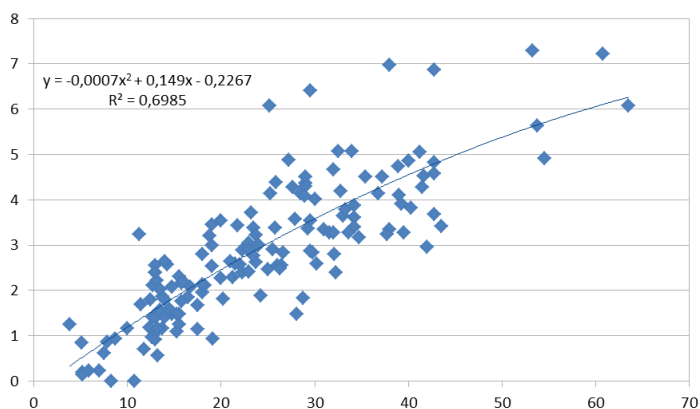
b) Vztah mezi výškou porostu a množstvím biomasy stanovený na základě pozemních měření



Obr. 2.1.3.7. Regresní model závislosti množství biomasy (t/ha) na výšce porostu v povodí Veselá



Obr. 2.1.3.8. Regresní model závislosti množství biomasy (t/ha) na výšce porostu v povodí z povodí Jenín a Mlýnský potok

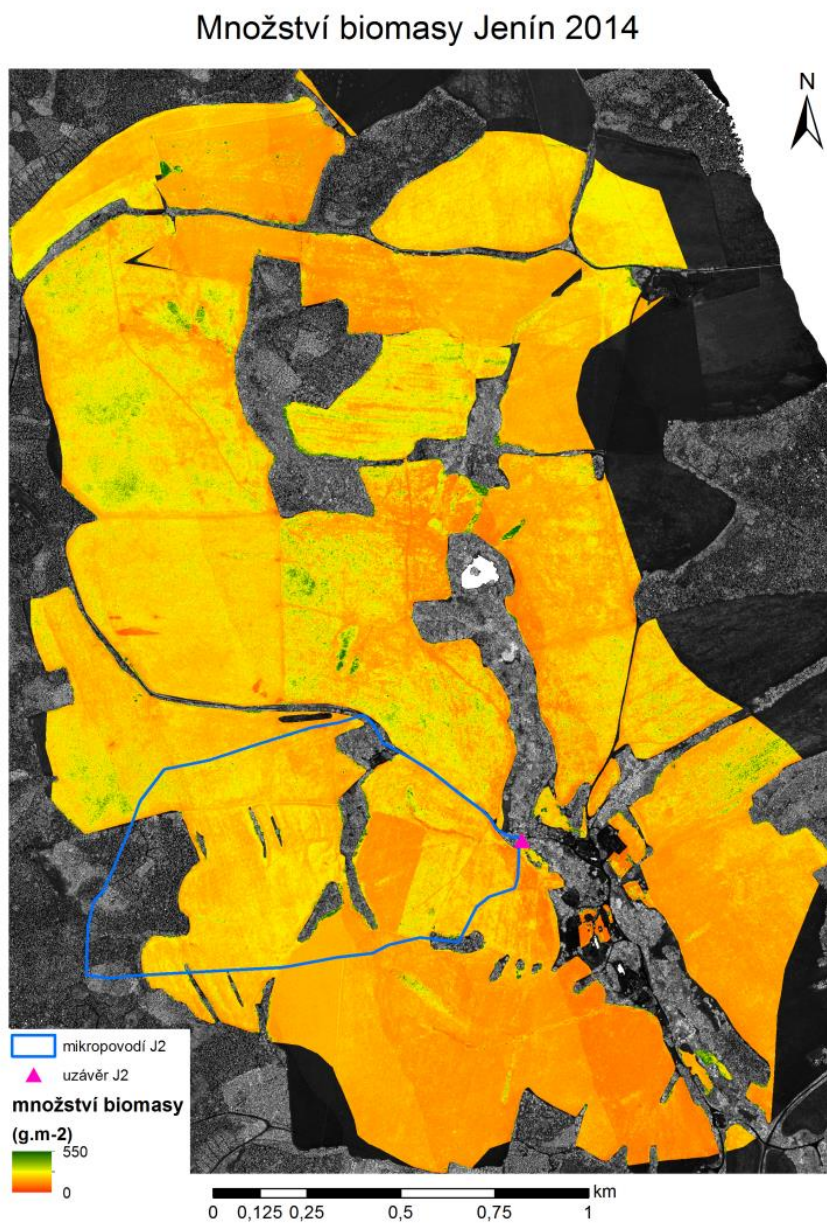


Obr. 2.1.3.9. Společný regresní model závislosti množství biomasy (t/ha) na výšce porostu z povodí Veselá, Jenín a Mlýnský potok

c) Mapy distribuce biomasy v povodí Jenín

Jako mapový výstup bylo zvoleno povodí Jenínského potoka, které vykazuje v době skenování a polních měření největší variabilitu výšky porostu.

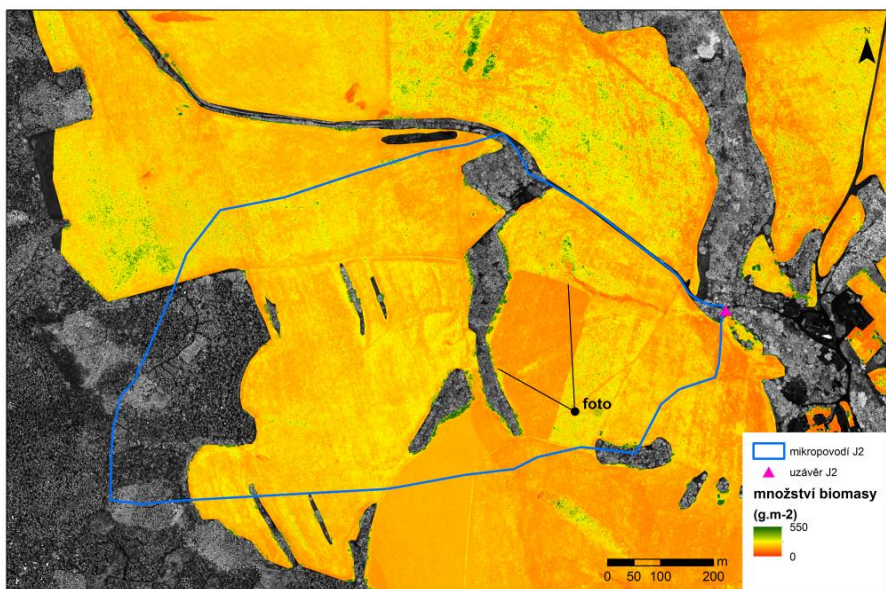
I. Celé povodí Jenínského potoka



Obr. 2.1.3.10. Povodí Jenínského potoka s odhadem biomasy za všechny plochy využívané pastvině nebo kosením

II. Část povodí Jenínského potoka použita jako názorná ukázka vypovídacího potenciálu ALS dat, jmenovitě šířky pulzu, k odhadu výšky a množství biomasy

Množství biomasy mikropovodí Jenín J2, 2014



Obr. 2.1.3.11. Subpovodí Jenínského potoka s vyznačením místa, kde bylo pořízeno pozemní foto (viz foto na obr. 2.1.3.12. níže), které vizuálně dokládá rozdíly mezi různým stavem porostu tří pastevních areálů v povodí a množstvím biomasy pro tyto areály, jak bylo vypočteno na základě dat ALS.



Obr. 2.1.3.12. Fotodokumentace rozdílů stavu porostu na části Jenínského potoka. Foto: F. Zemek

2.1.4. Shrnutí poznatků

Uvedené výsledky ukazují, že prosté vyhotovení fytoecnologických snímků přináší celou řadu informací o stavu a struktuře travního porostu. Kromě druhového složení jako takového můžeme jednoduchým způsobem zjistit bohatost (diverzitu) porostů, výživářskou kvalitu píce pro hospodářská zvířata i stav výživy dusíkem. Tyto údaje lze zjistit i jednorázovým vyhotovením fytoecnologických snímků. Pokud je plánována změna režimu v hospodaření na travních porostech, je potřeba k vyhodnocení změn časovou řadu fytoecnologických snímků, s tím, že první dokumentaci je vhodné udělat před začátkem změny hospodaření. Jak vyplývá z výše uvedených výsledků, **změna pastvy na sečení přináší průkazné výsledky změny složení a struktury travního porostu již po 4 letech**. Zajímavé je rovněž sledování celkové biomasy (množství píce). Změna pastevního režimu v kosené porosty přináší poměrně **výrazný pokles ročního výnosu píce**. Přesné údaje lze zjistit standartním vysekáváním biomasy z přesně vymezené plochy. Orientačně jde stanovit množství biomasy pomocí plate metru.

Použití talířového měřidla pro odhad výnosů je velmi jednoduchá a expeditivní metoda i přes její určitou nepřesnost. Vypočtené rovnice mohou sloužit pro podobné porosty. U porostů výrazně se lišících výškou je třeba je ověřit, případně vytvořit vlastní křivky. Pro každý porost je třeba alespoň zpočátku provést kalibraci modelu (Rayburn a kol., 2000).

Výsledky odhadu biomasy na základě **dat leteckého laserového skenování** a pozemních kalibrací ukazují jednu z možných a perspektivních cest uplatnění nejnovějších a zároveň rychle se šířících, technologií DPZ. Hlavními výhodami těchto celoplošných metod jsou:

- Získání prostorové distribuce množství biomasy i v rámci rozlehlých pastevních areálů. ALS technologie umožňuje nasnímání dat za území v řádu desítek až stovek čtverečních kilometrů v průběhu jednoho snímkování (náletu).
- **ALS** způsob snímání dat je mnohem robustnější než snímání obrazových multi/hyperspektrálních dat pokud jde o povětrnostní podmínky v průběhu náletu. **Skenování nelze provádět při deštivém počasí a na mokřích porostech.**
- Model založený na využití šířky pulsu k odhadu výšky porostu vychází z fyzikálních principů. Na rozdíl od často používaných vegetačních indexů vypočtených z obrazových multi/hyperspektrálního dat jej lze uplatnit na všechny typy porostů bez ohledu na hustotu a výšku porostu.

Mimo odhad biomasy může být uvedený postup využit, např. k efektivnímu monitoringu kvality údržby horských lučních luk a pastvin. Zde by stačilo „slepé“ vyhodnocení ALS dat a na základě vytvořené mapy relativních rozdílů šířky pulzu vybrat „podezřelé“ oblasti, kde měla být provedena pastva nebo kosení a získané výsledky tomu nenasvědčují. Pozemní šetření by pak sloužilo ověření „podezřelých“ ploch.

2.2. Půda

2.2.1. Vztahy půdních parametrů a pastevního hospodaření

V posledních dvaceti letech je tematika studia vlivu pastvy na půdu významným předmětem řady výzkumných projektů po celém světě. Chov skotu na intenzivně využívaných pastvinách zapříčiňuje různé změny půdních parametrů. Uvádí se, že téměř 20 % světových pastvin je degradováno zhutněním a zvýšením rizika eroze (Steinfeld, 2006). Sešlapávání a udusávání půdy vlivem intenzivní pastvy (především skotu, ale i ovcí) může **zhoršovat zejména mechanické a hydrofyzikální vlastnosti půd** (Marshall, 2009). Utužení či zhutnění půdy (pedokompakce) je jedna z nejzávažnějších forem degradace půd. Samotný jev pedokompakce je popisován jako stlačení určité vrstvy půdního profilu s následkem rozpadu půdní struktury (půdních agregátů). Dochází tak k snížení celkového objemu půdy, **snížení celkové pórovitosti**, k **zvýšení objemové hmotnosti půd**, k určité degradaci počtu či velikosti zejména makropórů a tudíž ke **snížení infiltračních schopností půdy** (Vopravil a kol., 2011).

Důsledky sešlapávání půdy zvířaty při pastvě se mohou projevit na pastevní ploše různě v souvislosti s několika faktory: (i) intenzita sešlapávání (charakter pastvy, pohyb a druh zvířat na pastvině), (ii) vlhkost půdy a její distribuce v ploše, (iii) geomorfologie lokality a zastoupené půdní typy a druhy, (iv) charakter porostu, (v) sklon a tvar pozemku (Kurz et al., 2006). S rostoucí vlhkostí půdy jsou následky pastvy obecně větší a trvalejší (Alaoui et al., 2011). Ve vlhkých půdách, kde jsou půdní makropóry zaplněny vodou, může docházet ke konsolidaci (upevňování) půdy a „obtečení“ kopyt vlhkou půdou se zanecháním otisku kopyta; v extrémně vlhkých půdách potom k rozbahnění půdy. V sušších půdách (když jsou makropóry naplněny vzduchem) dojde k utužení a snížení objemu makropórů, případně i bez viditelných stop po sešlapání půdy zvířaty (Herbin et al., 2011). **Vlivy utužení půdy jsou v souvislosti s pastvou hospodářských zvířat dokládány především ve svrchní vrstvě půdy**, resp. do cca 10 – 20 cm od povrchu půdy; v nejsvrchnějších cca 5 cm (dle půdních podmínek), může být půda relativně méně utužena díky vysokému obsahu organické hmoty. Organická hmota má obecně kladný vliv na celkový stav půd - zvyšuje stabilitu - vodostálost půdních agregátů, zvyšuje strukturnost a snižuje erozní riziko daných půd (Alaoui et al., 2011).

Uvedené jevy (změny fyzikálních vlastností půd a pedokompakce) **mohou znamenat ve svém důsledku pokles retence půd pro vodu** a snižování jejich infiltračních a retenčních schopností, dřívější a častější vznik povrchového odtoku a související eroze (Gaisler 2006). Zahraniční zdroje uvádějí 40 - 80% snížení hodnot infiltračních rychlostí v hloubkách půdy 5–20 cm vlivem udusání pasenými zvířaty, za různých půdních, vlhkostních a pastevních podmínek (Bell et al., 2011). Přítomnost makropórů a jejich spojitost v půdě je klíčová pro správné hydrologické fungování půdy jak při tání sněhu, tak při extrémních srážko-odtokových událostech nebo déletrvajících deštích, kdy je vysoká infiltrační schopnost půdy rozhodující pro oddálení tvorby povrchového odtoku (Marshall, 2009). Např. Heathwaite et al. (1990) zjistili v malém povodí v JZ Anglii povrchový odtok v hodnotě 53 % ze simulované srážky ze značně pastevně zatíženého svahu, zatímco ze stejného svahu zatravněného to bylo 5 % a z osetého ozimou obilninou pouze 7 %. Změny v hodnotách infiltrační kapacity byly v tomto experimentu vlivem pastvy zjištěny v řádu desítek procent; v případě zimní pastvy (pohyb zvířat na pastvině v zimních měsících) i stovky procent. Obdobně Elliot et al. (2002) zjistili lineární pokles v hodnotách infiltrační schopnosti v důsledku vlivu utužení půdy intenzivní pastvou až o dva řády.

Z hlediska chemických parametrů půdy jsou nejčastěji uváděny změny v obsahu dostupných či celkových živin, změny pH a změny v obsahu půdního organického uhlíku. Změny jsou nejvíce indikovány v pastevně nejzatíženějších enklávách pastevních areálů - v tzv. **hotspotech**. Např. Hiltbrunner et al. (2012) popisuje kvantitativní snížení obsahu uhlíku v půdě na pastvině spásané hovězím dobyt看em o 20 – 35% (i v souvislosti s erozí půdy v těchto místech) a snížení kvality půdní organické hmoty (užší poměr C:N) oproti ostatní ploše pastviny. Ržonca et al. (2006) zjistili v hloubce půdy 0 – 60 cm na zimovišti skotu významné poklesy obsahu vápníku a zvýšení obsahu draslíku a fosforu oproti ostatní pastvině. Teague et al. (2011) zjistili vyšší a lepší sekvestraci uhlíku v půdě pod víceoplůtkovou pastvou než v půdě s kontinuální pastvou.

Mezi důležité ukazatele kondice půdy patří **stabilita půdní struktury**, neboli náchylnost půdního pokryvu k činnosti a důsledkům vodní eroze. Agregátová stabilita je fyzikálně-chemická vlastnost, určující odolnost (vodostálost a mechanickou odolnost) půd. Samotná strukturnost půdy (prostorové uspořádání minerálních a organických půdních částic) je velmi významný parametrem ovlivňujícím širokou škálu půdních vlastností včetně stabilizace půdní organické hmoty, pórovitosti, vzdušné kapacity půd, hydraulické vodivosti, retenční vodní kapacity a celkové odolnosti půd vůči vodní erozi (An et al., 2010; Kodešová et al., 2009). Stabilita půdní struktury je určována genetickými vlastnostmi půdy a mimo jiné – kvalitou půdní organické hmoty (Teague et al. 2011). Pastviny s vhodným managementem pastvy vykazují obecně velmi dobrou stabilitu půdních agregátů, opět s výjimkou hotspotů (Drewry et al. 2008).

Možnosti využití metod DPZ

Se stále se zvyšující dostupností dat dálkového průzkumu, ale i technologií pro jejich získávání, se mohou stát přístupy precizního zemědělství aktuální i v oblasti managementu pastvin a travních porostů obecně (Schellberg et al. 2008). Ve vztahu ke kvalitě vody a eroznímu ohrožení pastvin lze využít **data leteckého laserového snímání** (ALS – airborne laser scanning) a **obrazová multispektrální** (hyperspektrální) **data**. Použitím dat ALS lze dosáhnout vysoké přesnosti a aktuálnosti digitálního modelu reliéfu terénu (DMT) a informací z něj odvozených (Pfeifer & Mandlburger, 2009).

Jednou z charakteristik, která má významný vztah k potenciálnímu vlhkostnímu režimu daného místa, popřípadě náchylnosti k zamokřování půdy, je **topografický vlhkostní index** (TWI – Topographic Wetness Index), (Kopecký & Čížková, 2010). Jeho výpočet se provádí z DMT a kumuluje v sobě potenciální množství vody povrchovým odtokem protékající danou plochou (pixel) a svažitost této plochy. Pro výpočet prvního parametru z DMT se používají 2 algoritmy: Single Flow Direction – SFD (D8) nebo Multiple Flow Direction (Holmgren, 1994).

Pro identifikaci již narušených ploch vegetačního krytu lze využít obrazová data dálkového průzkumu (Meusburger et al., 2010). Tyto plochy jsou více erozně ohrožené, protože ztratily přirozenou ochranu narušením travního drnu. K detekci lze v měřítku velikostí pastevních areálů ČR využít především letecká hyperspektrální a multispektrální, popřípadě satelitní, multispektrální data s vysokým prostorovým rozlišením (Meusburger et al., 2010).

2.2.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na půdu

Pro hodnocení vlivu pastvy hospodářských zvířat na změny půdních vlastností je možné využít metody **přímé** a **nepřímé**.

Přímé metody spočívají v odkrytí půdních sond (cca do 70-80 cm hloubky dle půdních podmínek), provedení jejich popisu a odběru porušených a neporušených půdních vzorků. Vzorky je vhodné odebrat z prvních dvou genetických půdních horizontů či větším detailu, např. po 10 cm, cca do 30-40 cm pod povrchem půdy (podle půdního typu), kde se případné vlivy pastvy dobytka zpravidla projevují nejmarkantněji (Bell et al. 2011; Herbin et al. 2011, Karabcová et al. 2011). Odběry vzorků a popis půd je nutné zaměřit především na hodnocení fyzikálního stavu půdy, hodnocení stability půdních agregátů, sorpčního komplexu, jeho nasycenosti a zastoupení přístupných prvků. Na podkladě vyhodnocení těchto dat je možné analyzovat půdní poměry pastevní lokality z pohledu stadia degradačních půdních faktorů, jako jsou utužení, acidifikace, destrukce půdní struktury a změna v obsahu a kvalitě půdní organické hmoty. V odebíraných vzorcích půd jsou stanovovány zejména tyto charakteristiky:

Rozbor z porušených půdních vzorků:

- zrnitost půdy (ISO 11277, ONORM L 1061)
- obsah půdní organické hmoty (ISO 14235) a jeho přepočet na obsah humusu
- kvalita humusu stanovením Q4/6
- půdní reakce pH/H₂O a pH/KCl (ČSN ISO 10390)
- kationtová výměnná kapacita KVK (ISO 13536), suma bazických kationtů a stupeň sorpčního nasycení (stanoveno společně s KVK)
- přístupné živiny (metoda dle Mehliche III)
- amorfní formy P, Fe a Al (metoda dle Tamma), pro stanovení DPS (degree of P saturation)
- vodorozpustný fosfor
- celkový dusík (ČSN ISO 11261)

Samostatným článkem je stanovení **stability půdní struktury**. Tu lze odhadnout na základě metody stanovení ve vodě stabilních půdních agregátů - **WSA** (water stable aggregate - metoda podle Kempera a Rosenaua, 1986) a dále pomocí metody **MWD** (mean weight diameter), která ukáže kvalitativní složení půdních mikročástic (resp. distribuční rozdělení rozpadu makroagregátů 3-5 mm po simulačním testu různé intenzity deště).

Základní analytická stanovení jsou prováděna ze vzorků jemnozeme (částice < 2 mm), (ISO 11464). Kvalita půdní organické hmoty je hodnocena z poměru huminových kyselin a fulvokyselin. Princip frakcionace humusových látek (FK a HK) je založen na jejich rozdílné rozpustnosti při různých hodnotách pH. Oxidimetrickým stanovením uhlíku v obou typech kyselin získáme poměr HK:FK (Podlešáková et al. 1992).

Pro stanovení stability půdních agregátů jsou hodnoceny vysušené agregáty velikosti 1-2 mm (WSA) a 3-5 mm (MWD). Metodika stanovení:

1) WSA - je založená na principu konstrukce dispergačního přístroje dle Kemper et Rossenau (1986). Hodnoty indexu WSA jsou posuzovány z poměru ve vodě stabilních a nestabilních makroagregátů, bezrozměrný index WSA v rozsahu hodnot 0-1;

2) metodika MWD (mean weight diameter) vychází z publikace Le Bissonais (1996) a předpisu pro stanovení půdní kvality ISO/CD 10930 (2009). Index MWD [mm] je mírou průměrné distribuce velikosti rozpadu půdních makroagregátů při simulaci tří disruptčních účinků deště.

Rozbor z neporušených půdních vzorků

- celkový rozbor z Kopeckého válečku (obvykle 100 cm³ či objem větší); kterým je stanovena měrná a objemová hmotnost, pórovitost, maximální kapilární vodní kapacita (MKVK), nasáklivost, vlhkost, retenční vodní kapacita, zastoupení semikapilárních a nekapilárních pórů.

- laboratorní stanovení nasycené hydraulické vodivosti K_{sat} (ČSN 721020)

Odběry neporušených vzorků půd by měly probíhat v několika pastevně různě zatížených segmentech pastevního areálu a ve vazbě na půdní podmínky lokality; tj. v minimálně **pěti místech pastviny** v počtu nejméně **čtyř opakování** v každé půdní vrstvě.

Měření infiltračních schopností půd

Výše uvedené odběry a analýzy je vhodné doplnit měřením infiltračních rychlostí přímo na ploše pastviny. Výsledky těchto měření, po přepočtu na hydraulickou vodivost půdy, napoví o okamžité schopnosti sledované půdy infiltrovat vodu a mohou naznačit změny ve fyzikálních parametrech půd vlivem pastvy. Pro měření infiltrací in-situ je k dispozici celá řada přístrojů od přetlakových infiltrometrů, přes permeametry (Guelfský p.), po infiltrometry podtlakové; více např. Kulhavý a Kvítek (2010) nebo Jačka et al. (2014).

Měření penetračního odporu půdy

Operativní metodou, využitelnou pro zjištění míry utužení půdy, je penetrometrické měření utužení půdy, které umožňuje stanovit vertikální zhutnění půdy prostřednictvím měření odporu půdy proti vnikání kužele penetrometrické sondy. Jsou používány různé varianty penetrometrů, kdy tlak vyvinutý pro zatlačení hrotu přístroje do půdy je v jednotlivých hloubkách zaznamenáván a přepočten na penetrační odpor. Závislost mezi velikostí odporu půdy a stupněm zhutnění je přímá, souvisí však s okamžitou vlhkostí půdy, což je třeba zohlednit. Moderní ruční penetrometry mají instalovány i elektronickou výbavu s možností počítačového zpracování dat. U některých je zabudován i přijímač GPS signálu a také sonda na měření vlhkosti půdy. Penetrační odpor je možné měřit v pravidelné odběrové síti nebo v nepravidelně stanovené na základě předchozích informací o půdní heterogenitě či o předpokládané pastevní zátěži (Ludvíková et al. 2014; Lukas a kol. 2011).

Nepřímé metody spočívají v analýze leteckých či družicových snímků.

Využití DMT pro odvození vrstev TWI a potenciální akumulace

Zdroje dat

Existuje několik zdrojů dat, které jsou vhodné pro generování modelu terénu na úrovni různých řádů povodí. K výpočtu DMT pro celé území ČR jsou v současnosti k dispozici data za zdrojů uvedených v Tab. 2.2.2.1. Dalším možným zdrojem výškopisných dat jsou produkty satelitního snímání (Hayakawa, Oguchi, & Lin, 2008), avšak rozlišení těchto dat už není dostatečné pro práci na úrovni „malých povodí“.

Tab. 2.2.2.1. Přehled zdrojů dat v ČR pro generování DMT

Název produktu	Poskytovatel	Výšková přesnost (m)
Vrstevnice DMU25 z map měřítka 1:25 000	VGHÚ	v řádu jednotek metrů
Vrstevnice ZABAGED z map měřítka 1:10 000	ČÚZK	0,78 – 1,6
DMR 4G z ALS	ČÚZK	0,3 – 1
DMR 5G z ALS	ČÚZK	0,18 – 0,3
Data ALS na objednávku	Soukromé firmy	0,1 – 0,3

Oproti vrstevnicím ZABAGED data DMR získaná z ALS lépe reprezentují současný stav terénu. Uživatelskou výhodou dat DMR 4G (DMR 5G) oproti surovým datům ALS je, že jsou poskytována jako produkt ALS, který prošel standardním předzpracováním a reprezentuje pouze povrch rostlého terénu.

V případě samostatné objednávky akvizice dat ALS u nějaké firmy je nutné specifikovat: hustotu bodů, rozložení bodů, předzpracování – georeferencování, vyrovnání dat (strip sdjustment) při opakovaném snímání stejného území z důvodu získání vyšší hustoty bodů, klasifikace bodů terénu, výškový systém, souřadnicový systém dodávaných dat, formát dodávaných dat (viz. Tab. 2.2.2.2.). V případě, že budou data využívána i pro jiné účely, je nutné specifikovat i další požadavky na data. Jejich dodatečné získávání bývá komplikované.

Tab. 2.2.2.2. Charakteristiky nutné pro zadání snímání dat ALS

Hustota bodů	V závislosti na požadovaném prostorovém detailu. (Pro práci s DMT je dostačující hustota 1 – 5 b/m ²)
Rozložení bodů	V závislosti na konkrétní aplikaci (rovnoměrné)
georeferencování	Nutné
Strip adjustment	Nutný, pokud se území nevejde do jedné náletové linie
Klasifikace bodů terénu	Doporučená (Pro její korektní provedení je nutný další software a odborné znalosti v oblasti předzpracování dat ALS)
Formát dat	V závislosti na používaném softwaru. (Textový soubor X,Y,Z; LAS soubor – standardní formát dat ALS)
Souřadnicový systém	V závislosti na systému využívaném v dané instituci
Výškový systém	V závislosti na ostatních výškových datech, která jsou používána

Pro výpočet DMT lze využít některý z GIS softwarů, nebo software určený pro práci s daty ALS (BCAL, LASTOOLS, aj.). Při výpočtu DMT je potřeba specifikovat 2 parametry: prostorové rozlišení výsledného rastru (délku hrany pixelu) a interpolační metodu. Prostorové rozlišení by v případě bodových vstupních dat mělo odpovídat hustotě bodů (hustota 1 b/m² → rozlišení cca 1 m a menší). Pro generování rastrových modelů terénu z dat ALS se v současnosti nejvíce využívá Delaunay triangulace s následným převodem do rasteru. Tento přístup je výhodný zejména v případě nižší hustoty bodů.

Výpočet hydrologických charakteristik

Z hlediska hodnocení vlivu pastvy na půdní vlastnosti a erozní ohroženost využijeme 3 charakteristiky odvozené z DMT – potenciální akumulaci, svažitosť a topografický vlhkostní index. Vstupem pro výpočet hydrologických charakteristik je DMT. V rastrovém DMT mohou být přítomné lokální deprese, které jsou pro další výpočet nežádoucí. Jejich odstranění se provádí zaplněním (zaplavením (fill flood)). Tato procedura je u některých softwarů automaticky zahrnuta do výpočtu již při generování DMT, u jiných je potřeba ji provést následně a jako vstup pro výpočet hydrologických charakteristik použít „zaplněný“ model (filled DMT).

Pro výpočet hodnoty akumulace je potřeba z DMT odvodit pomocnou vrstvu směru toku. Pro její odvození můžeme podle možností využívaného softwaru vybrat

metodu výpočtu – SFD/ MFD. Akumulace je pak vypočítána po směru toku načítáním průtoku jednotlivými pixely.

Svažitost je možné vypočítat z rastru DMT v prostředí GIS nebo přímo z bodového mračna pomocí softwaru pro zpracování dat ALS.

Výpočet topografického vlhkostního indexu je v některých softwarových prostředích GIS implementován. V případě, že přímý výpočet tohoto parametru není možný, lze využít rastrový kalkulátor a hodnotu indexu vypočíst jako:

$$TWI = \ln(a/\tan(\beta)),$$

kde a = hodnota akumulace v daném pixelu, β = hodnota svažitosti v daném pixelu ve stupních.

Vymezení narušených ploch pastvou

Zdroje dat

Pro určení narušených ploch se použijí obrazová data DPZ. Vzhledem k často malému rozsahu ploch s narušeným vegetačním krytem, respektive jejich malé šíři v případě vyšlapaných cest skotem, je nejvhodnější použít multispektrální obrazová data. Tato data jsou pro území ČR snímána v prostorovém rozlišení 0,1-0,2 m a jsou známa jako ortofotomapy využívané na mapových serverech. Pro území ČR jsou data aktualizována ve dvouletém intervalu. Poskytovatelem multispektrálních ortofoto snímků je Zeměměřičský úřad. Alternativou může být nasnímání multispektrálních nebo hyperspektrálních dat pro dané území na objednávku. V případě hyperspektrálních dat není obvykle možné dosáhnout prostorového rozlišení menšího než 0,4 m pixel.

Jako podpůrná vrstva při vymezení pastevních areálů slouží vektorová vrstva LPIS.

Vymezení narušených ploch lze provést pomocí objektově orientované analýzy obrazu (OBIA – object oriented image analysis) hyper/multispektrálních dat. Tyto postupy jsou implementovány v řadě softwarových prostředí. Neúplný seznam je dostupný např. z <http://www.ioer.de/segmentation-evaluation/results.html>. Pro další analýzu delineovaných ploch se využívá prostředí GIS.

Postup vymezení narušených ploch

1. Výpočet normalizovaného rozdílového vegetačního indexu - NDVI
Pomocí rastrového kalkulátoru vypočítáme podle vztahu (1) z kanálů multispektrálního snímku novou rastrovou vrstvu, která bude obsahovat hodnoty NDVI.

$$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED} \quad (1)$$

kde NIR = infračervený kanál snímku, RED = červený kanál snímku. NDVI může nabývat hodnot z intervalu <-1,1>.

2. Příprava masky

Pomocí vektorové vrstvy LPIS připravíme masku pastvin. V prostředí GIS vybereme polygony s kódem kultury 71, který odpovídá stálým pastvinám. Vybrané polygony vyexportujeme do vektorové nebo rastrové podoby, v závislosti na možnosti použití vektorových vrstev v softwaru pro OBIA. Při exportu je důležité zachovat identifikátory jednotlivých polygonů.

3. Základní segmentace obrazu

Základní segmentace je prvním krokem OBIA. Cílem základní segmentace je získat „malé“ homogenní objekty. Provedeme na základě vrstvy NDVI. Nastavení parametrů segmentace vychází z prostorového rozlišení použitých obrazových dat. V dalším textu bude takto získaná vrstva označována jako V1.

4. Vymezení ploch s podobným stavem vegetace

Objekty vrstvy V1 nereprezentují plochy charakterizované určitým stavem vegetace. V dalším kroku můžeme pomocí OBIA provést agregaci sousedních elementárních ploch z V1 na základě podobnosti hodnoty NDVI a minimalizace variability uvnitř takto nově vzniklého objektu (plochy).

5. Vyhledání ploch s narušeným vegetačním krytem

Plochy s narušeným krytem pokrývají obvykle malou část plochy jednotlivých pastevních areálů, ale přitom mají výrazně odlišené hodnoty NDVI oproti hodnotám typickým pro „zelenou“ vegetaci. Nejjednodušším způsobem zjištění takovýchto ploch je prosté prahování na hodnotu NDVI, každého agregováním nově vzniklého objektu. Obvykle se jedná o hodnotu NDVI nižší než 0,3.

6. Export objektů s narušeným vegetačním krytem

Hodnocení hydrologických charakteristik

Vypočtené hydrologické charakteristiky hodnotíme v návaznosti na vymezené plochy narušení vegetačního krytu pastvin. Pro jednotlivé narušené plochy vypočteme pomocí zonální charakteristiky průměrnou hodnotu sledované charakteristiky. Dále nás zajímají ty plochy, které se **nacházejí v oblastech vysokých hodnot TWI nebo akumulace a zároveň mají větší plošný rozsah**. U těchto ploch lze z histogramu hodnocené charakteristiky odvodit, jak velkou část narušené plochy představuje zároveň plocha s vysokou hodnotou TWI. **Narušené plochy, které se nachází v oblastech vysokých hodnot**

TWI, lze označit jako náchylné k pedokompakci a při delší expozici intenzivnímu zatížení lze u nich očekávat zhoršování půdních vlastností a potenciálně i zvětšování jejich plochy. Velké narušené plochy, které leží v drahách potencionálního soustředěného odtoku, mohou být ohrožené erozí. **Více ohrožené jsou plochy s nižší propustností (hydrologické skupiny půd C a D) a plochy, které leží na svazích s vyšší svazitostí.** Všechny narušené plochy, které se nacházejí na březích recipientů lze označit jako erozně ohrožené.

Z časové řady snímků je pak možné překryvnou analýzou určit opakovanost výskytu těchto ohrožených ploch a změny jejich plošného rozsahu. Pro korektní vyhodnocení plošných změn mezi roky je nutné, aby byly snímky pořízeny ideálně ke stejnému datu.

2.2.3. Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách

Přímé metody

Sledování vlivu pastvy na změny fyzikálních vlastností půdy a její infiltrační schopnosti probíhalo na třech pilotních povodích o různých přírodních a pastevních podmínkách, viz tab. 2.2.3.1. Na každém povodí byly dle předpokládaného rozložení svahových oblastí (infiltrační - I, transportní - T, akumulační - A) vybrány vždy tři lokality, kde probíhaly odběry vzorků ve dvou úrovních (4 – 8 a 10 – 14 cm) a byla stanovována nasycená hydraulická vodivost (K_s) na nepasených (v ohradce bez přístupu dobytka) a pasených plochách na povrchu půdy po skrytí 3 – 4 cm drnu. Odběry neporušených vzorků byly realizovány pomocí Kopeckého válečků, ve čtyřech opakováních pro každou hloubku v každé variantě. Dále bylo na každém povodí měřeno několik pastvou extrémně zatížených ploch tzv. hotspotů. Měření a odběry vzorků půd probíhaly v letech 2012 a 2013 vždy na jaře a na podzim, v r. 2013 také v létě. Pro měření infiltrací byly použity přetlakové infiltrometry konstrukce VÚMOP, v.v.i. (Kulhavý a Kvítek, 2010). Na každém bodě proběhlo 7 – 17 infiltračních zkoušek. Neporušené vzorky půd byly vyhodnoceny v certifikované laboratoři VUMOP, v.v.i. Byla hodnocena objemová hmotnost redukovaná (OHR) a makropórovitost (MP). Makropórovitost byla určena jako rozdíl celkové pórovitosti a maximální kapilární vodní kapacity. Vyhodnocení dat z infiltrací bylo provedeno podle dvou a tří-parametrické Philipovy rovnice (Philip, 1957, 1974). Hodnoty K_s z obou použitých rovnic byly zprůměrovány. Porovnání sledovaných variant bylo provedeno pomocí metod t-testu a ANOVA, případně pomocí Wilcoxon a Kruskal – Wallisova testu.

Tabulka 2.2.3.1. Charakteristika experimentálních povodí a sledovaných ploch

Povodí (nadm. výška v m n.m.)	Mateční hornina	Lokalita (zóna)	Půdní typ	Půdní druh (ve svrchním horizontu)	Průměrné zatížení dobyt看 (VDJ/ha)
Jenín (637 – 870)	biotitická pararula, svahoviny	J01 (I)	RN	ph	1,5
		J02 (T)	KAg	ph	1,5
		J03 (A)	KAg	h	1,5
		JHS1 (HS)	KAg	ph	1,5 – x
		JHS2 (HS)	KAm	ph	1,5 – x
		M01 (I)	KAm	hp	0,5

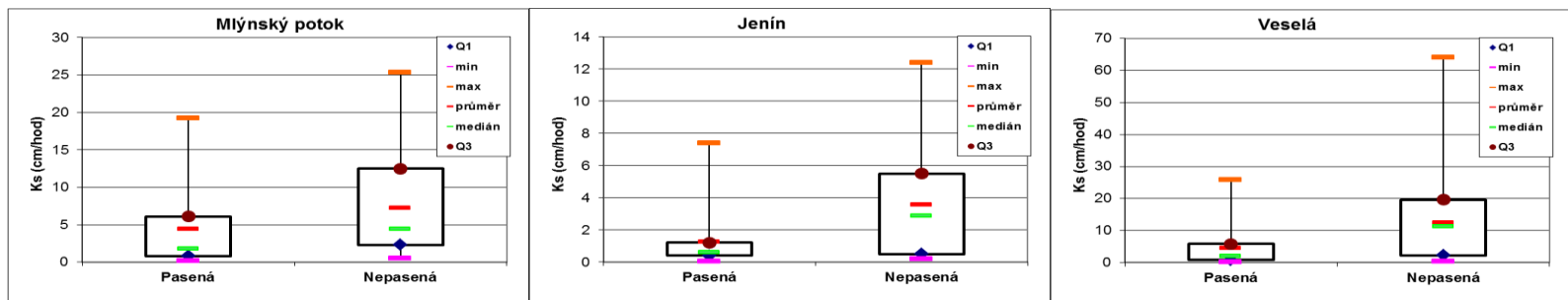
Mlýnský p. (784 – 884)	žula, svahoviny	M02 (T)	KAm	ph	0,5
		M03 (A)	GLm	hp	0,5
		MHS1 (HS)	KAm	ph	0,5 – x
		MHS3 (HS)	KAg	ph	0,5 – x
Veselá (625 – 705)	žula, pararula	V01 (I)	KAg	ph	1,7
		V02 (T)	KAg	ph	1,7
		V03 (A)	GLm	hp	1,7
		VHS1 (HS)	KAg	ph	1,7 – x
		VHS2 (HS)	KAg	ph	1,7 – x
		VHS3 (HS)	KAg	ph	1,7 – x

Pozn. půdní typy: RN- ranker, KAg – kambizem oglejená, KAm – kambizem modální, KAd – kambizem dystrická, GLm – glej modální; půdní druhy: hp – hlinitopísčité, ph – písčitohlinité, h – hlinité; svahové zóny: I – infiltrační, T – transportní, A – akumulární, HS – hotspot. Symbol x znamená neznámou zátěž v hotpotu.

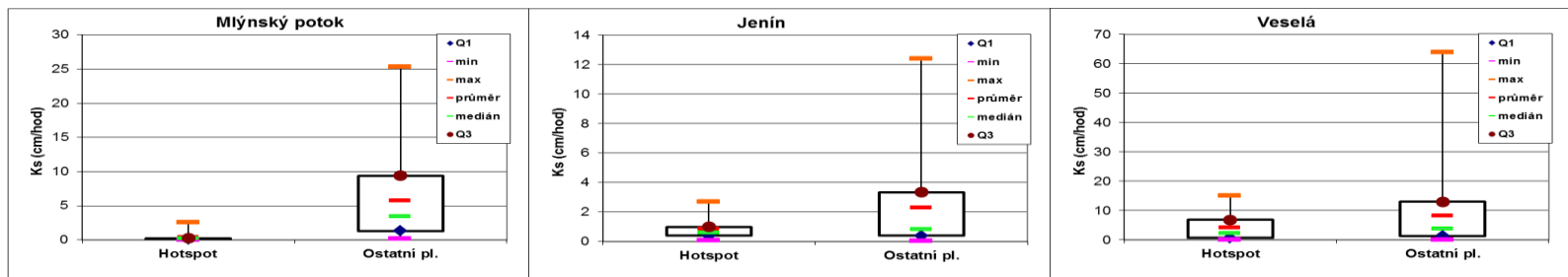
Pasená vs. nepasená část povodí

Na všech pokusných povodích byly statisticky průkazně nižší hodnoty Ks zjištěny na sešlapávaných plochách (mimo ohrádky), než na plochách chráněných (v ohrádkách), viz obr. 2.2.3.1. Na povodí Jenín dosahují hodnoty Ks mimo ohrádky průměrně 34,3 % hodnot v ohrádkách. Na lokalitě J02 jsou rozdíly jen malé v důsledku celkově velmi nízkých hodnot Ks zjištěných v tomto povodí. Na povodí Mlýnského potoka byly také na všech lokalitách zjištěny nižší hodnoty Ks mimo ohrádky, průměrně dosahovaly 61 % hodnot v ohrádkách. Menší rozdíly mezi pasenými a nepasenými lokalitami na tomto povodí lze vysvětlit nižší intenzitou pastvy. To se týká zejména lokality M02, kde pastva v r. 2013 vůbec neprobíhala. Na povodí Veselá byly významné rozdíly mezi hodnotami Ks v ohrádce a vně ohrádky zjištěny na všech lokalitách, průměrně dosahovaly mimo ohrádky 35,5 % hodnot změřených v ohrádkách. Velikost rozdílu infiltrační schopnosti půdy na pasené a nepasené lokalitě byl v průběhu sezóny proměnlivý. Na povodích Veselá a Jenín byl nejnižší na jaře, před vlastní pastevní sezónou, kdy hodnoty Ks mimo ohrádky dosahují 61 % resp. 43 % hodnot v ohrádkách a největší na podzim, kdy na konci pastevní sezóny dosahují pouze 25 % resp. 19 % hodnot Ks v ohrádkách. Na povodí Mlýnského potoka tento trend nebyl zachycen vzhledem k nepravidelnému pohybu dobytka po povodí a malé resp. žádné intenzitě pastvy na některých sledovaných lokalitách v roce 2013.

Při porovnání všech hodnot OHR a MP z pasených a nepasených lokalit stejných hloubek zjišťujeme, že největší změny probíhaly v hloubce 4 – 8 cm. Na povodí Veselá měly pasené varianty v hloubce 4 – 8 cm vyšší hodnotu OHR v průměru o 15,6 %, hodnotu MP potom nižší o 38 %. Hotspoty měly hodnoty OHR vyšší v průměru o 6,9 % než pasené lokality a o 23,7 % vyšší než lokality nepasené. Na povodí Jenín měly pasené varianty v hloubce 4 – 8 cm vyšší hodnotu OHR v průměru o 12,2 %, hodnotu MP potom nižší o 35,7 %. Hotspoty měly potom hodnoty OHR vyšší v průměru o 17,8 % než pasené lokality a o 32,2 % vyšší než lokality nepasené. Na povodí Mlýnský potok měly pasené varianty v hloubce 4 – 8 cm vyšší hodnotu OHR v průměru pouze o 4 %, hodnotu MP nižší o 16,4 %. Hotspoty měly potom hodnoty OHR vyšší v průměru o 4,7 % než pasené lokality a o 8,9 % vyšší než lokality nepasené. Porovnání změn hodnot OHR a MP z pasených a nepasených variant za roky 2012 a 2013 je znázorněno na obr. 2.2.3.1. a obr. 2.2.3.2. Zjištěné průměrné změny hodnot OHR a MP jsou uvedeny v tab. 2.2.3.2.



Obr. 2.2.3.1. Porovnání hodnot nasycené hydraulické vodivosti na pasených (mimo ohrádku) a nepasených (v ohrádce) lokalitách pokusných povodí Mlýnský potok, Jenín a Veselá



Obr. 2.2.3.2. Porovnání hodnot nasycené hydraulické vodivosti na extrémně zatížených (hotspotech) a ostatních (pasených i nepasených) lokalitách pokusných povodí Mlýnský potok, Jenín a Veselá

Tabulka 2.2.3.2. Průměrné změny OHR a MP na pasených a nepasených plochách a hotspotech

	OHR (změna pasené vůči nepasené v %)				MP (změna pasené vůči nepasené v %)			
	4 - 8	10 - 14	HS (4 - 8)	HS (10 - 14)	4 - 8	10 - 14	HS (4 - 8)	HS (10 - 14)
hloubka odběru vzorku (cm)								
Lokalita								
Jenín	12,2	2,6	32,2	15,3	-35,7	24,9	-39,5	-9,8
Mlýnský p.	3,9	2,9	8,9	4,2	-16,4	11,4	-36,7	-8,7
Veselá	15,6	7,4	23,7	12,3	-37,7	-17,2	-28,5	-15,2

Pozn.: Kladná hodnota znamená nárůst, záporná pokles. *Kurzívou psané hodnoty* jsou statisticky neprůkazné, hodnoty uvedené běžným písmem jsou průkazné na $p < 0,05$; **tučně psané hodnoty** jsou průkazné na $p < 0,01$.

Hotspoty

Vybraná místa s vyšším narušením drnu (hotspoty) měla na všech povodích významně nižší hodnoty Ks (Obr. 2.2.3.2.). Největší rozdíly byly zjištěny na povodí Mlýnského potoka, kde průměrná hodnota Ks na hotspotech dosahuje pouze 5,3 % hodnoty zjištěné mimo tato zatížená místa. Na povodí Jenín byly rozdíly v hodnotách Ks nižší, na hotspotech dosahovaly 39 % hodnot změřených na zbytku povodí, vlivem extrémně nízkých hodnot Ks na lokalitě J02. Hotspoty sledované na povodí Veselá měly relativně vysoké hodnoty Ks (VHS1 a VHS3), které místy překračovaly hodnoty změřené na běžných sledovaných lokalitách mimo ohrádku (V02). Z hlediska celého povodí však i na Veselé představují hotspoty místa s prokazatelně nižší schopností infiltrace, když jejich hodnoty Ks průměrně dosahují 49 % hodnot změřených na ostatních místech povodí.

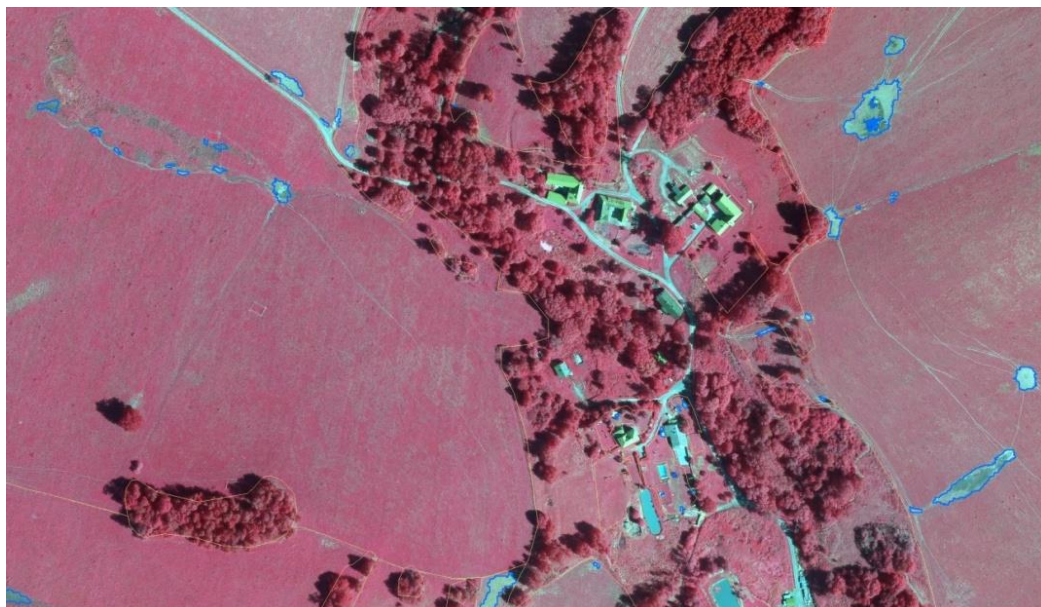
Závěr

Na sledovaných lokalitách způsobovala pastva dobytka pokles infiltrační schopnosti půdy v průměru o 39 – 66 %, nárůst objemové hmotnosti půdy průměrně o 3 – 16 % a pokles makropórovitosti v průměru o 16 – 38 %. Tato snížení jsou sice statisticky průkazná, ale z výsledků je také zřejmé, že rozdíly v infiltračních schopnostech půd v pasených a nepasených lokalitách jsou nejnižší na jaře a nejvyšší na podzim, na konci pastevní sezóny. Půda se tedy během nevegetační sezóny, kdy pastva neprobíhá, zotavuje a infiltrační schopnost půdy i půdní fyzikální vlastnosti se na jaře přibližují k vlastnostem půdy pastvou nezatížené. V plošně velmi omezených místech povodí s častým a intenzivním pohybem dobytka, byly změny infiltračních schopností půd i zhoršování půdních fyzikálních vlastností zjištěny největší, zejména na zrnitostně těžších, zamokřených půdách.

Nepřímé metody

Vymezení ploch s narušeným vegetačním krytem byla provedena na třech povodích. Pro účely identifikace těchto ploch byla použita multispektrální obrazová data (prostorové rozlišení 0,1 m) nasnímaná v červenci a říjnu 2013. Pro povodí Veselá byla data nasnímaná také v říjnu roku 2012. V rámci jednotlivých povodí byly identifikovány plochy s narušeným vegetačním krytem (Obr. 2.2.3.3. – část povodí Jenín) a zjištěn podíl těchto ploch vůči celkové ploše pastvin (Tab. 2.2.3.3.). Překryvnou analýzou byly zjištěny rozdíly v ploše narušení vegetačního krytu mezi létem a podzimem 2013 (Tab. 2.2.3.4., Obr. 2.2.3.4.). Rovněž byla identifikována místa ohrožená zvýšeným

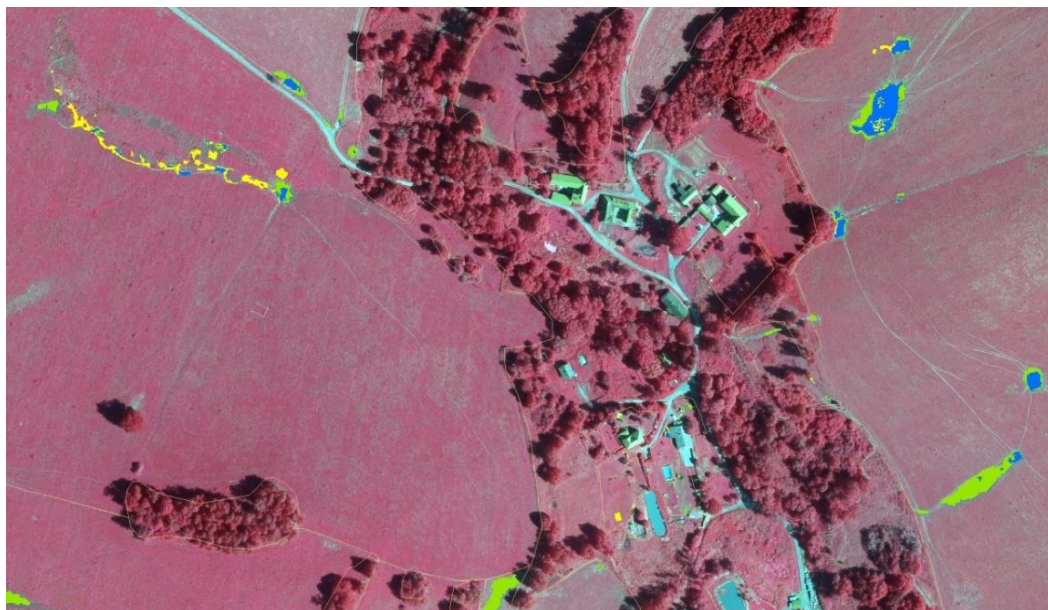
odnosem živin a erozí na základě vrstev TWI (Obr. 2.2.3.5.) a narušení vegetačního krytu (Obr. 2.2.3.6.).



Obr. 2.2.3.3. Plochy s narušeným vegetačním krytem (modrá barva) v části povodí Jenín, léto 2013.

Tab. 2.2.3.3. Podíl narušených ploch na jednotlivých povodích.

Povodí	Termín	Celková plocha pastvin (m ²)	Narušená plocha (m ²)	Podíl (%) z celkové plochy
Jenín	21.7.2013	3570686,61	81884,46	2,29
Jenín	3.10.2013	3570686,61	9174,76	0,26
Jenín J2	21.7.2013	427708,47	2311,35	0,54
Jenín J2	3.10.2013	427708,47	2001,36	0,47
Mlýnský potok	21.7.2013	1094968,28	19292,60	1,76
Mlýnský potok	3.10.2013	1094968,28	20719,56	1,89
Veselá	21.7.2013	69581,84	1298,88	1,87
Veselá	3.10.2013	69581,84	400,73	0,58
Veselá	13.10.2012	69581,84	605,98	0,87

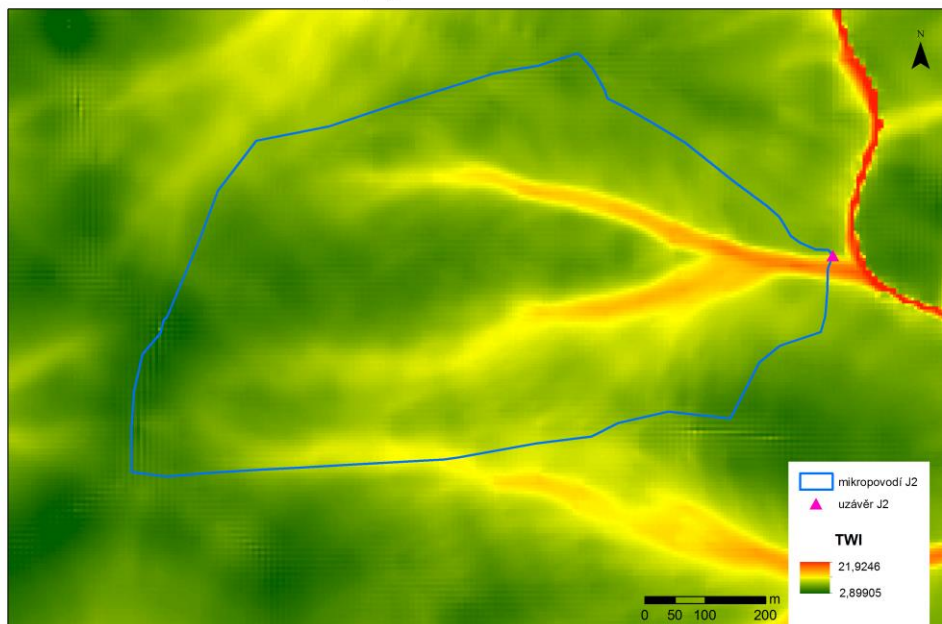


Obr. 2.2.3.4. Změny narušení mezi letním a podzimním termínem v povodí Jenín, 2013; modrá = narušené plochy léto i podzim; zelená = regenerované plochy v podzimním termínu po narušení v létě; žlutá = nově narušené plochy v podzimním termínu.

Tab. 2.2.3.4. Relativní změny narušení ploch v povodích mezi jednotlivými termíny snímkování

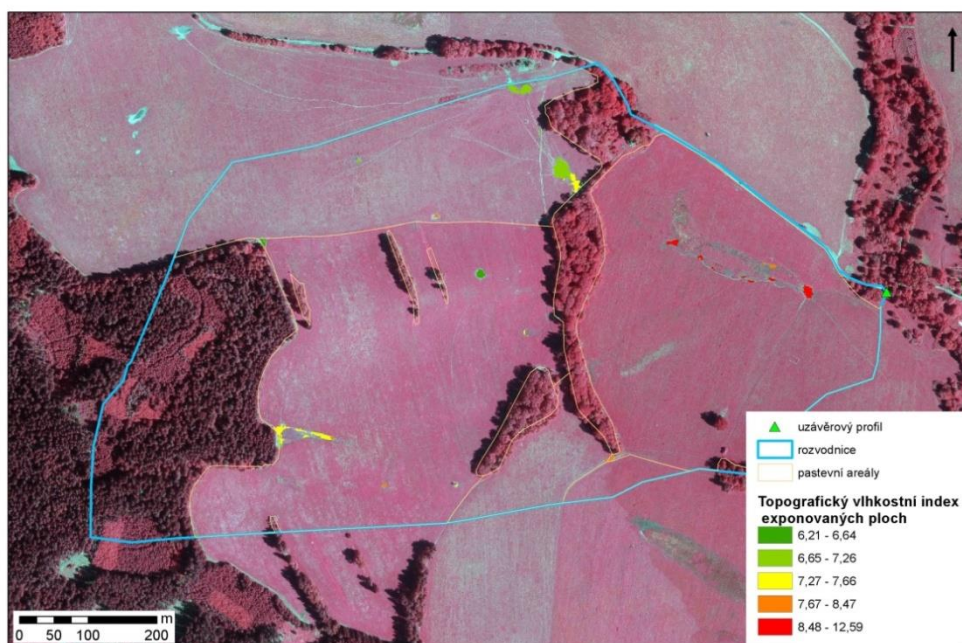
Lokalita		léto 2013	
Jenín		nezatížené	zatížené
podzim 2013	nezatížené	97,62 %	2,11 %
	zatížené	0,10 %	0,17 %
Lokalita		léto 2013	
Mlýnský potok		nezatížené	zatížené
podzim 2013	nezatížené	98,78 %	0,96 %
	zatížené	0,18 %	0,08 %
Lokalita		léto 2013	
Veselá		nezatížené	zatížené
podzim 2013	nezatížené	97,60 %	1,80 %
	zatížené	0,40 %	0,20 %

Rozložení topografického vlhkostního indexu TWI



Obr. 2.2.3.4.5. Rozložení TWI v části povodí Jenínského potoka (J2).

Jenín mikropovodí J2 - stav pastvin léto 2013



Obr. 2.2.3.4.6. Plochy mikropovodí Jenín J2 nejvíce ohrožené odnosem živin a erozí. Reprezentují plochy, kde byl narušený vegetační kryt a zároveň místa s vysokou hodnotou topografického vlhkostního indexu.

2.2.4 Shrnutí poznatků

Přímé metody hodnocení vlivu pastvy dobytka na půdní vlastnosti jsou nezastupitelné pro kvantifikaci těchto jevů z hlediska fyzikálních i chemických vlastností půd. Na základě poznatků, dosažených během řešení tohoto projektu i zkušeností z literatury, je odběry porušených i neporušených vzorků půd vhodné realizovat podrobněji než podle genetických půdních horizontů. Pro stanovení míry utužení půd vlivem pastvy je doporučen odběr půdních vzorků cca do 20 cm od povrchu půdy; nejméně ve dvou hloubkách (např. 5 – 10 cm a 15 – 20 cm). Zde je nutné vhodné rozmístění míst na pastvině pro odběry půdních vzorků, které by měly postihnout typické půdní představitele jakož i místa silně zatížená pastvou či pohybem dobytka.

Zvláštní pozornost je při hodnocení vlivu pasty skotu na půdu věnovat v tzv. hotspotech. V těchto plošně velmi omezených místech pastvin (povodí) s častým a intenzivním pohybem dobytka, byly metodami, uvedenými v metodice, změny infiltračních schopností půd i zhoršování půdních fyzikálních vlastností zjištěny největší, zejména na zrnitostně těžších, zamokřených půdách. Tyto hotspoty však představovaly na experimentálních lokalitách plochu maximálně do 3% celé plochy pastevního areálu. Statisticky průkazné byly zjištěny i změny ve fyzikálních parametrech půd v ploše pastviny oproti neopaseným variantám, nicméně bylo dále zjištěno, že půda se během nevegetační sezóny, kdy pastva neprobíhá, zotavuje a infiltrační schopnost půdy i půdní fyzikální vlastnosti se na jaře přibližují k vlastnostem půdy pastvou nezatížené.

DPZ

Uvedené postupy ukazují potenciál dat leteckého dálkového průzkumu Země pro hodnocení zátěže ploch pastvou skotu. Byly použity dvě třídy dat leteckého DPZ.

1. Data získaná z leteckého laserového skenování umožňují generovat velmi přesný digitální model reliéfu terénu. DMT je základem pro výpočet orografických charakteristik území, jako jsou svažitost, expozice, potenciální drenážní síť apod.
2. Vhodným parametrem pro charakteristiku povodí z hlediska jeho potenciálních vlhkostních poměrů je **topografický vlhkostní index**, pro jehož výpočet je využitý DMT
3. Letecká obrazová multispektrální data vysokého prostorového rozlišení představují výborný zdroj informace pro vylišení i malých ploch narušených pastvou skotu. Pro tento účel je vegetační index NDVI dostatečnou charakteristikou množství zelené vegetace na daném místě. A toho ale zároveň vyplývá nutná podmínka kladená na multispektrální data, aby **obsahovala data nasnímaná v červené a blízké infračervené části spektra**.

2.3. Voda

2.3.1. Vztahy parametrů vod a pastevního hospodaření a potřeby sledování kvality i kvantity vod z pastevních areálů

Různé způsoby zemědělského využití krajiny a jejich změny mají prokazatelný vliv na kvalitu i kvantitu odtékajících vod. Trvalý travní porosty (TTP) jsou obecně považovány za šetrný způsob využití půdy, protože je při něm vnášeno do vod zpravidla menší množství živin či polutantů než z orné půdy (Kvítek et al. 2009). Dobře řízená pastva hospodářských zvířat je potom z hlediska ochrany vod vnímána jako vhodný nástroj pro udržitelný management TTP (Franzluebbers et al. 2012; Hejduk a Gaisler, 2006) neboť spásáním je vegetace udržována vitální a tudíž kontinuálně využívající živiny, dodané na pastvinu v podobě exkrementů. Nicméně intenzivní, nevhodně řízená pastva hospodářských zvířat se dle řady studií pravděpodobně podílí na zvýšených odnosech polutantů z plošných zdrojů do povrchových vod, což představují stále závažný problém ve světě i v ČR (Fučík et al. 2014; Hooda et al. 2000; Jarvie et al. 2010). V souvislosti s pastvou je zmiňována zhoršená kvalita vod pocházejících z pastevních areálů zejména pro **nerozpuštěné látky**, živiny (anorganické i organické formy **fosforu** a **dusíku**) a **patogeny**.

Jako příčina těchto jevů je zmiňována zvýšená intenzita pastvy nebo její nevhodná organizace vzhledem ke geomorfologii a přírodním podmínkám lokality a uspořádání pastevního areálu. Důsledkem může být **zvýšená náchylnost k výskytu povrchového odtoku** a / nebo erozi a to jak v ploše pastevního areálu (Hubbard, 2004), tak na březích recipientu (pokud se vyskytuje a je zvířatům přístupný), což může vyústit ve zvýšenou břehovou a dnovou erozi, odnos nerozpuštěných látek (plavenin a splavenin) a na ně vázaných polutantů (Vidon, 2008, Zaimes, 2008). Zvýšená erozní ohroženost částí pastevního areálu či častější výskyt povrchového odtoku bývají způsobeny intenzivní pastvou a častým pohybem nebo přítomností dobytka v **příbřežních zónách toku, zastíněných místech, poblíž napajedel, zimovišť** či na **sklonitých svazích** (Osmond et al. 2007). To mívá za následek sešlapání a narušení vegetačního krytu půdy a lokálně vede i jejímu zhutnění, což se může projevit právě zvýšením výskytu povrchového odtoku v pastevních enklávách se zhutněnou svrchní půdní vrstvou (Kurz et al., 2006; Pietola et al., 2005), jak je podrobně rozvedeno v části **Půda** této metodiky.

Další závažný problém, který souvisí zejména s nekontrolovaným přístupem dobytka do koryta toku či jeho bezprostřední blízkosti, spočívá v přímých vstupech exkrementů zvířat do vod a může být zdrojem **fekálního znečištění vod** (Burt et al. 2013). Přítomnost mikrobiálních patogenů ve vodách bývá zjišťována nejčastěji prostřednictvím koncentrací fekálních koliformních bakterií obecně, či pomocí jejich podskupin *Escherichia coli* (*E. Coli*), *Enterococcus*, *Salmonella* či *Campylobacter* nebo virů (*Coronaviry*, *Rotaviry*).

Uvedené polutanty a zejména mikroorganismy mohou vyvolat řadu onemocnění u zvířat a lidí a významně zhoršit vodní a na něj vázané prostředí. Fekální typ znečištění bývá ve vodách ovlivněných pastvou zjišťován jako nejvýznamnější (Jokinen et al. 2012; Schwarte et al. 2011; Trevisan et al. 2010).

Specifikem v ČR jsou (nejen ve vztahu k pastvě) **stavby zemědělského odvodnění**, resp. jejich nezřídka neutěšený stav, v některých případech nevhodnost návrhu vzhledem k lokalitě (nadbytečné odvodnění) či nesprávné provedení stavby nebo jejich provoz (Kulhavý a kol. 2007; Kulhavý and Fučík, 2015). Vlivem zanedbané údržby či poruchy na drenáži může docházet k zamokřování částí pastviny, která je potom hůře využitelná, nebo jsou negativní projevy pastvy výraznější. Problematický bývá v některých případech neomezený přístup zvířat k objektům odvodnění (šachtice, výusti, hlavní odvodňovací zařízení - HOZ), což může kromě jejich poškození způsobovat přímou kontaminaci drenážních a povrchových vod půdními částicemi, živinami a exkrementy zvířat obr. 2.3.1.1.



Obr. 2.3.1.1. Poškozený objekt odvodnění a nedostatečně řešené okolí na pastvině. Vyšebrodsko. Foto: P. Fučík

2.3.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na kvantitu a kvalitu vod

Vztahy mezi způsoby pastvy a parametry jakosti vod jsou intenzivně studovány v řadě zemí světa mnoha metodami a přístupy. Často se jedná o vybrané úseky vodního toku, kolem kterého jsou vymezeny různé varianty řízeného pastevního managementu, jehož dopady jsou v na sebe navazujících úsecích toku monitorovány odběrem vzorků vod. Jiná metoda spočívá ve sledování malých, hydrologicky definovaných jednotek (povodí), ve

kterých je hydrochemickou odezvu pastviny možné provázat s detailním popisem dynamiky hydrologie a počasí v lokalitě.

Monitoring odtoku a jakosti vody

Vhodně sestavený monitorovací systém je základním nástrojem pro porozumění procesům ovlivňujícím vznik, cesty odtoku a kvalitu vody v povodí za různých hydrologických situací (Dworak et al. 2005). Ideálním stavem je možnost sestavení monitorovacího systému (byť jednoduchého) individuálně pro každé povodí, protože každé je specifické a má jiné odezvy na hydrologické jevy (Brierley et al. 2010). Základní rozdělení způsobu monitoringu je na bodový (diskrétní) a kontinuální. Bodovým monitoringem se rozumí jednorázový odběr vzorku v pravidelném časovém intervalu (1x týdně, 1x měsíčně apod.). Jeho výhodou je nízká cena a nenáročnost na přístrojové vybavení. Bodový a krátkodobý monitoring může definovat problém, ovšem není schopen zachytit dynamiku koncentrací většiny znečišťujících látek za normálních, natož za extrémních hydrologických stavů (Harmel et al. 2005, Kronvang et al. 1997). Někdy může bodový monitoring dokonce poskytovat matoucí informace vedoucí k mylným závěrům (Facchi et al. 2007). Pouze dlouhodobý a kontinuální monitoring dodá informace o činnosti systému a postihuje nečekané změny chování v reakci na náhlé a nepředvídané situace (suché období, srážko-odtoková epizoda apod.), které plně nepostihne bodový monitoring ani modelování (Dworak et al. 2005, Facchi et al. 2007). Nevýhodou kontinuálního monitoringu je náročnost na vybavení a zejména finanční náročnost na analýzy velkého množství odebraných vzorků. Metodikou vzorkování při srážko-odtokových událostech se zabýval např. King et al. (2005), který pro malá povodí zjistil, že vzorkování v časovém kroku je vhodné pro řešení hydrologických příčin změn látkových koncentrací (předchozí vlhkost povodí, doba koncentrace, intenzita srážky, apod.), zatímco pro výpočet odnosu látek je lepší odebírat vzorky po dosažených změnách hladiny (průtoku). Jako nejvhodnější monitoring pro malá povodí se jeví kombinovaný systém s bodovým odběrem vzorků běžné vodní stavy a získání základní charakteristiky povodí a pro srážko-odtokové epizody kontinuální pomocí automatických vzorkovačů (Aulenbach et al. 2006; Harmel et al. 2005). Chybějí hodnoty lze dopočítat statistickými metodami.

Zohlednění managementu pastviny

Aby bylo možno posoudit vliv pastvy na hydrologické a hydrochemické poměry, je nutné zmapovat a vzít do úvahy zatížení sledované lokality pastvou – tj. zjistit počet velkých dobytčích jednotek (VDJ) na hektar a způsob pastvy (kontinuální, rotační, jednorázová). Dále je vhodné zmapovat počet a plošný podíl různých tzv. hotspotů nacházejících se v hodnocené lokalitě. Jedná se o plošně omezených místech povodí s častým a intenzivním pohybem dobytka, jako jsou napajedla, zimoviště, příkrmiště popř. dobytkem vyhledávaná místa ve stínu. Zejména je nutné zhodnotit spojitost těchto míst s vodotečemi, příp. drenážemi (rozšlapaná místa okolo zatopené drenážní šachtice apod.).

Vyhodnocení odtoku

Znalost odtokových poměrů je nutná pro kvantifikaci hydrologického fungování povodí (doby reakce na srážku, čas od počátku epizody ke kulminaci průtoku), výpočet odnosu látek z povodí a jeho dynamiku. Základem monitoringu množství vod je kontinuální sledování a záznam vodního stavu (ukládání dat v řádu minut) v měrném profilu lokality (povodí) s přepočtem na průtok podle konsumčních křivek a rovnic přelivů.

Odtokový koeficient patří k základním charakteristikám povodí. Je to číselná hodnota udávající poměr mezi výškou odtoku a srážek nebo objemem odtoku a srážek spadlých na plochu povodí. Vyjadřuje se desetinným číslem nebo v procentech a informuje o tom, jaký podíl spadlých srážek je řekami odváděn z povodí. Změna v dlouhodobém trendu odtokového koeficientu, identifikovaná např. pomocí dvojnásobné součtové čáry (double mass analysis, Serrano, 1997) může indikovat změnu hydrologických vlastností povodí souvisejících se změnou využití území (pastvou). Metoda dvojnásobné součtové čáry se používá se v hydrologii k otestování neměnnosti hydrologických vlastností povodí, či jinak řečeno neměnnosti přírodních podmínek. Vychází se z poznatku, že poměr ročních úhrnů odtoku z povodí a srážek je u stabilních povodí konstantní, a proto má dvojitá součtová čára odtoků a srážek podobu přímky. V místě, kde se součtová čára od přímky odchýlí, je možno předpokládat změnu ve fungování závislé proměnné způsobenou vnějším vlivem.

Separace odtoku je metoda vhodná pro podrobnější studium charakteru hydrologické a hydrochemické odezvy jakéhokoli povodí na srážku (tj. zjištění původu vody a cest kontaminace). Jedná se o rozdělení jednotlivých složek odtoku vody z povodí na jeho rychlou složku (povrchový odtok, rychlý podpovrchový) a pomalou (základní odtok a nízký hypodermický – drenážní odtok), Serrano et al. (1997). Jako základní je považován odtok dotovaný pouze podzemní vodou, povrchový odtok je způsoben vodou z příčinné srážky a hypodermický odtok je srážková voda infiltrovaná do půdy, která nedosáhla hladiny podzemní vody a do recipientu odtéká svahe. Jak zdůrazňují Švihla a Šimůnek (2002), základní a klíčovou úlohou pro posouzení každého povodí z hlediska jeho hydrologie a následné látkové bilance je separace celkového odtoku v závěrovém profilu (resp. místa odběrů vzorků vody).

Pro zjištění zastoupení jednotlivých složek odtoku lze využít např. způsob založený na kombinaci několika metod (Fučík et al. 2014). Pomocí digitálních rekurzivních filtrů (např. dle Grayson a Nathan-McMahon) lze odseparovat základní odtok a pomocí početních metod MGPM (Matematicko-Grafická Početní Metoda) a GROUND lze odseparovat odtok přímý (Kulhavý et al., 2001). Podíl hypodermického odtoku (interflow) lze potom vypočítat odečtením základního odtoku (průměr Grayson a Nathan-McMahon) od výsledku separace získaného metodami Ground a MGPM.

Jako modernější nástroj separace drenážního odtoku je možno využít metodu *chemické separace drenážního odtoku* dle koncentrací stabilních izotopů ^{18}O a ^2H (deuterium). Tato separace dělí celkový odtok na „starou a novou vodu“ (pre-event a event. water) a probíhá dle následujících rovnic (Buttle, 1994; Šanda et al. 2009):

$$Q_t = Q_s + Q_n \quad (2)$$

$$R_s = \frac{Q_s}{Q_t} = \frac{C_t - C_n}{C_s - C_n} \quad (3)$$

$$C_t Q_t = C_s Q_s + C_n Q_n \quad (4)$$

kde Q_t je celkový průtok, Q_s je průtok staré (pre-event) vody, Q_n průtok nové (event) vody, C_s koncentrace izotopu ve staré vodě, C_n koncentrace izotopu se srážkové vodě a R_s podíl staré vody na celkovém odtoku. Pro potřeby separace odtoku na více složek bude použit poněkud složitější metoda separace na 3 složky pomocí dvou stopovačů (Brown et al. 1999), kde jako další stopovač bude sloužit kontinuální záznam teploty drenážní vody, srážek a vzduch (Zajíček et al. 2011) nebo hodnoty chemické konduktivity (Heppel a Chapman, 2005).

Pro rychlé a levné ověření průniku vody z příčinné srážky do odtoku v průběhu srážko-odtokové epizody lze využít kontinuální měření teploty vody. Kvalitativní separaci odtoku lze provést na základě předpokladu, že náhle zvýšená teplota odtoku v průběhu letní epizody znamená průnik relativně teplejší srážkové vody do odtoku (oproti relativně chladnější vodě původního odtoku). V průběhu zimní epizody by tomu bylo naopak. (Shanley a Peters, 1988; Zajíček et al., 2011).

Vyhodnocení látkových koncentrací a odnosů

Monitoring jakosti vody v území s probíhající pastvou je vhodné primárně zaměřit na **koncentrace a odnos živin z povodí**. Důležité je sledovat zejména formy dusíku (dusičnanový dusík N-NO_3 , amoniakální dusík N-NH_4 , dusík celkový N_{tot} a organický N_{org}), fosforu (fosforečnanový fosfor P-PO_4 , celkový fosfor P_{tot} , popř. organický fosfor) a nerozpuštěné látky jako produkty eroze či povrchového odtoku. Tyto ukazatele je vhodné doplnit také sledováním **celkového oxidovatelného uhlíku (TOC)** a ukazateli **fekálního znečištění** vod (viz kap. 2.3.1.). Zvýšené koncentrace fekálních bakterií indikují znečištění vod způsobené nadměrnou pastvou (přímý přístup pasených zvířat do vodního toku nebo propojením některého typu hotspotu se sledovaným vodním útvarem) nebo vliv

odpadních vod ze sítel. Tyto zdroje lze od sebe odlišit použitím moderních metod, např. pomocí analýzy izolace DNA patogenních organismů (např. Wilkes et al. 2013).

Pro porovnání koncentrací sledovaných látek v obdobích s různou velikostí průtoku, nebo měrných profilech s různou vodností je vhodné použít tzv. **průtokově vážené koncentrace** (C_{fw} – flow weighted concentration) vypočítané např. podle vzorce:

$$C_{fw} = \frac{\sum (C_i * Q_i)}{\sum Q_i} \quad (5)$$

kde, C_{fw} je průtokem vážená koncentrace, C_i je koncentrace během i – tého odběru, Q_i průtok koncentrace během i – tého odběru. Tuto metodu uvádí např. Fučík a kol. (2010). Užitečné je hodnotit jednak všechny odebrané vzorky a potom také zvlášť vzorky z pravidelných odběrů (za běžných vodních stavů) a zvlášť vzorky odebrané v průběhu významných srážko-odtokových epizod.

Vyhodnocení trendů

Pro ověření, zda datová řada (např. látkových koncentrací) vykazuje dlouhodobý trend (klesající, rostoucí, setrvalý, žádný), jsou v hydrologii často využívány metody parametrické (různé varianty regrese) i neparametrické, jako např. **Mann-Kendallův test**, Sezónní Mann-Kendallův test a Kendallov τ (Libiseller, 2004; Ulén et al. 2012). Analýza trendů je vhodná tam, kde je k dispozici delší časová řada dat (6 a více let) a je účelem **hodnocení změn definovaných faktorů** (např. zastoupení druhů pozemků) na ukazatele jakosti vod. Neparametrické metody jsou často používány k analýze dat, které nemají tzv. normální rozdělení dat. Jsou jednoduché, robustní, a málo citlivé na chybějící hodnoty ve vzorku či hodnoty pod detekčním limitem. Lze využít prostý Mann-Kendallův test, nebo test sezónní (Lloyd et al., 2014), který počítá se sezónní fluktuací pozorovaných dat a je počítán pro jednotlivé měsíce v časových řadách (Libiseller, 2004). Pro účely hodnocení koncentrací nutrientů, zejména dusíkatých látek, se tento test jeví velmi vhodný, vzhledem k jejich pravidelným fluktuacím v průběhu roku. Podrobný popis těchto metod lze nalézt v řadě publikací, např. Helsel et al. (2002).

Analýza změn koncentrací látek v různých obdobích

Pro porovnání změny v koncentracích sledovaných látek v různých obdobích (např. před pastvou a v průběhu pasení) nebo pro porovnání dvou a více sledovaných profilů ve srovnatelných hydrologických podmínkách, typicky v jednom povodí s různým využitím půdy (např. varianta pasená versus varianta sečený TTP), lze použít některou z jednoduchých **metod analýzy rozptylu**. K nepoužívanějším patří **ANOVA** (Analysis of Variance), která porovnává průměry dvou a více datových řad. Její výhodou se snadná aplikace a možnost porovnávat více časových řad podle zvoleného parametru. Nevýhodou

této metody je velká citlivost na heteroskedasticitu dat, data též musí mít normální rozdělení. Toto nevýhodu lze částečně odstranit transformací vstupních dat např. pomocí transformací (např. logaritmická, box-cox, aj.), popřípadě použitím robustnější metody, jakou je např. **Kruskall-Wallisův test**. Tento test je - na rozdíl od ANOVy - metodou neparametrickou a srovnává mediány dvou nebo více řad. Díky tomu je méně citlivá na odlehlé hodnoty. Její použití je vhodné, pokud data nemají normální rozdělení či je počet hodnot nízký (do 10). Každý srovnávaný datový subsoubor by měl mít nejméně 5 hodnot a všechny by měly mít podobný rozsah hodnot (Loyd et al. 2014).

Výpočet odnosu sledovaných polutantů

Látkový odnos je vhodné spočítat jako **specifický** (na hektar nebo km²), zejména z důvodu možného **srovnání různých sledovaných ploch**. Lze ho stanovit pomocí průměrného denního průtoku vynásobeného látkovou koncentrací a vztažením výsledku na plochu povodí. Látkovou koncentraci lze získat z pravidelného nebo kontinuálního monitoringu, chybějící data lze dopočítat pomocí různých (např. regresních) modelů závislosti koncentrace sledované látky na velikosti průtoku. V případě diskrétních dat průtoku i koncentrací lze denní látkový odnos odhadnout dosazením hodnot z bodového odběru do poloviny intervalu mezi odběry časově vpřed i vzad.

Vyhodnocení koncentrací a odnosu sledovaných látek v průběhu srážko-odtokových epizod.

Během srážko-odtokových epizod jsou vyhodnocovány zejména změny látkových koncentrací se změnou průtoku. Účelem je zjistit, zda dochází k ředění nebo ke zvyšování koncentrace a tuto změnu vztáhnout ke změně poměru jednotlivých složek odtoku. Vhodné je vypočítat průtokově vážené koncentrace za jednotlivé epizody a poté za všechny epizody dohromady. Dále je přínosné vypočítat podíl srážko-odtokových epizod na celkovém ročním odnosu sledovaných látek.

2.3.3. Příklady použití uvedených metod na pilotních lokalitách

Povodí Jenín

Koeficienty odtoku

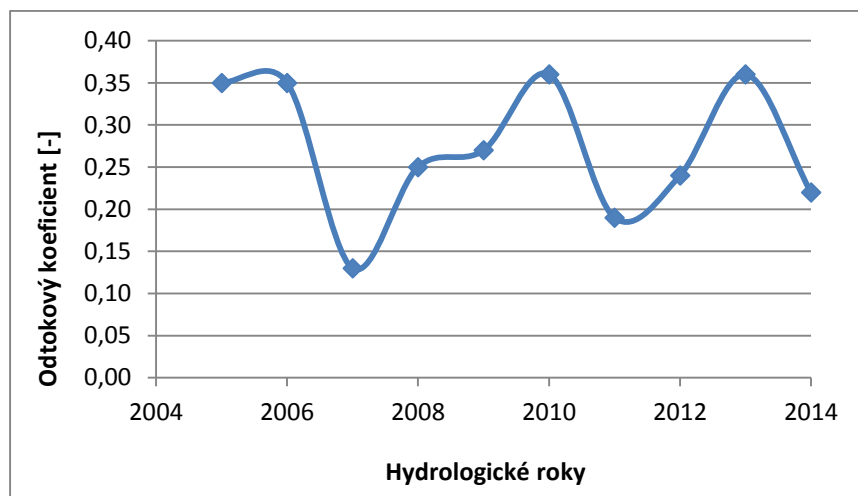
Na základě naměřených úhrnů srážek spadlých na povodí a objemu vody proteklé závěrovým profilem J2 byly počítány koeficienty odtoku pro jednotlivé měsíce a pro **hydrologické roky** (časová jednotka o délce 12 měsíců od 1.11. do 30. 10. , která je zvolena tak, aby se pevně srážky, spadlé v tomto období, zúčastnily odtoku ještě ve stejné časové jednotce). Ve výsledných výstupech se objevují i zimní měsíce, přestože je většinou obtížné měřit úhrny srážek v období, kdy jsou teploty pod nulou a padají srážky tuhé. V tomto povodí je k dispozici vyhřívaný srážkoměr, který dopadající tuhé srážky ohřívá (prakticky okamžitě) a je tedy možno měřit úhrn v mm stejně jako u tekutých srážek. Naměřené hodnoty sice mohou obsahovat nepřesnosti způsobené vypařováním

části dopadajících srážek na „teplou“ plochu srážkoměru, nicméně tato data zahrnuta do výpočtu byla. Vypočtené odtokové koeficienty v zimních měsících je ale nutné chápat i z tohoto hlediska, jelikož úhrn tuhé srážky naměřený v reálném čase (vyhřívaným srážkoměrem) v jednom měsíci může mít hydrologický výstup (odtok z povodí) až v měsíci jiném.

Vypočtené koeficienty odtoku pro jednotlivé hydrologické roky jsou uvedeny v tabulce 2.3.3.1 a znázorněny na obrázku 2.3.3.1.

Tab. 2.3.3.1. Souhrnné hydrologické charakteristiky povodí J2 v hydrologických letech 2005-2014

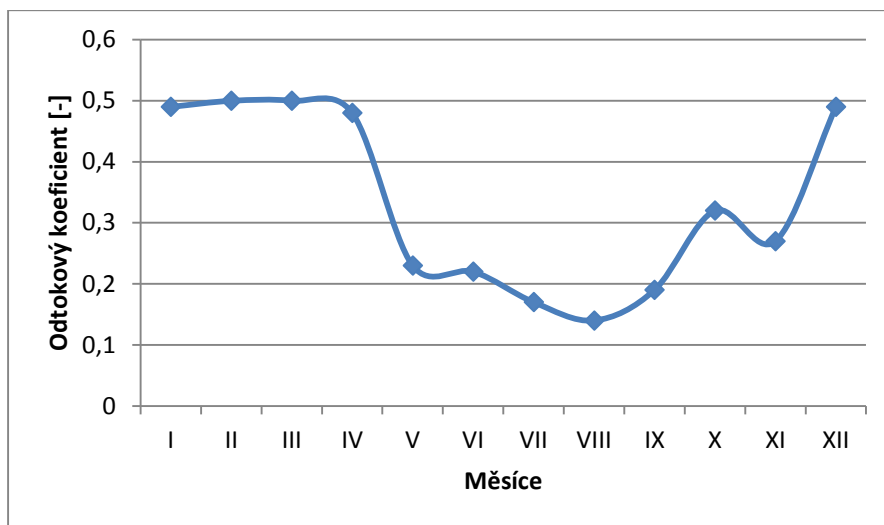
Hydrologický rok	Roční srážky [mm]	Roční odtok [mm]	Koeficient odtoku
2005	776	271	0,35
2006	733	254	0,35
2007	884	111	0,13
2008	680	167	0,24
2009	829	226	0,27
2010	622	225	0,36
2011	672	130	0,19
2012	625	148	0,24
2013	694	253	0,36
2014	638	140	0,22
průměr	715	192	0,27



Obr. 2.3.3.1. Roční koeficienty odtoku na povodí J2.

Roční koeficienty odtoku nevykazují žádný trend, z grafu je patrná možná přítomnost cykličnosti, ovšem časová řada je příliš krátká pro statistické testování významnosti periodicity. Průměrná hodnota ročního koeficientu odtoku je 0,27.

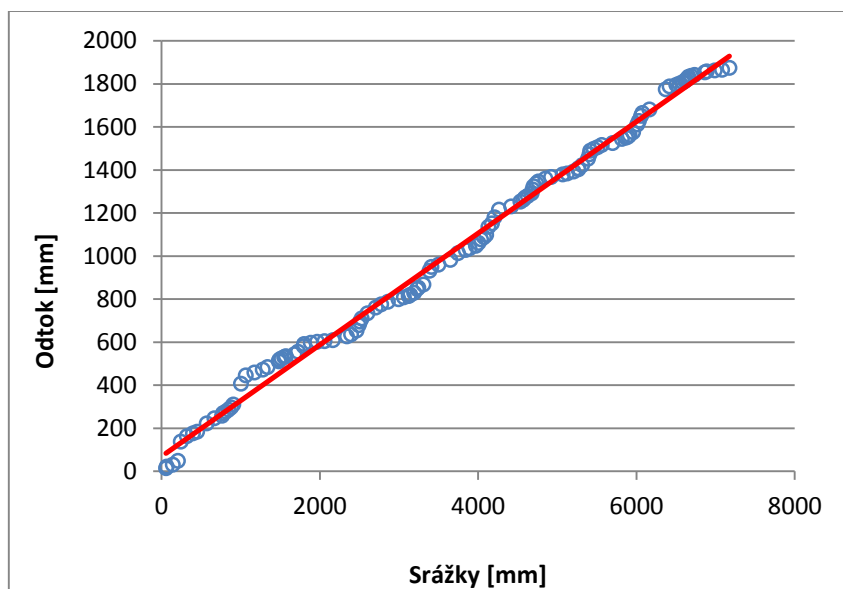
Vypočtené koeficienty odtoku pro jednotlivé měsíce za celé sledované období jsou zobrazeny na obr. 2.3.3.2.



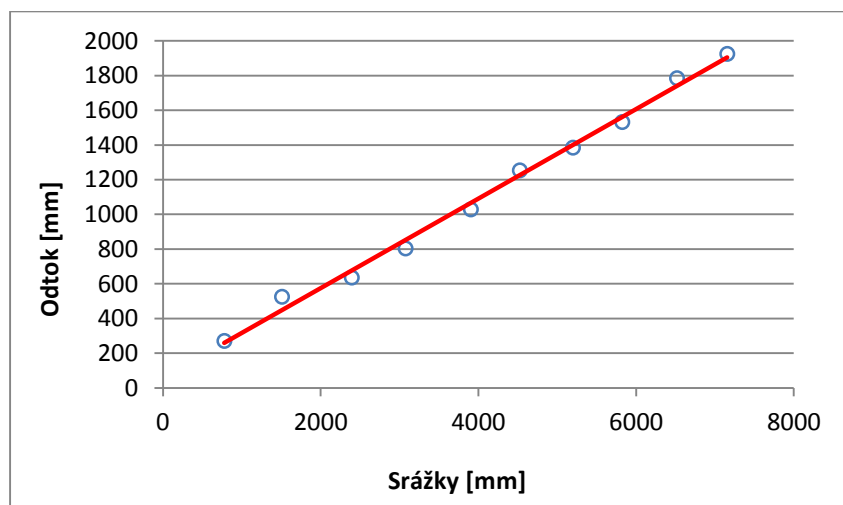
Obr. 2.3.3.2. Průměrný koeficient odtoku v měsících leden až prosinec v hydrologických letech 2005-2014.

Z grafu na obr. 2.3.3.2. je patrné, že zimní a jarní měsíce mají vyšší koeficient odtoku (okolo hodnoty 0,50) než část roku v období květen – listopad (průměrná hodnota 0,22) a lze tedy mluvit o ročním chodu koeficientu odtoku. To je dáno především rozdílem v hodnotách evapotranspirace v těchto dvou obdobích a také rozdílem v množství infiltrované vody do půdy (případný zmrzlý půdní profil znemožní infiltraci). Měsíční koeficienty odtoku vykazují vysokou variabilitu (variační koeficient = 107%) a není zde žádný statisticky průkazný trend. Stejný závěr vyplývá z dvojité součtové čáry sestrojené z měsíčních úhrnů srážek dopadlých na povodí a měsíčního odtoku vody z povodí (viz. obr. 2.3.3.3). Používá se k otestování neměnnosti hydrologických vlastností povodí či jinak řečeno neměnnosti přírodních podmínek. Vychází se z poznatku, že poměr ročních úhrnů odtoku z povodí a srážek je u stabilních povodí konstantní, a proto je dvojitá součtová čára odtoků a srážek v průběhu mnoha let přímkou. Při použití měsíčních hodnot úhrnů srážek a odtoků není výsledné bodové pole v přímkce, protože tato data vykazují vysokou variabilitu.

V grafu na obr. 2.3.3.3 vidíme, že jednotlivé body oscilují kolem proložené přímky, přičemž je patrný roční chod odtokového koeficientu (viz. obr. 2.3.3.2) a nedochází zde ke změně tvaru (sklonu) součtové čáry, tudíž z dlouhodobého hlediska se odtokový koeficient nemění (není zde žádný trend). Dvojitá součtová čára byla sestrojena i s ročními hodnotami úhrnů srážek a odtoků (viz. obr. 4). Ani v tomto případě neleží všechny body na přímce, dochází k oscilaci bodů okolo přímky v řádu několika let, ale nedochází k dlouhodobé systematické odchylce od ustáleného poměru odtoku a srážek, takže z dlouhodobého hlediska nedochází ke změně hydrologického cyklu na povodí J2.



Obr. 2.3.3.3. Dvojitá součtová čára měsíčních srážek a odtoků v hydrologických letech 2005–2013



Obr. 2.3.3.4. Dvojitá součtová čára ročních srážek a odtoků v hydrologických letech 2005–2014

Povodí Mlýnský potok

Níže jsou na příkladu povodí Mlýnského potoka hodnoceny časové řady koncentrací látek v odtékající vodě pomocí neparametrických metod, konkrétně využitím *Mann-Kendallova testu*, *Sezónního Mann-Kendallova testu* a *Kendallova τ* .

Pro hodnoty vodivosti, dusičnanů, dusitanů, amoniakálního N, fosforečnanů, obsah vápníku a draslíku z let 1998 až 2013 byl spočítán dlouhodobý trend pomocí neparametrického Mann–Kendallova testu. Stejná metoda byla použita pro obsah celkového dusíku, fosforu a uhlíku. Celkový uhlík byl měřen v letech 2004 – 2010 a 2012 - 2014, celkový dusík v letech 2004-2008 a 2012-2014 a celkový fosfor pouze v letech 2012 až 2014. Pro všechny parametry byl také spočítán sezónní Mann–Kendallův trend. Výsledky analýzy trendů jsou uvedeny v tab. 2.3.3.2.

Hodnoty vodivosti, stejně jako hodnoty dusičnanů v průběhu let klesají. Klesá také obsah vápníku a draslíku. Velmi zvolna klesá obsah fosforečnanů. Hodnoty amoniakálního dusíku velmi mírně rostou. Hodnoty dusitanů velmi nepatrně a statisticky neprůkazně rostou. Hodnoty celkového uhlíku (TC) nevykazují průkazný žádný výrazný trend. Hodnoty celkového organického uhlíku velmi mírně, avšak neprůkazně klesají. Hodnoty celkového dusíku průkazně klesají a hodnoty celkového fosforu průkazně rostou. Všechny sledované parametry, kromě NO₂-N, TC a TP vykazují průkazný sezónní trend (Tab. 2.3.3.2).

Tab. 2.3.3.2. Popisná statistika a hodnocení trendů parametrů jakosti vody v povodí Mlýnského potoka

	N	Průměr	Min	Max	Sm.odch.	τ	p	τ_{seasonal}	p
Vodivost	219	89,001	18,8	169,20	17,498	-0,305	<0,0001	-0,319	<0,0001
NO ₃ -N	238	1,544	0,064	3,7	0,649	-0,464	<0,0001	-0,440	<0,0001
NO ₂ -N	239	0,007	0,000	0,107	0,011	0,049	0,258	0,059	0,225
NH ₄ -N	238	0,036	0,000	0,753	0,088	0,176	<0,0001	0,199	<0,0001
PO ₄ -P	235	0,023	0,000	0,292	0,026	-0,098	0,026	-0,115	0,018
Ca	208	7,671	0,617	23,160	2,732	-0,130	<0,0001	-0,189	<0,0001
K	208	1,641	0,343	6,810	0,739	-0,346	<0,0001	-0,346	<0,0001
TC	92	8,904	0,310	22,63	3,199	0,045	0,528	-0,076	0,435
TOC	92	2,519	0,300	10,10	2,285	-0,094	0,187	-0,190	0,042
TN	87	1,736	0,535	3,470	0,414	-0,304	<0,0001	-0,338	0,000
TP	28	0,100	0,023	1,179	0,038	0,307	0,022	0,500	0,149

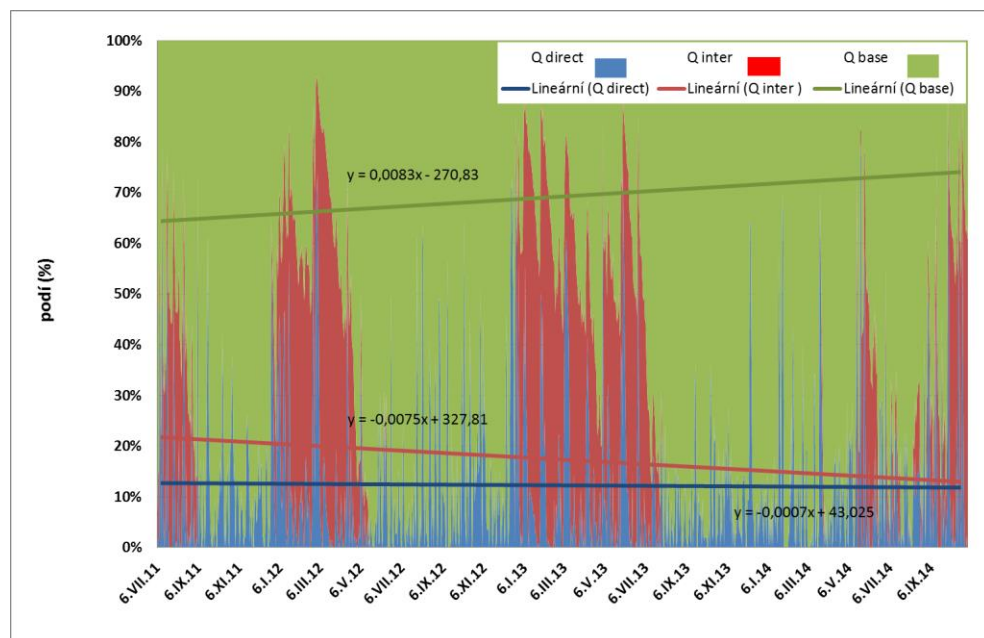
Povodí Veselá

Separace odtoku na profilu V01

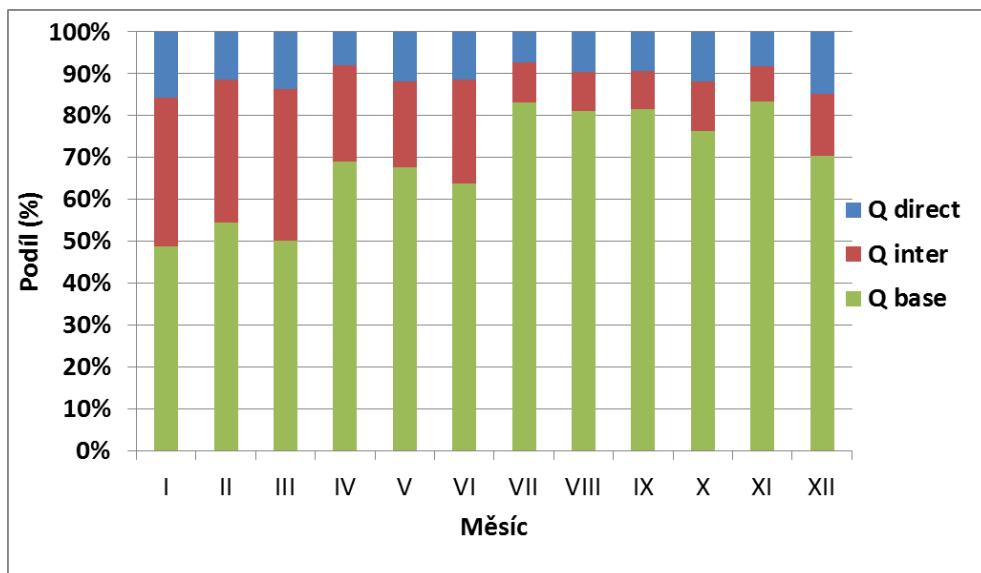
Na pokusné lokalitě Veselá byly separovány hodnoty průměrných denních průtoků za období 2011 – 2014. Podle výsledků separace v odtoku na profilu V01 převažoval **základní odtok** s podílem **47,4 %**. **Hypodermický odtok** měl na celkovém odtoku podíl **33,6 %** a **přímý odtok 19,0 %**. Vzájemný poměr složek odtoku je zobrazen na obr. 2.3.3.5. a obr. 2.3.3.6. Základní odtok převažoval zejména ve druhé polovině roku, v měsících září, říjnu a listopadu tvoří téměř celý odtok. Přímá složka se v odtoku vyskytovala po celý rok. Její průměrný měsíční podíl byl 11,3 %. Největší podíl na měsíčním odtoku měla v zimním období díky oblevám spojeným s táním sněhu v prosinci a v lednu a také v průběhu jarního tání, které probíhalo v březnu. V průběhu vegetační sezóny byl podíl přímého odtoku celkově nízký s výjimkou srážko-odtokových epizod. V průběhu těchto krátkých

časových úseků s délkou trvání 0,5 – 3 dny mohl naopak přímý odtok představovat 60 – 90 % celkového denního odtoku. Podíl interflow (středně rychlá složka ztotožnitelná s hypodermickým odtokem) byl značně proměnlivý. Nejvíce se uplatňoval v průběhu jarního tání a období vysokých odtoků, které po něm následují. V těchto dnech jeho podíl dosahoval 60 – 80 % celkového denního odtoku. Dále byl identifikován vysoký podíl této středně rychlé složky odtoku na konci srážko-odtokových epizod. Naopak byla zaznamenána relativně dlouhá období, ve kterých nebyl interflow v celkovém odtoku vůbec obsažen. Z hlediska vývoje poměru složek odtoku za dobu sledování je patrný relativně stabilní podíl přímého odtoku. Rostoucí podíl základního odtoku a pokles interflow byl způsoben zejména suchým obdobím ve druhé polovině roku 2014 a první polovině roku 2014. Naopak v souvislosti s mimořádným průběhem počasí v první polovině roku 2013, zejména s velmi srážkově bohatým měsícem červnem, byl spojen nejvyšší podíl této složky odtoku vůbec, kdy podíl interflow dosahoval 80 – 90 % denního odtoku.

Výsledky separace odtoku jsou použitelné pro vyhodnocení průběhu koncentrací sledovaných látek (např. koncentrace v období sucha odpovídají základnímu odtoku, po jarním tání vysokému podílu interflow a v průběhu letních srážko-odtokových epizod jsou spojeny s vysokým podílem přímého odtoku). Další možnost využití těchto výsledků je jako podklad pro modelování anebo pro porovnání charakteristik různých sledovaných povodí.



Obr. 2.3.3.5. Výsledky separace průměrného denního odtoku na profilu V01 (červenec 2011 – říjen 2014); direct = přímý; inter = hypodermický; base = základní odtok



Obr. 2.3.3.6. Průměrný měsíční podíl složek odtoku na profilu V01 za období (červenec 2011 – říjen 2014); direct = přímý; inter = hypodermický; base = základní odtok

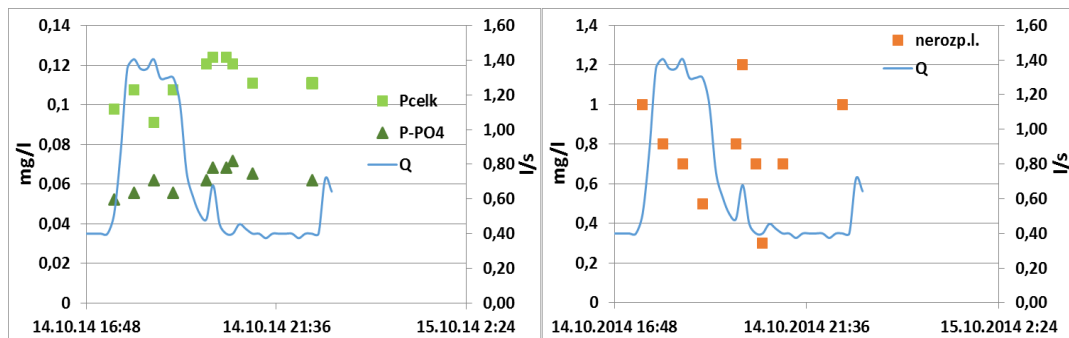
Srážko-odtokové epizody

V průběhu sledování (od léta 2011 do konce hydrologického roku 2014) bylo na měrném profilu V01 zachyceno 19 srážko-odtokových epizod. Převážně se jedná se o epizody probíhající na konci jarního tání a epizody z letních přívalových dešťů. Na konci sledovaného období byly také zachyceny 2 epizody po skončení vegetační sezóny. V epizodách byl vyhodnocen průběh koncentrací dvou forem fosforu (fosforečnanového fosforu $P-PO_4$ a celkového $P_{celk.}$); dusíkatých látek (dusičnanového dusíku $N-NO_3$, amoniakálního $N-NH_4$, a organického dusíku $N_{org.}$) a nerozpuštěných látek. Dále byl vypočítán odnos těchto látek v průběhu epizod a podíl těchto epizod na celkovém ročním odnosu. Vyhodnocení probíhalo podle metod uvedených v kapitole 2.3.2.

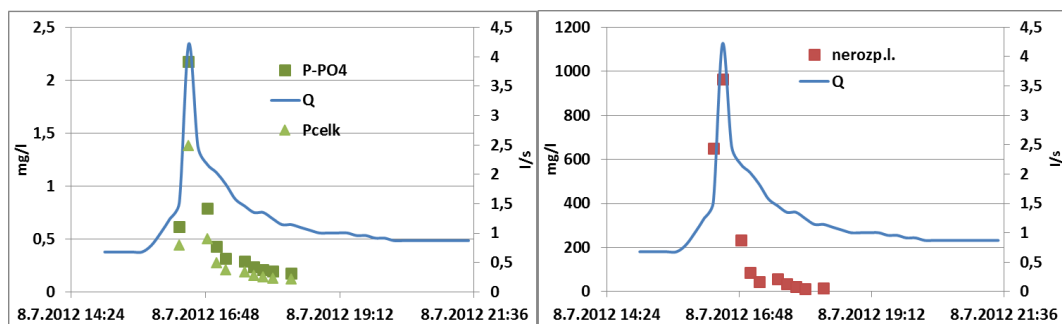
Koncentrace a odnos fosforečnanového a celkového fosforu

V průběhu srážko-odtokových epizod docházelo ke zvýšenému vyplavování obou forem fosforu. Průtokově vážená koncentrace C_{fw} fosforečnanového fosforu byla během epizod 0,31 mg/l oproti 0,04 mg/l zjištěných pravidelným monitoringem. V případě celkového fosforu byla C_{fw} v průběhu epizod 0,43 mg/l oproti 0,08 mg/l z pravidelného monitoringu. Koncentrace $P-PO_4$ se v průběhu epizod pohybovaly v rozmezí 0,02 – 2,17 mg/l a koncentrace $P_{celk.}$ mezi 0,06–3,19 mg/l. Průběh koncentrací a jejich vztah s odtokem se lišil podle typu epizody. V průběhu pomaleji probíhajících epizod, které se vyskytovaly většinou na konci jarního tání a v dalším průběhu jara, popř. po mírných dlouhotrvajících srážkách (nejčastěji v měsících březnu, dubnu a květnu či na podzim) se koncentrace obou forem fosforu příliš nezvyšovaly a většinou nepřekračovaly hodnotu 0,1 mg/l v případě $P-PO_4$ resp. 0,2 mg/l v případě $P_{celk.}$ (obr. 2.3.3.7). Naopak v průběhu letních

epizod s rychlým průběhem vyvolaným intenzivnějšími srážkami dochází k výraznému růstu koncentrací fosforu s rostoucím průtokem až na 2,2 mg/l P-PO₄ a 3,2 mg/l P-celk. (obr. 2.3.3.8). Tomuto zvýšení koncentrací také odpovídá velikost odnosu fosforu, když např. v průběhu pouhých **pěti epizod zachycených v hydrologickém roce 2013 bylo vyplaveno cca 16 % ročního odnosu celkového fosforu**, z toho 9 g/ha, což představuje 10 % roční ztráty v průběhu jediné dva dny trvající epizody 24 – 25. 7. 2013. V případě fosforečnanového fosforu dosáhla ztráta v průběhu epizod 20 % ročního odnosu.



Obr. 2.3.3.7. Průběh průtoku a koncentrací celkového fosforu a nerozpuštěných látek během mimovegetační srážko-odtokové epizody s nízkými hodnotami koncentrací nerozpuštěných látek i obou forem fosforu



Obr. 2.3.3.8. Průběh průtoku a koncentrací celkového fosforu a nerozpuštěných látek za letní srážko-odtokové epizody s růstem koncentrací nerozpuštěných látek i obou forem fosforu

Rozborem průběhu průtoku a koncentrací sledovaných polutantů bylo zjištěno, že pro velikost odnosu fosforu je klíčová koncentrace nerozpuštěných látek (NL). Vždy, když v průběhu epizody vzrostly koncentrace obou složek fosforu nad 0,1 mg/l P-PO₄ a 0,2 mg/l P- celk., došlo také ke zvýšení koncentrací NL. Korelační koeficient mezi nerozpuštěnými látkami a P-PO₄ byl $r = 0,69$ a mezi nerozpuštěnými látkami a P-celk. $r = 0,66$. V případě epizod s výrazným růstem koncentrací NL dosahovaly hodnoty korelačního koeficientu až $r = 0,95$ pro obě formy fosforu.

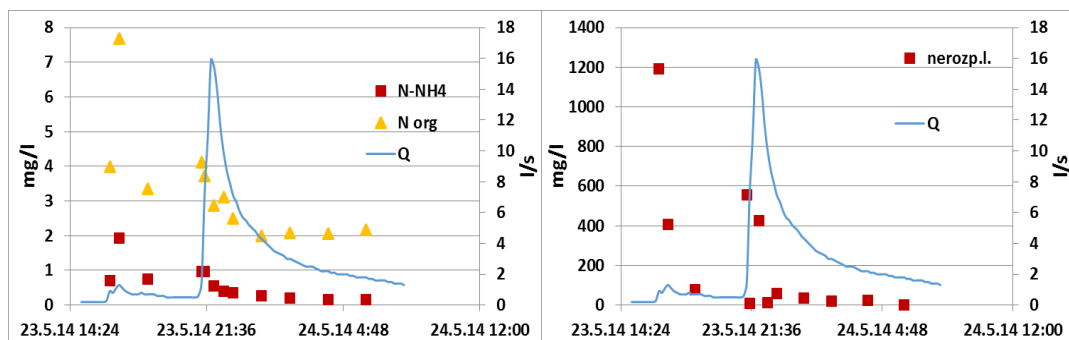
Z důvodů značné dynamiky nelze přesně stanovit jednoduchou závislost koncentrací forem fosforu na průtoku. Koncentrace nerozpuštěných látek dosahují maxim zpravidla již na vzestupné

větvi hydrogramu epizody (často ještě před kulminací průtoku) a spolu s nimi též koncentrace obou sledovaných forem fosforu. S dalším pokračujícím nárůstem průtoku již klesají koncentrace NL i P.

Koncentrace a odnos různých forem dusíku

Koncentrace dusičnanového dusíku byly v průběhu srážko-odtokových epizod nízké a v průběhu většiny epizod ještě docházelo k jejich ředění. Průměrná průtokově vážená koncentrace v průběhu epizod klesla z 5,16 mg/l při pravidelných odběrech na 2,52 mg/l. Vzhledem k nízkým koncentracím N-NO₃ v průběhu srážko-odtokových epizod, není podíl odnosu N-NO₃ v průběhu těchto epizod na celkovém odnosu tak významný jako v případě fosforu. Např. v průběhu pěti epizod zachycených v roce 2013 došlo k odnosu pouze cca 7 % celkové roční ztráty.

Opačná situace je v případě amoniakálního dusíku, který se prokázal chování podobné fosforu a jeho zvýšené koncentrace v průběhu epizod je možno dát do souvislosti s koncentracemi nerozpustných látek (obr 2.3.3.9). Toto zvyšování koncentrací N-NH₄ je navíc velmi výrazné, kdy za běžných vodních stavů koncentrace dosahují do 0,15 mg/l se mohou zejména v průběhu letních epizod zvyšovat až nad 5 mg/l. Rozdíl v hodnotě průtokově vážené koncentrace N-NH₄, kdy v průběhu epizod dosahovala 0,53 mg/l oproti pouhým 0,08 mg/l při pravidelných rozborech ukazuje, že amoniakální forma N se vyplavuje v podstatě pouze v průběhu srážko-odtokových epizod. Souvislost amoniakálního dusíku se zvýšenou koncentrací nerozpuštěných látek potvrzuje také silná korelace mezi těmito veličinami, která se v průběhu letních epizod pohybovala od $r = 0,8$ do $r = 0,98$.



Obr. 2.3.3.9. Průběh průtoku a koncentrací amoniakálního dusíku, organického dusíku a nerozpuštěných látek za letní srážko-odtokové epizody

Koncentrace organického dusíku byly rovněž podstatně vyšší v průběhu epizod než za běžných průtoků (obr 2.3.3.9). Hodnota C_{fw} při epizodách byla 2,93 mg/l a při pravidelném monitoringu 1,82 mg/l. Ke zvyšování koncentrací N-org. docházelo opět zejména v průběhu letních epizod, nejvyšší zjištěná koncentrace 15,75 mg/l byla změřena při epizodě 29.7.2013.

Porovnání odnosu N a P s ostatními experimentálními lokalitami VÚMOP, v.v.i.

Porovnání velikosti odnosu dusičnanového dusíku, a obou sledovaných forem fosforu za hydrologický rok 2013 na některých pokusných plochách VÚMOPu s různým využitím půdy a odvodněním je uvedeno v tab. 2.3.3.3. Velikost odnosu N-NO₃, která se na povodí Veselá pohybovala podle vodnosti roku mezi 0,6 - 7 kg/ha/rok, je podobná odnosu dusičnanového dusíku ze zatrávněných lokalit, když např. na zatrávněných a digestátem hnojených subpovodích povodí Dehtáře (Českomoravská vrchovina poblíž Pelhřimova) se roční odnos pohybuje od 5,4 do 24,4 kg/ha a je podstatně nižší než ztráta z orné půdy, která se na pokusných lokalitách VÚMOPu pohybuje od 46 do 164 kg N-NO₃/ha/rok. Odnos fosforečnanového fosforu z pasené lokality, který se pohyboval od 22,6 do 55,5 g/ha/rok odpovídá hodnotám odnosu zjištěným na orné půdě s běžným způsobem hnojení (KOS 2, KP, K5) a byl nižší než odnos z orné půdy hnojené kejdou skotu (KOS 1). Podobně odnos celkového fosforu (39,9 – 101,5 g/ha/rok) byl na pasené lokalitě nižší než na orné půdě hnojené minerálně i organicky i než na TTP hnojeném digestátem. Z porovnání těchto profilů tedy vyplývá, že pastva v současné intenzitě nezpůsobuje dlouhodobě zvýšené vyplavování dusíku ani fosforu.

Tab. 2.3.3.3. Porovnání specifických látkových odnosů z různých zemědělských pozemků

Lokalita Měrný profil	Veselá	Dehtáře				Košetice	
	V01	K1	K5	KL	KP	KOS 1	KOS 2
Využití půdy	pastva	TTP	orná	TTP	orná	orná	orná
Hnojení	-	digestát	minerál	část. digestát	minerál	kejda	minerál
N-NO ₃ (kg/ha/rok)	6,9	11,1	52,9	5,4	46,1	136,0	46,0
P-PO ₄ (g/ha/rok)	54,5	53,2	42	9,9	52,5	168,9	53,2
Pcelk (g/ha/rok)	97,2	111,1	112,9	32,1	150,8	629,4	156,2

2.3.4. Shrnutí poznatků

Pro posouzení vlivu pastvy skotu na změny hydrologických a hydrochemických ukazatelů vod, odtékajících z předmětné lokality, je vhodné doplnit klasický (bodový, diskrétní) monitoring množství a kvality vod monitoringem kontinuálním. V případě nemožnosti realizace takového monitoringu je nezbytné odebírat opakovaně vzorky vod v předmětném území za nízkých i vysokých průtoků, a popsat tak dynamiku koncentrací a látkových odnosů v co možná nejširším spektru odtokových charakteristik lokality.

Na základě vyhodnocení dat v této metodice lze prohlásit, že využití území pastevním způsobem nemá v hodnocené intenzitě pastvy vliv na koncentrace a odnos dusičnanového dusíku z povodí. Zvýšené koncentrace a odnos fosforečnanového a celkového fosforu a také amoniakálního a organického dusíku v průběhu letních srážko-odtokových epizod s rychlým průběhem lze dávat do souvislosti se zvýšenými koncentracemi nerozpuštěných látek. To může být způsobeno např. nevhodným umístěním napajedla pro dobytek, resp. jeho nedostatečně zabezpečeným přístupem v návaznosti na vodní tok (obr. 2.3.4.1). Intenzivně sešlapávané místo (hotspot), napojené na vyústění drenážního systému do otevřeného koryta, je díky zvýšenému utužení půdy a degradovanému travnímu porostu pravděpodobnou příčinou zvýšených koncentrací sledovaných látek v průběhu srážko-odtokových epizod.



Obr. 2.3.4.1. Intenzivně sešlapaná lokalita (*hotspot*) poblíž napajedla, spojené s místem vyústění drenáže. V popředí měření přetlakovými infiltrometry. Foto: A. Zajíček

2.4. Bezobratlí

2.4.1. Vztahy bezobratlých a pastevního hospodaření, zdůvodnění potřeby sledování

Výsledky řady ekologických studií ukazují, že intenzivní pastva může mít negativní dopad na diverzitu bezobratlých a na ekosystémové služby jimi poskytované (viz citované zdroje v následujících podkapitolách). Příčinou je především degradace půdního prostředí a snížená diverzita rostlin. Extenzivní pastva oproti tomu přispívá k heterogenitě a diverzitě travního porostu, nepůsobí destruktivně na půdní prostředí, celkově zvyšuje biodiverzitu a podporuje fungování ekosystému pastvin. Vedle vlastního zatížení pastvou se uplatňuje řada místních, půdních, hydrologických, klimatických a botanických faktorů, ale také například etologie pasených zvířat, které využívají vyhrazenou část pastviny nerovnoměrně, čímž se dopad pastvy liší v různých částech pastviny. Výsledky studií na bezobratlých může být obtížné generalizovat i z důvodu odlišné odezvy často příbuzných druhů nebo skupin druhů na stejné faktory prostředí (Schlaghamerský a Kobetičová 2006, Schlaghamerský a kol. 2007).

Omezení negativních dopadů pastvy na fungování pastevních ekosystémů by mělo být primárním cílem jak hospodařícího subjektu, tak státu, coby poskytovatele podpor zemědělského hospodaření, neboť je základem jejich udržitelného využívání a tvorby krajiny. Volba vhodných indikátorů intenzity pastvy, propojujících produkční a regulační aspekty pastevních ekosystémů, je tedy klíčová. Správná interpretace signálu, který poskytuje výskyt indikátoru na pastvině, není však možná bez kvalitních poznatků o vazbě indikátoru na přírodní podmínky a na pastevní management, které je nutné rozlišit. Tyto poznatky je možno získat výhradně dlouhodobým studiem (monitoringem) indikátorové skupiny na pastvinách v zájmové oblasti, kde podobné přírodní podmínky a druhová bohatost bezobratlých na regionální úrovni umožní lépe rozlišit vliv podmínek prostředí na lokální úrovni. Nedostatek těchto znalostí na regionální úrovni je jedním z důvodů, proč nebyl dosud navržen univerzálně platný postup stanovení vlivu pastevní zátěže na ekologické funkce pastviny s využitím bezobratlých živočichů (Gibson a kol. 1992, Carignan a Villard 2002, Büchs a kol. 2003, Duelli a Obrist 2003).

V následujících odstavcích jsou stručně shrnuty výsledky studií dopadu pastvy na jednotlivé skupiny bezobratlých a je diskutována jejich vhodnost pro indikaci intenzity zatížení pastvy na ekologické funkce pastvin. Pro získání kvalitních poznatků o dopadu pastvy na biodiverzitu se doporučuje využít více indikátorových skupin současně, což ovšem předpokládá zapojení více odborníků na jednotlivé skupiny bezobratlých a je proveditelné jen v rámci větších výzkumných projektů (např. Jongepierová a kol. 2003).

Fytofágní hmyz (ploštice, křísi, nosatci, motýli, aj.)

Diverzita fytofágního hmyzu na pastvinách odráží druhovou bohatost a heterogenitu porostu pastviny, která je na extenzivních pastvinách vyšší než na intenzivně pasených porostech. Souvisí to s vyšší potravní nabídkou a množstvím mikrohabitatů, které je vyšší v zapojených porostech. Neplatí přitom, že sečený porost má vyšší diverzitu než

porost pasený. Disturbance sečí, především v období larválního vývoje hmyzu, je větším nebezpečím pro fytofágní hmyz, než extenzivní pastva. Mnohé druhy rostlin i hmyzu vyžadují místa s narušeným vegetačním krytem nebo se střídajícími se místy vysoké a nízké vegetace, které opět zajistí především pastva. Ačkoliv je možno tyto skupiny bezobratlých poměrně dobře sbírat (např. smykem vegetace) a určovat je následně do druhu, vypovídá jejich výskyt spíše o druhovém složení a heterogenitě travního porostu a jen nepřímo o degradaci půdy a regulačních procesech z ní vyplývajících. Vzhledem k tomu, že se jedná o mobilní organizmy, je obtížné rozlišit vliv vlastní intenzity pastvy od vlivu zachovalosti biotopů v okolí pastviny nebo na jejích nespásaných okrajích. Tyto druhy mohou být přitahovány vyšší vegetací nedopasků a místy méně zatížených pastvou, například kolem ohradníků, což ale nevypovídá o stavu více degradovaných (půdní povrch, složení vegetace) částí pastvin. Na těchto místech je možno očekávat výskyt polyfágních druhů na ruderalní vegetaci s malým druhovým zastoupením (Morris 1967, 1971, 1973, Duelli a kol. 1999, Littlewood 2008).

Epigeičtí bezobratlí (pavouci, střevlíci, drabčící, aj.)

Často sledovanými skupinami epigeických bezobratlých v ekologických studiích jsou střevlíci, drabčící a pavouci. Výhodou je možnost jejich odchytu do zemních pastí, což představuje časově nenáročný a levný způsob monitoringu těchto organismů. Identifikace do druhu je poměrně jednoduchá, případně je k dispozici dostatek odborníků na tyto skupiny. Další výhodou je, že je zavedena klasifikace druhů podle jejich ekologické valence (Buchar 1983, Hůrka a kol. 1996, Boháč 1999) a lze tedy charakterizovat míru antropogenního narušení lokality. Na místech s více degradovaným půdním povrchem a vegetací lze očekávat druhově méně početné společenstvo eurytopních druhů s vyšší abundancí. Naopak zapojení porostu a dostatek potravních zdrojů podpoří druhově více diverzifikované společenstvo. Nevýhodou je, že jejich výskyt nevypovídá přímo o půdních vlastnostech pastviny, ale spíše o mikroklimatických a potravních podmínkách, a je ovlivněn imigrací z okolních biotopů (Luff a Rushton 1989, Horváth a kol. 2009, Chobot a kol. 2005, García a kol. 2011).

Půdní bezobratlí (kroužkovci, pancířníci, chvostoskoci, aj.)

Půdní bezobratlí představují v mnoha ohledech ideální indikátor dopadu intenzity pastvy na ekologické funkce pastviny. Jsou málo mobilní, podílí se na koloběhu živin (povrchové žížaly i na dekompozici výkalů) a jsou úzce vázáni na fyzikální i chemické parametry půdy. Významným faktorem je také množství dostupné mrtvé organické hmoty z vegetace a z exkrementů zvířat. Kroužkovci jsou významně negativně ovlivněni intenzivní pastvou, co se týče jejich diverzity i biomasy. Především povrchové žížaly mizí vlivem utužení, mechanického narušení chodeb, redukce organického odpadu nebo redukce celkového obsahu organické hmoty. Navíc negativní dopad pastvy na společenstva žížal ovlivňuje také další skupiny půdních organismů, fyzikální a chemické procesy v půdě nebo strukturu rostlinných společenstev. Jejich monitoring lze provádět odběrem půdních

vzorků, ten je však u kroužkovců obtížný, podobně jako následná manipulace a determinace do druhu. Pancířníci a chvostokoci jsou v tomto ohledu vhodnější indikátorovou skupinou (Pearce 1984, Cluzeau a kol. 1992, Ligthart 1997, Rusek 2005, Schlaghamerský a Kobetičová 2006, Schlaghamerský a kol. 2007).

Koprofágní brouci

Koprofágní brouci z nadčeledi Scarabaeoidea jsou využíváni jako indikátor zachovalosti lesního prostředí v tropických oblastech. V podmínkách mírného pásma jsou využíváni jako indikátor dopadu aplikace odčervovacích prostředků na populace koprofágních organismů. Citlivé k těmto přípravkům jsou především larvy, a to i několik týdnů po aplikaci. Koprofágní brouci představují vhodný indikátor také z důvodu snadného odchytu do návnadových padacích pastí, poměrně snadné determinace do druhu a specializaci většiny druhů na bezlesé pastevní biotopy (větší vypovídací hodnoty o těchto biotopech). Jedná se navíc o významnou funkční součást biodiverzity, podílející se na koloběhu živin (dekompozice výkalů) a bioturbaci (zapravování výkalů do půdy a jejich promíchávání s půdou). Tyto ekosystémové služby poskytují především zástupci funkční skupiny tunelářů, kteří hloubí podzemní hnízda, kam zapravují části výkalů, na kterých pobíhá vývoj larev (Obr. 1). Součástí této metodiky je návrh metodického postupu využití této skupiny bezobratlých pro bioindikaci dopadu zatížení pastvou (Hanski a Cambefort 1991, Davis a kol. 2004, Nichols a kol. 2008).

Výhody využití funkční skupiny tunelářů k indikaci intenzity pastvy:

- Součást dekompozičních procesů – indikace dekompozičních procesů
- Závislost vývojového cyklu na půdních vlastnostech – indikace stupně degradace půdy
- Mobilita dospělců v rámci pastviny a možnost odchytu do zemních pastí – indikace o větší části pastviny jako celku s omezením mikro-lokálního aspektu
- Specializace druhů na bezlesé pastevní biotopy – omezení vlivu podmínek prostředí v okolí pastviny na indikační ukazatele.

Nedostatky využití tunelářů k indikaci a jejich řešení:

- Nedostatečná znalost nároků jednotlivých druhů na podmínky prostředí (půdní, hydrologické, klimatické) – riziko nesprávné identifikace indikátorového signálu; řešení: dlouhodobý monitoring ve vztahu k dobře definovaným podmínkám prostředí
- Neznalost velikosti populace tunelářů a její závislosti na množství potravních zdrojů (velikosti stáda), neznalost migračních schopností v rámci pastviny i mezi

pastvinami – riziko nesprávné interpretace měřené abundance a velikosti oblasti, o které vypovídá; řešení: současný monitoring na více místech pastviny, nejlépe bez přítomnosti pasených zvířat, kdy je návnada v pastech jediný dostupný zdroj potravy v době sledování a následný odhad velikosti populace

- Složitější determinace některých druhů – na rodové úrovni a při využití indikačního ukazatele biomasy tunelářů nepředstavuje problém; řešení: determinace odborníkem na skupinu.



Obr. 2.4.1.1. Tuneláři rodu *Geotrupes* (vlevo) a *Onthophagus* (vpravo).

2.4.2. Metody hodnocení vlivu pastvy skotu na parametry bezobratlých

Střevlíkovití

Pro měření diverzity střevlíků v terénu je vhodné využít odchyt do padacích zemních pastí s konzervační tekutinou (např. formalín nebo ocet). Pro indikaci zachovalosti biotopu je možno využít klasifikaci střevlíkovitých podle jejich vázanosti na podmínky prostředí (Hůrka a kol. 1996). Druhy jsou zde rozlišeny na tři skupiny: R – reliktní druhy s nejužší ekologickou valencí (33 % všech druhů a poddruhů v ČR), vesměs druhy vzácné, přirozených, nepříliš poškozených ekosystémů; A – adaptabilnější druhy přirozených nebo přirozenému stavu blízkých habitatů (49 % taxonů v ČR); E – eurytopní druhy bez větších nároků na charakter a kvalitu prostředí (18 % taxonů v ČR).

Koprofágni brouci

Aplikace standardizovaného postupu odchytu koprofágních brouků do návnadových pastí (Šlachta a kol. 2008b) umožnila recentně získat poznatky o jejich výskytu na více pastvinách skotu v J a Z Čechách (Šlachta a kol. 2008a, 2009a,b, 2010, Šlachta 2013a,b). Jako návnada byl využíván čerstvý kravský výkal o objemu přibližně 1,5 litru,

vyplňující zcela horní část pasti (Obr. 2.4.2.1.). Návnada byla získávána ve stáji, čímž byl vyloučen výskyt koprofágů v návnadě před začátkem měření. Výkaly byly před použitím mechanicky homogenizovány, aby návnada v jednotlivých pastech byla kvalitativně shodná a bylo možno údaje z pastí na jiných pastvinách nebo v jiné části stejné pastviny porovnat. Na dně nádoby byla fixační tekutina (5% formalín). Výhodou této metody je její jednoduchost, časová nenáročnost a přesto vysoká efektivnost, standardizovaná velikost návnady (daná průměrem nádoby) a odchyt pouze těch brouků, kteří aktivně pronikají skrz výkal návnady a lze u nich očekávat podíl na dekompozici výkalu (dokud návnada nevyschne, pak pronikají otvory i koprofilní druhy). Nevýhodou je pracnější vybírání nasbíraného materiálu z pastí, neboť část návnady obvykle proteče do spodní části pasti a nasbíraný materiál je pak nutno naředit vodou a brouky vybírat sítkem. Toto je nicméně možno provádět v laboratoři a lze spolehlivě zachytit i ty nejmenší druhy.



Obr. 2.4.2.1. Konstrukce pasti (vlevo) a pasti s návnadou před uložením do země (vpravo).

Na základě dobré znalosti bionomie a sezonality výskytu jednotlivých druhů byl navržen postup odchytu v měsíčních intervalech od dubna do října, což se ukázalo být dostatečné pro zachycení sezónních trendů výskytu jednotlivých druhů. Sedmidenní doba expozice pastí byla dostatečná doba pro zachycení většiny druhů v dosahu pastí, neboť ti jsou lákáni především čerstvým výkalem. Důležitá je expozice pastí v době příznivého počasí pro letovou aktivitu, tedy ideálně za slunečných teplých dní, kdy je efektivita odchytu nejvyšší. Výhodné je využití více pastí současně za účelem zvýšení efektivity odchytu. Většina tunelářů má období výskytu a rozmnožování na jaře, pouze *Geotrupes spiniger* v pozdním létě (od konce července) a na podzim. Proto je nutno v minimální variantě provést alespoň dva odchty, nejlépe v květnu a v srpnu. Jednotlivé druhy je následně možno zařadit funkčních skupin podle předpokládaného významu pro poskytování ekosystémových služeb (Šlachta 2008c).

Abundance druhu nebo funkční skupiny z jednoho týdenního odchytu jsou základním údajem charakterizujícím imigrační aktivitu dospělců v době expozice pastí. Ta je však časově značně variabilní, proto je vhodné seskupit tyto údaje do období například podle kalendářních měsíců expozice pastí. Tím dochází ke zpřesnění získané informace zohledněním dlouhodobé (meziroční) dynamiky populací, rozdílných klimatických podmínek v době expozice pastí, dostupností jiných potravních zdrojů v okolí pastí

(přítomnosti pasených zvířat) a prostorové variability v rámci pastviny (pokud je měřeno více stanovišť v rámci stejné pastviny současně). Pro indikaci dopadu zatížení pastvou je vhodné uvažovat pouze pastevní specialisty, kde je předpokládán minimální vliv imigrace z okolí (u nás se jedná o vyloučení pouze jediného lesního druhu *Anoplotrupes stercorosus*). Následně se stanoví jednotlivé indikační ukazatele:

Postup výpočtu ukazatele BTUN:

1. Vyřazení lesních druhů bez vypovídající indikační hodnoty (*Anoplotrupes stercorosus*).

Indikátorové ukazatele výskytu tunelářů:

- Frekvence (%) výskytu tunelářů v odchytech (počet odchytů s min. jedním tunelářem/celkový počet odchytů * 100)
- Celkový počet zjištěných druhů tunelářů
- Maximální zaznamenaná abundance jednotlivých druhů v jednom odchytu

Ukazatel funkčního významu tunelářů:

- Biomasa tunelářů (BTUN)

2. přepočtení abundance zbylých druhů tunelářů (pastevních specialistů) v daném odchytu na biomasu (DW) a na jednu past (pokud probíhalo měření s využitím více pastí na jednom stanovišti).

Přepočtení na biomasu zohledňuje dopad rozdílné velikosti jednotlivých druhů tunelářů na dekompozici výkalu a bioturbaci a umožňuje následně počítat s biomasou všech tunelářů jako základním indikačním údajem.

Hodnoty DW (mg/jedinec; podle Šlachty a kol. 2008a):

Geotrupes stercorarius (Linnaeus, 1758) ... 130 mg

Geotrupes spiniger (Marshall, 1802) ... 130 mg

Trypocopris vernalis vernalis (Linnaeus, 1758) ... 100 mg

Onthophagus fracticornis (Preyssler, 1790) ... 24 mg

Onthophagus coenobita (Herbst, 1783) ... 24 mg

Onthophagus joannae Goljan, 1953 ... 10 mg

Onthophagus ovatus (Linnaeus, 1758) ... 10 mg

Onthophagus semicornis (Panzer, 1798) ... 10 mg

Onthophagus similis (Scriba, 1790) ... 10 mg

3. logaritmická transformace biomasy druhu: $\log (DW + 1)$.

Omezuje nežádoucí efekt extrémních hodnot abundance druhu v době jeho maximálního výskytu na dlouhodobé indikační ukazatele.

4. součet biomas jednotlivých druhů tunelářů (DW) z daného odchyty:

Biomasa tunelářů BTUN (mg/odchyt/past) = $\Sigma \log (DW+1)$ /odchyt / past

Vzhledem k tomu, že lze předpokládat podobný efekt intenzity pastvy na všechny zástupce této funkční skupiny, je možno sumarizovat hodnoty logaritmovaných hmotností jednotlivých druhů do jedné veličiny BTUN a nadále počítat s tímto ukazatelem. Zohledňuje se tak obdobný funkční dopad velikostně podobných druhů na ekosystémové procesy bez ohledu na druhovou příslušnost a areály výskytu. Jedná se tedy o univerzální ukazatel aplikovatelný i v jiných částech Evropy nebo odvoditelný zpětně z jiných ekologických studií s podobnou metodikou odchytu.

5. sumarizace hodnot BTUN z jednotlivých období roku (například podle kalendářních měsíců v době expozice pastí).

Takto je zohledněn sezónní aspekt výskytu jednotlivých druhů a je možno získat vyšší výpovědní hodnotu získaných údajů. Dále je zohledněna variabilita letové aktivity podle počasí v době expozice pastí, meziroční populační dynamika populací nebo prostorová variabilita v rámci jedné pastviny (při sledování více stanovišť jedné pastviny). Jako základní indikační parametr je vhodné použít mediánovou hodnotu všech BTUN v jednotlivých odchytových obdobích, případně za celou sezónu, pokud během ní byly odchty prováděny průběžně v přibližně měsíčních intervalech.

Stanovení referenčních hodnot BTUN

Ukazatel BTUN nemá sám o sobě dostatečnou vypovídající hodnotu, pokud není vztažen k referenčním hodnotám, získaných dlouhodobým výzkumem na pastvinách s dobře definovanými způsoby hospodaření a přírodními podmínkami. **Tyto referenční hodnoty byly získány provedením 287 odchytů na deseti pastvinách v jižních a západních Čechách v letech 2006 – 2010** (publikovány: Šlachta a kol. 2008a, 2009a,b, 2010, tato práce). Kromě jedné lokality (P – Petříkov) se jednalo o minimálně dvouleté sledování na každé pastvině s odchty prováděnými v přibližně v měsíčních intervalech od dubna do října (odchytové období 4 – 9; Tab. 2.4.2.1. a 2.4.2.2.). Odchyt byl prováděn s využitím trojice pastí a abundance druhů byly následně přepočítány na průměrnou hodnotu na jednu past v rámci daného odchytu.

Tab. 2.4.2.1. Distribuce 287 odchytů provedených v letech 2006 – 2010 na deseti referenčních pastvinách a počet odchytů v jednotlivých obdobích roku (přibližně podle kalendářních měsíců, viz Tab.2.). TA – Tachovsko (KU - Kunderatice); SU – Šumava (T – Dolejší Těšov, V – Vlčí Jámy); NH – Novohradsko (DD – Dolní Dvořiště, R – Rychnov nad Malší, TI – Tichá); CB – Českobudějovicko (K – Kuklov, NV – Nová Ves, LI – Lipanovice); TR – Třeboňsko (P – Petříkov).

Oblast	TA	SU	NH	CB	TR						
Pastvina	KU	T	V	DD	R	TI	LI	NV	K	P	
2006	4										
	5					1					
	6					1					
	7					1					
	8					1					
	9					1					
2007	4	1	1	1		1					
	5	1	1	1		1					
	6	1	1	1		1					
	7	1	2	1		1					
	8										
	9	1	1	1		1					
2008	4	1	2	2		3	1				
	5	1	2	2		3	1				
	6	1	2	2		2	1				
	7	1	2	2		2	1				
	8	1	2	2		2	1				
	9	1	2	2		2	1				
2009	4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	5	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3
	6	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3
	7	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3
	8	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3
	9	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3
2010	4							2	2	2	
	5		2	2	2	2	2	2	2	2	
	6		2	2	2	2	2	2	2	2	
	7		2	2	2	2	2	2	2	2	
	8		2	2	2	2	2	2	2	2	
	9		2	2	2	2	2	2	2	2	
CELKEM		23	40	39	22	46	28	24	24	24	17

Tab. 2.4.2.2. Mezní termíny zahájení odchytů na referenčních pastvinách v jednotlivých odchytových obdobích v letech 2006 – 2010.

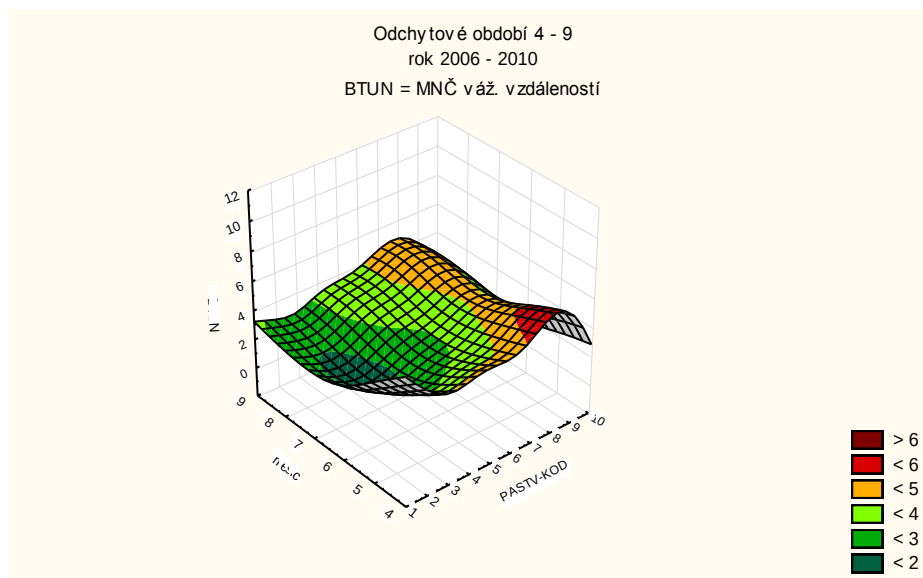
Odchytové období	Min. od:	Max do:
4	10.4.	2.5.
5	12.5.	28.5.
6	13.6.	27.6.
7	20.7.	2.8.
8	15.8.	2.9.
9	13.9.	11.10.

Referenční hodnoty indikačních ukazatelů výskytu tunelářů pro jednotlivé lokality jsou uvedeny v tabulce 2.4.2.3. Hodnoty ukazatele funkční významu (BTUN) jsou pro jednotlivé lokality znázorněny graficky na obrázku 3. Rozdíly mezi lokalitami i odchytovými obdobími byly statisticky významné ($p < 0,001$ pro efekt pastviny i odchytového období). Na obrázku 3 je patrná méně výrazná sezonní variabilita hodnot BTUN v porovnání s rozdíly mezi jednotlivými pastvinami.

Tab. 2.4.2.3. Indikátory výskytu tunelářů v odchytových obdobích 4 – 9 v letech 2006 – 2010 (viz Tab. 2.4.2.2.): frekvence výskytu tunelářů v odchycích podle jednotlivých lokalit (% ze všech odchytů na dané pastvině - N), celkový počet druhů zjištěný na lokalitách a max. počet jedinců zaznamenaný v jednom odchytu (přepočítaný na jednu past): *Geotrupes stercorarius*, *G.spiniger*, *Onthophagus fracticornis*, *O.joannae*, *Trypocopris vernalis*, *O.similis*, *O.ovatus*, *O.coenobita*, *O.semicornis*.

oblast	pastvina	N	%v ýskytu	druhy	Max. počet / odchyt / past								
					G.stercor.	G.spiniger	O.fracti.	O.joann.	T.vernalis	O.similis	O.ovatus	O.coenob	O.semic.
TA	KU	23	91	6	7,3	1,7	2,0	12,3	0,0	1,7	0,0	18,7	0,0
SU	T	40	80	5	2,7	8,7	35,3	1,3	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
	V	39	59	2	4,0	0,0	12,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH	DD	22	91	4	4,7	9,7	4,3	1,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
	R	46	91	6	6,3	120,3	54,3	26,7	3,7	0,0	0,0	0,3	0,0
	TI	28	71	6	0,3	1,0	16,7	0,7	1,7	0,0	0,0	0,3	0,0
CB	K	24	100	7	3,3	4,0	16,0	16,3	1,0	0,3	84,7	0,0	0,0
	NV	24	100	6	0,3	7,3	26,0	127,7	0,3	0,0	623,3	0,0	0,0
	LI	24	96	6	0,0	2,3	50,7	10,7	0,0	0,0	201,3	4,0	0,3
TR	P	17	65	4	0,0	2,0	2,3	0,3	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0

Přítomnost druhu na referenčních pastvinách



Obr. 2.4.2.3. Hodnoty biomasy tunelářů (BTUN) v jednotlivých odchytových obdobích 4 – 9 z let 2006 – 2010 na deseti referenčních lokalitách. Pastviny: 1 – KU (Kundratice); 2 – T (Dolejší Těšov), 3 – V (Vlčí Jámy), 4 - DD (Dolní Dvořiště), 5 – R (Rychnov nad Malší), 6 – TI (Tichá), 7 – K (Kuklov), 8 – NV (Nová Ves), 9 – LI (Lipanovice), 10 – P (Petrův).

2.4.3. Příklady použití uvedených metodik na pilotních lokalitách

Střevlíkovití

Na vybraných stanovištích tří pilotních pastvin (Pasečná, Jenín, Veselá) byl metodou odchyty do zemních pastí bez návnady sledován výskyt střevlíkovitých. Pasti byly vybírány průběžně v odchytových obdobích uvedených v tabulce 2.4.3.1. Celkem bylo odchyceno a následně určeno 2149 jedinců, přičemž největší abundance byly zjištěny v Jeníně. V počtu druhů, diverzitě, vyrovnanosti společenstva a v zastoupení adaptabilních druhů se však pastvina v Jeníně od Pasečné téměř nelišila. Ve Veselé byl zaznamenán menší počet druhů než u obou zmíněných pastvin, což může souviset s kratší dobou sledování, ale diverzita, vyrovnanost společenstva a zastoupení druhů skupiny A bylo obdobné (resp. mírně vyšší). Rozdíly byly nicméně zjištěny v druhovém zastoupení dominantních druhů na jednotlivých pastvinách. Nejvíce zastoupeným druhem v Jeníně a ve Veselé byl *Poecilus versicolor* (dominance 31 % a 19 %), eurytopní druh travních biotopů. V Pasečné však zcela chyběl. Nejhojnější druh zde byl *Pterostichus vernalis* (22 %), druh skupiny A, zastoupený na dalších pilotních lokalitách menším podílem (dominance: Jenín 6 %, Veselá 7 %), a *Bembidion mannerheimi* (dominance 14%), opět adaptabilní druh, zastoupený na dalších dvou sledovaných lokalitách pouze minoritně (dominance: Jenín 0,4 %, Veselá 1%).

Lze tedy konstatovat, že indikační ukazatele společenstev střevlíků se příliš nelišily mezi jednotlivými pastvinami. Druhové zastoupení těchto velmi mobilních brouků je přitom obtížné dávat do souvislostí s dlouhodobým dopadem pastvy na pastevní ekosystém, neboť mohou být ovlivněny migrací z okolních biotopů a vyplývají z rozdílných areálů výskytu druhů (dlouhodobý vliv klimaticko-geografických a antropogenních faktorů, schopnost druhu se šířit, apod.). Pro případné využití těchto údajů pro bioindikační účely by bylo vhodné vycházet z referenčních údajů z více pastvin v daném regionu, podobně jako je to navrhováno o tunelujících koprofágních broucích.

Tab. 2.4.3.1. Období odchyty střevlíků na pilotních pastvinách, počet sledovaných stanovišť v rámci pastviny a indikační ukazatele společenstev: celkový počet druhů, celkový počet jedinců všech druhů, Shannonův index diverzity (H'), Shannonův index vyrovnanosti (E), zastoupení adaptabilních druhů (vůči eurytopním druhům E ; reliktu skupiny R nebyly zjištěny).

Lokalita	Jenín	Pasečná	Veselá
Období odchyty	2/6-11/8 2011 11/4-22/6 2012 17/5-24/7 2013	2/6-11/8 2011 11/4-22/6 2012 17/5-24/7 2013	31/5-22/6 2012 17/5-24/7 2013
Počet stanovišť	2	4	2
Počet jedinců	1264	665	220
Prům. jedinců/past	28	9	12
Počet druhů	45	45	33
Diverzita (H')	1,8	1,8	2,0
Vyrovnanost (E)	0.5	0,5	0,6
Zastoupení A druhů	48 %	50 %	56 %

Tunelující koprofágní brouci

Na pilotních pastvinách bylo provedeno 16 měření výskytu tunelářů (Tab. 2.4.3.2.), které bylo doplněno odchyty na některých referenčních pastvinách (2013: P-13; 2014: DD-14, R-14, P-14). Celkem bylo odchyceno a následně determinováno 8303 jedinců 34 druhů koprofágů z čeledí Scarabaeidae a Geotrupidae (2781 jedinců 13 netunelujících druhů, 229 jedinců 6 tunelujících druhů) a z čeledi Hydrophilidae (5293 jedinců 15 druhů). Výsledky z Jenína a Pasečné (bez roku 2014) byly publikovány (Šlachta 2013a,b). Pro následující vyhodnocení indikátorových ukazatelů nebyl použit lesní druh *Anoplotrupes stercorosus* (celkem 81 jedinců).

Tab.2.4.3.2. Termíny odchytů koprofágních brouků na pilotních pastvinách.

Odchyty období (měsíc)	Jenín	Počet pastí	Pasečná	Počet pastí	Veselá	Počet pastí
4	11.4.2012	3	11.4.2012	3		
5	8.5.2012	3	8.5.2012	3	31.5.2012	4
	17.5.2013	5	17.5.2013	3	17.5.2013	3
6	2.6.2011	3	2.6.2011	3		
7	3.8.2011	2	3.8.2011	3	24.7.2013	3
	24.7.2013	4	24.7.2013	4		
	24.7.2014	3				
celkem	7	23	6	19	3	10

Na základě porovnání indikátorových ukazatelů mezi referenčními a pilotními pastvinami v odchyťových obdobích 4 – 7 (Tab. 2.4.3.3.) lze konstatovat vysokou úspěšnost odchyť tunelářů na pastvině v Pasečné (71 %) oproti Jeníně a Veselé (obojí 33 %) a vyšší počet druhů (3 druhy na Pasečné oproti 1 druhu v Jeníně a 2 druhům ve Veselé). Při porovnání s nejbližšími pastvinami v daném regionu odpovídá Pasečná spíše menší druhové diverzitě zjištěné ve Vlčích Jámách (V) než v Dolním Dvořišti (DD), rozdíl lze však vysvětlit rozdílem v nadmořské výšce a odlehlosti lokality (izolovaností lesními porosty). Oproti tomu výsledky v Jeníně se značně liší od nedalekého Dolního Dvořiště (DD, 3 km vzdušnou čarou) a Rychnova n. M. (R, 7 km vzdušnou čarou), kde bylo zaznamenáno 5 a 6 druhů koprofágů, zatímco v Jeníně pouze jeden druh *O. fracticornis*.

Tab.2.4.3.3. Porovnání indikátorových ukazatelů výskytu tunelujících druhů koprofágů mezi referenčními a pilotními pastvinami v odchyťových obdobích 4 – 7 (% výskytu tunelářů z celkového počtu odchyťů N, celkový počet druhů a maximální zaznamenaný počet druhu přepočítaný na jednu past).

oblast	pastvina	Odchyty	%v ýskytu	druhy	Max. počet / odchyť / past								
					G.stercor.	G.spiniger	O.fracti.	O.joann.	T.vernalis	O.similis	O.ovatus	O.coenob	O.semic.
TA	KU	16	94	6	7,3	0,7	1,7	12,3	0,0	1,7	0,0	18,7	0,0
SU	T	27	70	5	2,7	1,7	35,3	1,3	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
	V	26	62	2	4,0	0,0	12,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	PA	7	71	3	7,0	0,0	16,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
NH	DD	14	86	5	4,7	9,7	4,3	1,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
	DD-14	1	-	1	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	R	31	90	6	6,3	120,3	54,3	26,7	3,7	0,0	0,0	0,3	0,0
	R-14	1	-	5	0,5	2,5	1,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
	TI	18	72	6	0,3	0,7	12,0	0,7	1,7	0,0	0,0	0,3	0,0
	J	12	33	1	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CB	K	16	100	6	1,0	0,0	16,0	16,3	1,0	0,3	84,7	0,0	0,0
	NV	16	100	6	0,3	2,3	26,0	127,7	0,3	0,0	623,3	0,0	0,0
	LI	16	94	6	0,0	0,3	33,7	10,7	0,0	0,0	201,3	4,0	0,3
TR	P	11	55	4	0,0	2,0	1,7	0,3	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
	P-13	2	-	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	P-14	1	-	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
VY	VE	6	33	2	0,0	0,0	0,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

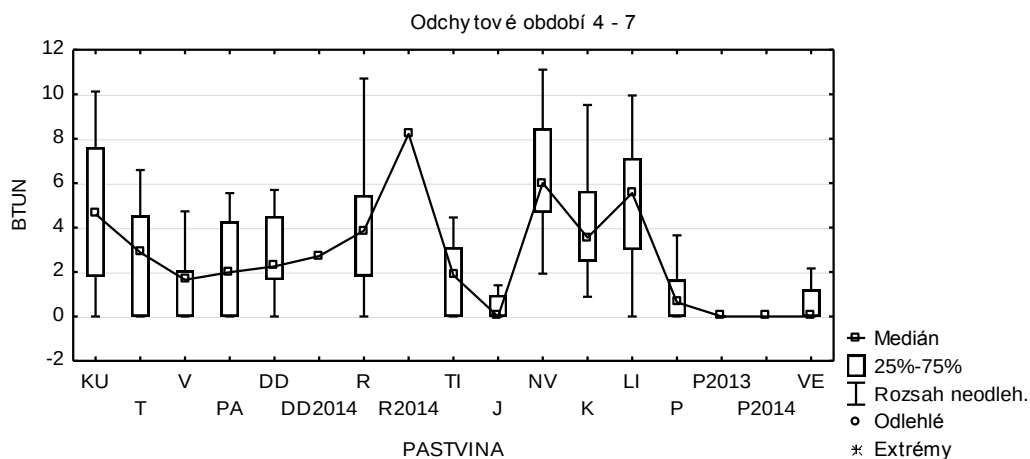
Pilotní pastviny

Přítomnost druhu na referenčních pastvinách

Doplňující měření na referenčních pastvinách

Nápadná je zjištěná nepřítomnost v oblasti běžného druhu *G.spiniger* v Jeníně. Doplnková měření na lokalitách DD a R v roce 2014, provedená ve stejném odchyťovém termínu jako v Jeníně (zde byla sledována čtyři stanoviště), potvrdila výskyt tohoto druhu na referenčních pastvinách a jeho současnou nepřítomnost v Jeníně. Vzhledem k tomu, že počet druhů a abundance netunelujících druhů byly obdobné na všech těchto pastvinách (Šlachta a kol. 2013a,b), možné vysvětlení malého zastoupení tunelářů v Jeníně mohou být odlišné půdní parametry v Jeníně, nevyhovující nárokům tunelářů na stavbu podzemních hnízd, vyplývající z přírodních vlastností půd nebo intenzity pastvy. Nabízí se souvislost s vyššími hodnotami zhutnění a degradace půdy komentované v jiné části této metodiky.

Menší druhové zastoupení a úspěšnost odchyťu ve Veselé může souviset s menším počtem provedených odchyťů, izolovaností lokality, nebo menší velikostí populace vyplývající z menšího počtu pasených zvířat a kratší pastevní historie. Chybí zde referenční hodnoty z dané oblasti, s kterých by se dalo vycházet. Zobrazení hodnot BTUN na obrázku 2.4.3.1. potvrzují závěry získané porovnáním ukazatelů výskytu, kdy medián, 75 % kvartil i maxima hodnot BTUN jsou nápadně menší v Jeníně než u dalších pastvin, s výjimkou Veselé a Petříkova. V Petříkově byla sledována pastvina s vyšší hladinou spodní vody, poměrně izolovaná od okolních pastvin lesy, což může být příčinou menší abundance a hodnot BTUN oproti ostatním referenčním pastvinám. Oproti Jenínu se zde nicméně vyskytují 4 druhy koprofágů, včetně druhu *G.spiniger*.



Obr. 2.4.3.1. Hodnoty BTUN na referenčních a pilotních pastvinách.

2.4.4. Shrnutí poznatků

Tato metodika shrnuje poznatky o možnosti využití bezobratlých živočichů pro bioindikaci dopadu intenzity pastvy na ekologické funkce pastvin a navrhuje novou indikační skupinu tunelujících koprofágních brouků. Je zde popsán metodický postup využití těchto brouků pro bioindikaci, založený na porovnání indikačních ukazatelů s referenčními hodnotami získaných dlouhodobým monitoringem vybraných pastvin s definovanými přírodními podmínkami a managementem pastvy. Na základě údajů z předchozích let jsou navrženy referenční hodnoty z deseti pastvin v jižních a západních Čechách a metodický postup je ověřen na pilotních pastvinách v lokalitách Jenín, Mlýnský potok (Pasečná) a Veselá. Oproti současně sledovaným indikačním ukazatelům střevlíkovitých brouků, nově navrhované ukazatele koprofágů vykazaly odlišnost pastviny v Jeníně od ostatních pastvin, kterou je možno dát do souvislosti s vyšší mírou degradace půdy (přírozenou nebo antropogenní). Tento výsledek, společně s provázaností vývojového cyklu s půdním prostředím, citlivostí k chemickým přípravkům na odčervování skotu, funkčnímu významu při dekompozici a jejich snadnému monitoringu svědčí o **užitečnosti využití této skupiny bezobratlých jako indikátoru vlivu intenzity pastvy na ekosystém pastviny**. Neexistence tohoto metodického postupu dosud bránila získání většího množství ekologických dat o této skupině brouků, které jsou stále nedostatečné. Jedině aplikace této metodiky ve větším měřítku v budoucnu může upřesnit vazbu tunelářů na přírodní podmínky pastvin nebo způsob pastevního hospodaření, což je základní podmínkou jejich využití pro bioindikaci.

III) Srovnání „novosti postupů“ oproti původní metodice a jejich zdůvodnění

Inovativnost předkládané multidisciplinární metodiky spočívá v tom, že popsané přístupy umožňují kvantifikaci vlivu pastvy skotu jednak na jednotlivé parametry pastevních areálů – půdy, kvantitativních i kvalitativních ukazatelů vody, vegetace a bezobratlých a dále jejich vzájemných vazeb a případných příčinných faktorů a to jak metodami přímými (monitoringem či odběry a hodnocením vzorků) tak v některých případech přístupy nepřímými – pomocí nástrojů a metod Dálkového průzkumu Země. Autoři do textu zapracovali rovněž poznatky z předchozích, obdobně zaměřených metodik, vydaných v ČR, souvisejících s hodnocením pastvy dobytka na biotické i abiotické parametry pastvin. Zejména se jedná o metodiku Mládek a kol. (2006) a Havlíček a kol. (2008) a dále Standard AOPK – Pastva autorů Pavlů a kol. (2014).

Výzkumný projekt, jehož poznatky jsou promítány v této metodice, zahrnoval tři pokusná pastevní povodí s výraznou půdně – vegetační zonací v rámci každého povodí. Zohlednění této zonace v experimentech umožnilo rozlišení vlivu pastevního managementu na různé půdní, hydrologické, hydrochemické a vegetační charakteristiky těchto zón. Z hlediska posuzování odezvy vegetace na různý pastevní management přináší metodika principy pro hodnocení botanického složení, pokryvnosti porostu, výnosů a kvality píce na pastvinách. Dále jsou předloženy postupy pro hodnocení managementu pastvy na vegetaci ve vztahu k chemismu půd a k ovlivnění vyplavování živin do podzemních vod. Metodika uvádí přehled fyzikálních a chemických půdních parametrů a pro vybrané z nich postupy hodnocení jejich případných změn v souvislosti s intenzitou pastvy skotu v různých zónách pastevního areálu. Pozornost je věnována přístupům pro posuzování změn v infiltračních schopnostech půd i hodnocení stability půdní struktury v odlišně zatížených pastevních okrscích. Jako jeden z bioindikátorů zachovalosti stanoviště jsou uvedeny metody hodnocení interakcí bezobratlých ve vazbě na různý pastevní management zón pastevního areálu. Zde je nové vymezení funkční skupiny tunelářů jako indikační skupiny oproti taxonomickým skupinám koprofágů využívaných v jiných studiích, nereflektujících dostatečně míru degradace půd.

V metodách hodnocení pastvy skotu na parametry pastevního areálu je zohledněna role a stav staveb zemědělského odvodnění (drenáží) jako specifika řady pastevně využívaných lokalit ČR od nížin po podhorské oblasti.

IV) Popis uplatnění Certifikované metodiky

Cílem uplatnění metodiky je využití předložených metodických postupů pro přímou i nepřímou kvantifikaci vlivu pastvy skotu na půdu, vodu a biodiverzitu v různých geomorfologických zónách pastevních areálů. Metodika navrhuje a popisuje zásady pro monitoring, zpracování a hodnocení sledovaných parametrů půdy, vody a bioty a dále doporučuje související vhodné podklady a přístupy z hlediska interpretace leteckých / družicových snímků pro vyhodnocování některých parametrů pastevních areálů.

Uplatnění metodiky spočívá v celé škále aktivit, které dlouhodobě a koncepčně souvisejí s problematikou pastvy hospodářských zvířat z hlediska hodnocení pastevních areálů v kontextu ochrany zemědělského půdního fondu, jakosti a množství vod v zemědělsky využívaných povodích a podpory biodiverzity v zemědělské krajině.

Předkládaná metodika je určena pro pracovníky odborných útvarů státních orgánů MZe a MŽP z hlediska přípravy efektivních podkladů / principů pro rozhodovací procesy, související s problematikou dotačních titulů, vázaných na pastevní hospodaření. Další využití poskytuje metodika pro odborné subjekty, zabývající se hodnocením pastevních areálů z pohledu analýz vazeb pastvy na složky životního prostředí (experti, výzkumní pracovníci, univerzity).

Některé poznatky, uvedené v metodice (hodnocení kvality píce, dopady pastvy na půdní parametry, aj.), naleznou odezvu i mezi farmáři, zabývajícími se pastevním hospodařením.

V) Ekonomické aspekty – vyčíslení (v tis. Kč) nákladů na zavedení postupů uvedených v metodice a vyčíslení (v tis. Kč) ekonomického přínosu pro uživatele.

Použití představených metodických postupů a přístupů umožní z dlouhodobého hlediska přesnou kvantifikaci vlivu managementu pastvy na parametry pastevního areálu (půda, vegetace, voda, bezobratlí). Průmět zjištěných vazeb bude možné využít pro hodnocení konkrétních pastevních areálů nebo je použít jako reprezentativní / srovnávací příklady s cílem zefektivnění cílené podpory a hodnocení plnění Cross Compliance v problematice pastvy skotu.

Konkrétní ekonomické přínosy:

1. Hodnocení vlhkostních poměrů půd pastevních areálů na základě digitálního modelu terénu pro potřebu návrhu rozmístění logistických prvků (napáječky, příkrmíště) a rozdělení pastviny na areály tak, aby bylo minimalizováno narušení vegetace, půdy a tím odnosu a vyplavování živin či polutantů do vod
 - a. náklady na zavedení se rovnají ceně pracovní síly, která provede vyhodnocení z 4G modelu. Vlastní model je pro státní správu k dispozici zdarma z CUZK.

náklady	cca 5 Kč/ha
---------	-------------
 - b. přínos mimoprodukční a ekosystémový (zabránění eroze, snížení odnosu živin či polutantů do vod)

cca 3 000 Kč/ha

2. Hodnocení kvality a dodržování režimu pastvy/kosení v zájmových oblastech (např. LFA, ochranná pásma vodních zdrojů, chráněná území) související s dotacemi pro management pastvin
 - a. náklady na laserové skenování a zpracování lidarových dat při jednorázovém snímání v řádu cca 100 km²

cca 35 Kč/ha

 - b. přínos ušetřením pracovních sil a získáním informace za velké zájmové území v termínu určeném ke kontrole pro dotace

cca 200 Kč/ha

Ekonomickým přínosem při aplikaci zavedených postupů z metodiky je v dlouhodobém horizontu úspora nákladů na vzorky pro hodnocení stavu pastviny (půda, biomasa), při zapojení metod DPZ a na nich postavených validovaných modelů. Odborný odhad této úspory je cca 4 tis. Kč / ha / rok (2 000 Kč za půdní vzorky, 2x 1 000 Kč za vzorky biomasy) na plochách, kde by byly tyto odběry a rozborů prováděny.

VI) Seznam použité související literatury

- AN, S., MENTLER, A., MAYER H., BLUM, W.E.H. 2010. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. *Catena*, 81, pp. 226-233.
- ALAOUI, A. et al. 2011. A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil and Tillage Research*, 115-116, 1 – 15.
- ALI, I., CAWKWELL, F., GREEN, S., & DWYER, N. 2014. Application of statistical and machine learning models for grassland yield estimation based on a hypertemporal satellite remote sensing time series. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2014 IEEE International* (pp. 5060–5063). <http://doi.org/10.1109/IGARSS.2014.6947634>
- AULENBACH, B.T., HOOPER, R.P. 2006. The composite method: an improved method for stream-water solute load estimation. *Hydrological Processes* 20, pp. 3029-3047.
- BELL, L.W. et al. 2011. Impacts of soil damage by grazing livestock on crop productivity. *Soil & Tillage Research* 113, pp. 19-29.
- BLACKSTOCK T.H., RIMES C.A., STEVENS D.P., JEFFERSON R.G., ROBERTSON H.J., MACKINTOSH J., HOPKINS J.J., 1999. The extend of semi-natural grassland communities in lowland England and Wales: a review of conservation surveys 1978-96. *Grass Forage Sci.* 54:1-18.
- BOHÁČ J. 1999: Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 357-372.
- BRIERLEY, G., REID, H., FRYIRS, K., TRAHAN, N. 2010. What are we monitoring and why? Using geomorphic principles to frame eco-hydrological assessments of river condition. *Science of the Total Environment* 408 (9), pp. 2025-2033.
- BROWN, V.A., MCDONNELL, J.J., BURNS., D.A., KENDALL, C. 1999. The role of event water, a shallow flow component, and catchment size in summer stormflow. *Journal of Hydrology* 217, pp. 171–190.
- BUCHAR J. 1983: Klasifikace druhů pavoučích zvířeny Čech jako pomůcka k bioindikaci kvality životního prostředí. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 8: 119-135.
- BÜCHS W., HARENBERG A., ZIMMERMANN J., WEIß B. 2003: Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 99-123.
- BURKHARD, B. et al. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, pp. 17–29.
- BURT, C., BACHOON, D.S. 2013. Evaluating the input and source of faecal contamination in the cattle farming and forested regions of the Oconee watershed (Georgia, USA). *Water and Environment Journal*, 27, pp. 411–417.
- BUTTLE, J.M. 1994. Isotope hydrograph separations and rapid delivery of pre-event water from drainage basins. *Progress in Physical Geography*, 18, pp.16–41.
- CARIGNAN V., VILLARD M.A. 2002: Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61.
- CARLASSARE, M., KARSTEN, H.D., 2003. Species population dynamics in a mixed pasture under two rotational sward grazing height regimes. *Agron. J.* 95, 844–854.

CASTLE, M. E. 1976. A simple disc instrument for estimating herbage yield. *Grass and Forage Science*. vol. 31, no. 1, pp. 37-40.

CHO, M. A., SKIDMORE, A., CORSI, F., VAN WIEREN, S. E., & SOBHAN, I. 2007. Estimation of green grass/herb biomass from airborne hyperspectral imagery using spectral indices and partial least squares regression. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9(4), 414–424. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2007.02.001>

CLUZEAU D., BINET F., VERTES F., SIMON J.C., RIVIERE J.M., TREHEN P. 1992: Effects of intensive cattle trampling on soil plant earthworms systems in 2 grassland types. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 1661-1665.

DAVIS A.L.V., SCHOLTZ C.H., DOOLEY P.W., BHAM N., KRYGER U. 2004: Scarabaeine dung beetles as indicators of biodiversity, habitat transformation and pest control chemicals in agro-ecosystems. *South African Journal of Science* 100: 415-424.

DREWRY, J.J., CAMERON, K.C., BUCHAN, G.D. 2008. Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing — a review. *Australian Journal of Soil Research*, 46, pp. 237–256.

DUELLI P., OBRIST M.K. 2003: Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 87-98.

DUELLI P., OBRIST M.K., SCHMATZ D.R. 1999: Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 33-64.

DUFFKOVÁ R., LIBICHOVÁ H. 2013. Effects of cattle slurry application on plant species composition of moderately moist Arrhenatherion grassland. *Plant Soil Environ.*, 59(11), pp. 485-491.

DWORAK, T. et al. 2005. The need for new monitoring tools to implement the WFD. *Environmental Science & Policy* 8, 301–306.

EDIRISINGHE, A., CLARK, D., & WAUGH, D. 2012. Spatio-temporal modelling of biomass of intensively grazed perennial dairy pastures using multispectral remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 16, 5–16. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2011.11.006>

ELLIOTT, A.H., TIAN, Y.Q., RUTHERFORD, J.C., CARLSON, W.T., 2002. Effect of cattle treading on interrill erosion from hill pasture: modelling concepts and analysis of rainfall simulator data. *Aust. J. Soil Res.* 40, 963–976.

ELLENBERG. H., WEBER, H.E., DÜLL. R., WIRTH. V., WERNER. W., PAULISSEN, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed *Scr Geobot* 18, pp 1-258.

FACCHI A., GANDOLFI, C., WHELAN, M.J. 2007. A comparison of river water quality sampling methodologies under highly variable load conditions. *Chemosphere*, 66 pp. 746–756.

FAVA, F., COLOMBO, R., BOCCHI, S., MERONI, M., SITZIA, M., FOIS, N., & ZUCCA, C. 2009. Identification of hyperspectral vegetation indices for Mediterranean pasture characterization. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 11(4), 233–243. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2009.02.003>

FRANZLUEBBERS, A.J. et al. 2012. Well-managed grazing systems: A forgotten hero of conservation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67, 4, pp. 100A – 104A.

FRÉLICHOVÁ, J. et al. 2014. Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosystem Services*, 8, pp. 110–117.

FUČÍK, P., NOVÁK, P., ŽÍŽALA, D. 2014. A combined statistical approach for evaluation of the effects of land use, agricultural and urban activities on stream water chemistry in small tile-drained catchments of south Bohemia, Czech Republic. *Environmental Earth Sciences*. Volume 72, Issue 6, pp 2195–2216. DOI: 10.1007/s12665-014-3131-y.

FUČÍK, P. a kol. 2010. Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích drobných vodních toků. Certifikovaná metodika. VÚMOP, v.v.i., 90 s. ISBN 978-80-87361-00-9.

GAISLER, J., HEJDKUK, S. 2006. Půdní poměry, s. 72 – 73. In: MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M., GAISLER J. (eds.) 2006. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha, 104 s. ISBN 80-86555-76-3.

GARCÍA R.R., GARCÍA U., OSORO K., CELAYA R. 2011. Ground-dwelling arthropod assemblages of partially improved heathlands according to the species of grazer and grazing régime. *Eur. J. Entomol.* 108: 107–115.

GIBSON C.W.D., BROWN V.K., LOSITO L., MCGAVIN G.C. 1992. The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography* 15: 166–176.

HAYAKAWA, Y. S., OGUCHI, T., & LIN, Z. 2008. Comparison of new and existing global digital elevation models: ASTER G-DEM and SRTM-3. *Geophysical Research Letters*, 35(17), L17404. <http://doi.org/10.1029/2008GL035036>

HAKL, J., HREVUŠOVÁ, Z., HEJCMAN, M., FUKSA, P. 2012. The use of a rising plate meter to evaluate lucerne (*Medicago sativa* L) height as an important agronomic trait enabling yield estimation. *Grass and Forage Science*. 67, 589–596.

HAKROVÁ P., NOVOTNÁ K., SÝKOROVÁ Z., FRELICH J. 2015. Ecological-agricultural perspective on the quality of pasture vegetation. *Journal of Central European Agriculture*, 16(1), p.225 – 234. <http://dx.doi.org/10.5513/JCEA01/16.1.1570>

HAKROVÁ P., NOVOTNÁ K., SÝKOROVÁ Z., FRELICH J. 2014. Impact of different cover establishment types and grazing on species richness and composition of pastures on former arable land. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 20, 1158–1167.

HAKROVÁ, P., NOVOTNÁ, K., SÝKOROVÁ, Z., ŠLACHTA, M., FRELICH, J. 2012. Impact of combined management on the newly established pasture sward. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 3: 35–42.

HANSKI I., CAMBEFORT Y. 1991. *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, pp 481.

HARMEL, R. D., KING, K. W. 2005. Uncertainty in measured sediment and nutrient flux in runoff from small agricultural watersheds. *Transactions of the ASAE* 48(5), pp. 1713–1721.

HAVLÍČEK a kol. 2008. Pastevní chov zvířat v podmínkách Cross Compliance. MZLU v Brně, 82 s., ISBN 978-80-7375-237-8.

HEATHWAITE, A.L., BURT, T.P., TRUDGILL, S.T., 1990. The effect of land use on nitrogen, phosphorus and suspended sediment delivery to streams in a small catchment in southwest England. In: Thornes, J.B. (Ed.), *Vegetation and Erosion*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 161–177.

HEJDUK, S., GAISLER, J. 2006. Vodní režim, s. 74 – 75. In: MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M., GAISLER J. (eds.) 2006. *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha, 104 s. ISBN 80-86555-76-3.

HELSEL, D.R. and HIRSCH R. M. 2002. *Statistical Methods in Water Resources*. Techniques of Water Resources Investigations. Book 4, chapter A3. U.S. Geological Survey. 522 p.

HEPPELL, C. M, CHAMPAN, A.S. 2003. Analysis of a two-component hydrograph separation model To separations: a case study for two-, three-, and five-component hydrograph separations in a mountainous catchment. *Hydrological Processes* 17, pp. 431-453.

HERBIN, T. et al. 2011. The effects of dairy cow weight on selected soil physical properties indicative of compaction. *Soil Use and Management*, 27, pp. 36–44.

HILTBRUNNER, D. et al. 2012. Cattle trampling alters soil properties and changes soil microbial communities in a Swiss sub-alpine pasture. *Geoderma*, 170, pp. 369–377.

HOLMGREN, P. 1994. Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models: An empirical evaluation. *Hydrological Processes*, 8(4), 327–334. <http://doi.org/10.1002/hyp.3360080405>

HOLUBÍK, O., FUČÍK, P. 2013. Vliv pastvy skotu na utváření zásob půdní organické hmoty a stabilitu půdní struktury. *Výzkum v chovu skotu* 2, s. 2 - 9.

HOODA, P.S., EDWARDS, A.C., ANDERSON, H.A., MILLER, A. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Sci Total Environ* 2000;250:143–67.

HORVÁTH, R., MAGURA, T., SZINETÁR, C., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2009. Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 16-22.

HORVÁTHOVÁ, V., EKRT, L., SKOLEK, M. 2007. *Bezlesí Národního parku Šumava - Ochrana bezlesí a jeho management*, Vimperk, Správa NP a CHKO Šumava, 2007, 52 s., ISBN 978-80-239-9566-4.

HREVUŠOVÁ, Z., HEJCMAN, M., PAVLŮ, V., HAKL, J., ČEŠKOVÁ, M., MRKVIČKA, J. 2009. Long-term dynamics of biomass production, soil chemical properties and plant species composition of alluvial grassland after the cessation of fertilizer application in the Czech Republic. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 130, pp. 123 - 130.

HUBBARD, R.K. et al. 2004. Water quality and the grazing animal. *J Anim Sci*, 82, 255 - 263.

HŮRKA, K., VESELÝ P., FARKAČ, J. 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana* 32 (1-2): 15-26.

CHOBOT, K., ŘEZÁČ, M., BOHÁČ J. 2005. Epigeické skupiny bezobratlých a jejich indikační schopnosti. In: Vačkář D. (ed.) *Ukazatele změn biodiverzity*, Academia, Praha, 239-248.

ISSELSTEIN J., JEANGROS B., PAVLŮ V. 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agronomy Research*, 3(2), pp. 139-151.

JÁČKA et al. 2014. A comparison of three measuring methods for estimating the saturated hydraulic conductivity in the shallow subsurface layer of mountain podzols. *Geoderma*, 219–220, pp. 82–88.

- JARVIE, H.P. et al. 2010. Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural–agricultural land use intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 238–252
- JENDRIŠÁKOVÁ, S., KOVÁČIKOVÁ, Z., VARGOVÁ, V. and MICHALEC, M. 2011. Pasienkové využívanie trávnych porastov. In: Kováčiková, Z., Vargová, V., Jendrišáková, S. and Kizeková, M. (eds.): *The impact of grazing on grassland. Zborník vedeckých prác Bánská Bystrica*, 38–45.
- JOKINEN et al. 2012. Spatial and Temporal Drivers of Zoonotic Pathogen Contamination of an Agricultural Watershed. *J. Environ. Qual.* 41, pp. 242–252.
- JONGEPIEROVÁ, I., KMENT, P. a kol. 2003. Vliv pastvy na biodiverzitu lučních porostů MZCHÚ v CHKO Bílé Karpaty, zpráva dílčího úkolu grantu VaV610/10/00 za rok 2000-2003 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diversity ve zvláště chráněných územích“. 58/06 ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou
- KARABCOVÁ, H., DUFEK, A., SVOZILOVÁ, M. 2011. Impact of mixed grazing on soil properties under grassland. *Výzkum v chovu skotu*, 2, s. 18–22.
- KATO, T. et al. 2009. Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock Production. *Journal of Hydrology*, 368, pp. 79–87.
- KEMPER, W.D., ROSENAU, R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: A. Krute. (Editor), *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph*, No. 9 (2nd edition), American Society of Agronomy-Soil Sci. Soc. Am., Madison. ISBN 70-510260-6-2.
- KING, K.W., HARMEL, R.D., FAUSEY, N.R. 2005. Development and sensitivity of a method to select time- and flow-paced storm event sampling intervals for headwater streams. *Journal of Soil and Water Conservation* 60(6), pp. 323-330.
- KLAPP, E. 1965. *Grünlandvegetation und Standort*. Berlin – Hamburg : Verlag Paul Parey, 1965, 384 s.
- KLIMEŠ, F., KOBES, M., SUCHÝ, K. 2007. Možnosti harmonizace produkčních a mimoprodukčních funkcí trvalých pastevních porostů. In: *Multifunkční obhospodařování a využívání travních porostů v LFA. Sborník příspěvků z mezinárodní vědecké konference. Rapotín, 2007*, s. 74 – 79.
- KODEŠOVÁ, R., ROHOŠKOVÁ, M., ŽIGOVÁ, A. 2009. Comparison of aggregate stability within six soil profiles under conventional tillage using various laboratory tests. *Biologia*, 64, pp. 550–554.
- KOHOUTEK, A., KVAPILÍK, J., CAGAŠ, B., HRABĚ, F., POZDÍŠEK, J. 2009. Selected indicators of productive and extraproducional management of grasslands in the Czech Republic. *Proceedings of the European Grassland Federation Symposium „Alternative functions of grassland“*, Brno, Czech Republic, 7 – 9 September 2009, s. 11-24.
- KOPECKÝ, M., & ČÍŽKOVÁ, Š. 2010. Using topographic wetness index in vegetation ecology: does the algorithm matter? *Applied Vegetation Science*, 13(4), 450–459. <http://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01083.x>
- KRONVANG, B., LAUBEL, A., GRANT, R. 1997. Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable catchment, Gelbaek stream, Denmark. *Hydrological Processes* 11, pp. 627-642.
- KURZ, I., O'REILLY, C.D. & TUNNEY, H. 2006. Impact of cattle on soil physical properties and nutrient concentrations in overland flow from pasture in Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113, pp. 378–390.

- KULHAVÝ, Z., FUČÍK, P. 2015. Adaptation Options for Land Drainage Systems Towards Sustainable Agriculture and the Environment: A Czech Perspective. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 24, No. 3. DOI: 10.15244/pjoes/34963.
- KULHAVÝ, Z., KVÍTEK, T. 2010. Zkušenosti s používáním kompaktního přetlakového infiltrometru. *Vodní hospodářství*, 6, s. 179 – 180.
- KULHAVÝ, Z., SOUKUP, M., DOLEŽAL, F., ČMELÍK, M. 2007. Zemědělské odvodnění drenáží – Racionalizace využívání, údržby a oprav. Certifikovaná metodika. 86 s. ISBN 978-80-254-0672-4.
- KULHAVÝ, Z., DOLEŽAL, F., SOUKUP, M. 2001. Separace složek drenážního odtoku a její využití při klasifikaci existujících drenážních systémů. Vědecké práce VÚMOP, Praha 2001, pp. 29 – 52.
- KVAPILÍK, J., KOHOUTEK, A. 2011. Stavy přežvýkavců a možnosti využívání trvalých travních porostů. *Výzkum v chovu skotu*, č. 2., s. 58-65, 2011.
- KVÍTEK, T. et al. 2009. Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic. *Phys Chem Earth* 34:541–551.
- KVÍTEK, T. 2001. Zásady správné zemědělské praxe při pastvě z hlediska ochrany vody. *Úroda*, roč. 49, č. 5, s. 20-21.
- LE BISSONNAIS, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47, pp. 425-437.
- LIBISELLER, C. 2004. MULTMK/PARTMK. A Program for the Computation of Multivariate and Partial Mann-Kendall Test. <http://www.slu.se/PageFiles/70727/Manual.pdf> Staženo 10.11.2014.
- LIGHTHART T.N. 1997. Thin section analysis of earthworm burrow disintegration in a permanent pasture. *Geoderma* 75: 135-148.
- LITTLEWOOD N.A. 2008. Grazing impacts on moth diversity and abundance on a Scottish upland estate. *Insect Conservation and Diversity* 1: 151-160.
- LLOYD, C.E.M., FREER, J.E., COLLINS, A.L., JOHNES, P.J., JONES, J.I. 2014. Methods for detecting change in hydrochemical time series in response to targeted pollutant mitigation in river catchments. *Journal of Hydrology* 514, pp. 297-312.
- LUDVÍKOVÁ, V. et al. 2014. Long term defoliation by cattle grazing with and without trampling differently affects soil penetration resistance and plant species composition in *Agrostis capillaris* grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 197, 204–211.
- LUFF M.L., RUSHTON S.P. 1989. The ground beetle and spider fauna of managed and unimproved upland pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 25, 195-205.
- LUKAS, V. a kol. 2011. Mapování variability půdy a porostů v precizním zemědělství. Certifikovaná metodika. 36 s. ISBN 978-80-7375-562-1.
- MARION, B., BONIS, A. AND BOUZILLÉ, J-B. 2010. How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity in wet grasslands? *Ecoscience*, 17, 229–239.
- MARRIOTT C., FOTHERGILL M., JEANGROS B., SCOTTON M., LOUAULT F. 2004. Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland areas. A review. *Agronomie, EDP Sciences*, 24 (8), pp. 447-462.

MARSHALL, M.R. et al. 2009. The impact of upland land management on flooding: results from an improved pasture hillslope. *Hydrol. Process.* 23, 464–475.

MEHLICH, A., 1984. Mehlich No. 3 soil test extractant, a modification of Mehlich No. 2. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15, 1409–1416.

MEUSBURGER, K., BÄNNINGER, D., & ALEWELL, C. 2010. Estimating vegetation parameter for soil erosion assessment in an alpine catchment by means of QuickBird imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12(3), 201–207. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2010.02.009>

MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M., GAISLER J. (eds.) 2006. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha, 104 s. ISBN 80-86555-76-3.

MOLDAN, B. et al. 2012. How to understand and measure environmental sustainability. *Ecological Indicators*, 17, pp. 4–13.

MORAVEC, J. 1994. Fytocenologie – nauka o vegetaci. Praha, Academia, 403 pp.

MORRIS M.G. 1967. differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grass-land. I. Responses of some phytophagous insects to cessation of grazing. *Journal of Applied Ecology* 4: 459-474.

MORRIS M.G. 1971. differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grass-land. IV. Abundance and diversity of Homoptera-Auchenorrhyncha. *Journal of Applied Ecology* 8: 37-52.

MORRIS M.G. 1973. The effects of seasonal grazing on the Heteroptera and Auchenorrhyncha (Hemiptera) of chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* 16: 417-432.

MRKVIČKA, J. a kol. 2007. Trvalé travní porosty – jejich funkce v krajině. Zborník z mezinár. Věd. konf. Ekológia travného porastu VII. Banská Bystrica, 28 – 30.11.2007. s. 136 – 140.

MRKVIČKA, J. a kol. 2002. Pastvinářství v ekologickém zemědělství – Příručka ekologického zemědělce 2. ÚZPI, Praha, 17 s.

NICHOLS E., SPECTOR S., LOUZADA J., LARSEN T., AMEZQUITA S., FAVILA M.E. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.* 141: 1461-1474.

OSMOND, D.L., D.M. BUTLER, N.N. RANELLS, M.H. POORE, A. WOSSINK, J. T. GREEN. 2007. Grazing Practices: A Review of the Literature. North Carolina Agricultural Research Service, Technical Bulletin 325-W. North Carolina State University. Raleigh, NC.

PAVLŮ V. a kol. 2014. Péče o travní porosty – Pastva. STANDARDY PÉČE O PŘÍRODU A KRAJINU. AOPK a FŽP ČZU Praha. 16 s. SPPK D02 003 01: 2014

PAVLŮ, L., PAVLŮ, V., GAISLER, J., HEJCMAN, M., MIKULKA, J. 2011. Effect of long-term cutting versus abandonment on the vegetation of a mountain hay meadow (Polygono–Trisetion) in Central Europe. *Flora* 206, 1020–1029.

PAVLŮ V., HEJCMAN M., PAVLŮ L., GAISLER J., NEŽERKOVÁ P. 2006. Effect of continuous grazing on forage quality, quantity and animal performance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 349–355.

- PAVLŮ, V., GAISLER, J. 2005. Extenzivní pastva a kvalita píce. *Úroda*, roč. 53, č. 8, s. 2.
- PFEIFER, N., & MANDLBURGER, G. 2009. LiDAR Data Filtering and DTM Generation. In *Topographic laser ranging and scanning: principles and processing* (pp. 307–334). CRC Press.
- PIEARCE T.G. 1984. Earthworm populations in soils disturbed by trampling. *Biological Conservation* 29: 241-252.
- PIETOLA, L., HORN, R., YLI-HALLA, M., 2005. Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil Till. Res.* 82, pp. 99–108.
- PHILIP, J. R. 1957. The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil.Sci.* 84:257-267.
- PHILIP, J. R., and J. H. KNIGHT. 1974. On solving the unsaturated flow equation: 3. New quasi-analytical technique. *Soil Sci.* 117:1–13.
- PIRO, Z., WOLFOVÁ, J. (eds.). 2008. Zachování biodiverzity karpatských luk. – FOA, Nadační fond pro ekologické zemědělství, Praha, 108 s.
- PLANTUREUX S., PEETERS A., MCCracken D. 2005. Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3(2), pp. 153-164.
- PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., SIROVÝ, V., LHOTSKÝ, J., MACUROVÁ, H., IVANEK, O., BUMERL, M., HUDCOVÁ, O., VOPLAKAL, K., HÁLOVÁ, G., BLAHOVEC, F. 1992. Rozbory půdd, vod a rostlin. VÚMOP, Praha. 259 s.
- RADTKE, P. J., BOLAND, H. T., & SCAGLIA, G. 2010. An evaluation of overhead laser scanning to estimate herbage removals in pasture quadrats. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(12), 1523–1528. <http://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.07.010>
- RAYBURN, E. et al. 1998. A Standardized Plate Meter for Estimating Pasture Mass in On-Farm Research Trials. *Agronomy Journal*, 90(2).
- ROCHE L.M., KROMSCHROEDER L., ATWILL E.R., DAHLGREN R.A., TATE K.W. 2013. Water Quality Conditions Associated with Cattle Grazing and Recreation on National Forest Lands. *PLoS ONE*, 8(6). Article number e68127.
- RUSEK J. 2005: indikátory změn půdní biodiverzity. In: VAČKÁŘ D (ed.) *Ukazatele změn biodiverzity*, Academia, Praha, 249-261.
- RŽONCA et al. 2006. The agrochemical soil properties under areas of cattle wintering. *Výzkum v chovu skotu*, 3, s. 26-30.
- SANON, S. et al. 2012. Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vienna, Austria. *Journal of Environmental Management*, 111, pp. 159-172.
- SHELLBERG, J., HILL, M. J., GERHARDS, R., ROTHMUND, M., & BRAUN, M. 2008. Precision agriculture on grassland: Applications, perspectives and constraints. *European Journal of Agronomy*, 29(2–3), 59–71. <http://doi.org/10.1016/j.eja.2008.05.005>
- SCHLAGHAMERSKÝ J., KOBETIČOVÁ K. 2006. The impact of cattle pasturage on small annelids (Annelida: Enchytraeidae, Tubificidae, Aeolosomatidae) in grasslands of the White Carpathians (Czech Republic). *European Journal of Soil Biology* 42: S305-S309.

- SCHLAGHAMERSKÝ J., ŠÍDOVÁ A., PIŽL V. 2007. From mowing to grazing: Does the change in grassland management affect annelid assemblages? *European Journal of Soil Biology* 43: S72-S78.
- SCHWARTE, et al. 2011. Grazing Management Effects on Sediment, Phosphorus, and Pathogen Loading of Streams in Cool-Season Grass Pastures. *J. Environ. Qual.*, 40, pp. 1303–1313.
- SERRANO, S. E. 1997. *Hydrology for Engineers, Geologists and Environmental Professionals*, Lexington, 451p.
- SHANLEY, J.B., PETERS, N.E. 1988. Preliminary observations of streamflow generation during storms in a forested piedmont watershed using temperature as a tracer. *Journal of Contaminant Hydrology* 3, pp. 349-365.
- SOANE, B.D. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. *Soil Tillage Res.*, 16, pp. 179-201.
- SPELLERBERG, I. F. 1995. Monitorování ekologických změn. Český ústav ochrany přírody, Brno, pp 187.
- STEINFELD, H., GERBER P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES M., DE HAAN C. 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. (FAO: Rome 2006). ISBN: 978-92-5-105571-7. staženo z <http://www.fao.org/docrep/010/a0701e/a0701e00.HTM>
- SVOBODOVÁ, M., ŠANTRŮČEK, J. 2006. Mulčování porostu trav a jetelovin při ukládání orné půdy do klidu. *Farmář*, 5, 54-56.
- SVOBODOVÁ, M., ŠANTRŮČEK, J., URBANEC, J. 2004. Succession changes of temporary grass standson set-aside land. *Plant Soil Environ*, 50, 3, 108 – 115.
- ŠANDA, M., KULASOVÁ, A., CÍSLEROVÁ, M. 2009. Hydrological processes in the subsurface investigated by water isotopes and silica. *Soil and Water Research* 4 (SPECIAL ISSUE 2), pp. 83-92.
- ŠARAPATKA, B., NIGGLI, U. a kol. 2008. *Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu*. Olomouc. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, 2008, 271 s.
- ŠLACHTA M., FRELICH J., SVOBODA L. 2008a. Seasonal biomass distribution of dung beetles (Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) in mountain pastures of south-west Bohemia. *Journal of Agrobiology* 25(2): 163-176.
- ŠLACHTA M., FRELICH J., VÁCHAL J. 2008b. Měření diversity koprofágních brouků. Uplatněná certifikovaná metodika. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, pp. 18.
- ŠLACHTA M., FRELICH J., VÁCHAL J. 2008c. Stanovení funkční struktury společenstva koprofágních brouků. Uplatněná certifikovaná metodika. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, pp. 23.
- ŠLACHTA M., FRELICH J., TONKA T. 2009a. Application of dung-baited pitfall trapping in monitoring study on diversity of coprophagous beetles (Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) in cattle pastures. *Journal of Agrobiology* 26(2): 83-99.
- ŠLACHTA M., FRELICH J., TONKA T. 2009b. Složení společenstva koprofágních brouků (Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) na pastvině masného skotu v západních Čechách – příklad využití návnadových padacích pastí při monitoringu koprofágní fauny. *Erica* 16, 97-112.

ŠLACHTA M., FRELICH J., TONKA T. 2010. Function of coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) in cattle pastures inferred from pitfall trapping data. *Journal of Agrobiology* 27(2), 85-91.

ŠLACHTA M. 2013a. Coprophagous beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) in two cattle pastures in South Bohemia. *Journal of Agrobiology* 30(1): 21-31.

ŠLACHTA M. 2013b. Biomass and functional meaning of coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) in two pastures in South Bohemia. *Journal of Agrobiology* 30 (2): 137 – 145.

ŠVIHLA, V., ŠIMUNEK, O. 2002. Stanovení systému zemědělského hospodaření a dalšího využití území v ochranných pásmech vodních zdrojů. In sborník: Ochranná pásma vodních zdrojů. Klub techniků, Praha, 1. října 2002, pp. 29 - 43. ČVVS. ISBN 80-02-01507.

TEAGUE, W.R. et al. 2011. Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141, pp. 310– 322.

TIAN, Y. Q. et al. 2007. Modelling to analyse the impacts of animal treading effects on soil infiltration. *Hydrol. Process.* 21, pp. 1106–1114.

TRABUCCHI, M. et al. 2012. Ecosystem service trends in basin-scale restoration initiatives: A review. *Journal of Environmental Management*, 111, pp. 18-23.

TREVISAN, D. et al. 2010. Mapping of critical source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds. *Water Research*, 44, pp. 3847-3860.

ULÉN, B., VON BRÖMSEN, C., JOHANSSON, G., TORSTENSSON, G., FORSBERG, L.S. 2012. Trends in nutrient concentrations in drainage water from single fields under ordinary cultivation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 151, pp. 61-69.

VAN ZANTEN, B. T. et al. 2014. European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. *Agron. Sustain. Dev.*, 34, pp. 309–325.

VELICH, J. 2009. Metody rozboru a hodnocení travních porostů. s. 134-154. In: VESELÁ, M., MRKVIČKA. J., ŠANTRŮČEK. J., ŠTRÁFELDA, J., VELICH, J., VRZAL, J. 2009. Návod ke cvičení z pícninářství, Skriptum FAPPZ ČZU v Praze, Praha. 202 s.

VESELÁ, M., MRKVIČKA. J., ŠANTRŮČEK. J., ŠTRÁFELDA, J., VELICH, J., VRZAL, J. 2009. Návod ke cvičení z pícninářství, Skriptum FAPPZ ČZU v Praze, Praha. 202 s.

VIDON, P., CAMPBELL, M.A., GRAY, M., 2008. Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management*, 95 (3), 322–330.

VOPRAVIL, J. a kol., 2011. Vliv činnosti člověka na krajinu českého venkova s důrazem na vodní režim a zadržování vody v krajině. Metodika VUMOP v.v.i. ISBN 978-80-87361-06-1. 77 s.

WILKES et al. 2013. Coherence among Different Microbial Source Tracking Markers in a Small Agricultural Stream with or without Livestock Exclusion Practices. *Applied and Environmental Microbiology*, 20, pp. 6207-6219.

WRAGE N., STRODTHOFF J., CUCHILLO H.M., ISSELSTEIN J., KAYSER M. 2011. Phytodiversity of temperate permanent grasslands: ecosystem services for agriculture and livestock management for diversity conservation. *Biodivers Conserv*, 20, pp. 3317–3339.

ZAIMES, G. et al. 2008. Total phosphorus concentrations and compaction in riparian areas under different riparian land-uses of Iowa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127, 22–30.

ZAJÍČEK, A., KVÍTEK, T., KAPLICKÁ, M., DOLEŽAL, F., KULHAVÝ, Z., BYSTRICKÝ, V., ŽLÁBEK, P. 2011. Drainage water temperature as a basis for verifying drainage runoff composition on slopes. *Hydrological processes* 25, pp.3204-3215. DOI: 10.1002/hyp.8039.

ZEMAN, L. a kol., 2006. Výživa a krmení hospodářských zvířat. Nakladatelství Profi Press, s.r.o., 360 s.

VII) Seznam publikací, které předcházely metodice

FUČÍK, P., NOVÁK, P., ŽÍŽALA, D. 2014. A combined statistical approach for evaluation of the effects of land use, agricultural and urban activities on stream water chemistry in small tile-drained catchments of south Bohemia, Czech Republic. *Environmental Earth Sciences*. Volume 72, Issue 6, pp 2195-2216. DOI: 10.1007/s12665-014-3131-y.

FUČÍK, P., HOLUBÍK, O., ZAJÍČEK, A., VOPRAVIL, J. 2012. Vliv pastvy hospodářských zvířat na půdní vlastnosti. *Náš Chov*, 12, 2012, s. 21-22, ISSN 0027-8068.

HAKROVÁ P., NOVOTNÁ K., SÝKOROVÁ Z., FRELICH J. 2015. Ecological-agricultural perspective on the quality of pasture vegetation. *Journal of Central European Agriculture*, 16(1), p.225 – 234. <http://dx.doi.org/10.5513/JCEA01/16.1.1570>

HAKROVÁ P., NOVOTNÁ K., SÝKOROVÁ Z., FRELICH J. 2014. Impact of different cover establishment types and grazing on species richness and composition of pastures on former arable land. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 20, 1158-1167.

HOLUBÍK, O., FUČÍK, P. 2013. Vliv pastvy skotu na utváření zásob půdní organické hmoty a stabilitu půdní struktury. *Výzkum v chovu skotu 2*, s. 2 - 9. ISSN 0139-7265.

MAYER, Z., ZEMEK, F. 2015. Digitální model reliéfu jako podklad pro návrh vodohospodářských opatření v pozemkových úpravách. *Vodní Hospodářství*, 3, s. 5 – 10.

SKALICKÝ, M., SKALICKÁ, J., SVOBODOVÁ, M., MRKVIČKA, J., FUČÍK, P., 2014. Vegetace trvalých travních porostů vrchovinového typu: vliv pastvy vs. kosení. *Úroda 12, 2014, vědecká příloha*, s. 417-420.

SVOBODOVÁ, M., MRKVIČKA, J., SKALICKÝ, M., 2014: Odhad výnosu píce trvalého travního porostu pomocí talířového měřidla. *Sborník příspěvků z odborného semináře Aktuální témata v pícninářství a trávníkářství 2014*, Katedra pícninářství a trávníkářství ČZU v Praze, v tisku.

SVOBODOVÁ, M., MRKVIČKA, J., SKALICKÝ, M., ŠANTRŮČEK, J., FUČÍK, P., 2014. Pastevní využití trvalého travního porostu a jeho složení. *Úroda 12, 2014, vědecká příloha*, s. 437-440.

SVOBODOVÁ, M., MRKVIČKA, J., FUČÍK, P., ŠANTRŮČEK, J. 2013. Využití travních porostů a koncentrace živin v píci. *Vědecká příloha Úrody, 12/2013*. ISSN 0139-6013. s. 351 – 355.

ŠLACHTA, M. 2013. Coprophagous beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) in two cattle pastures in South Bohemia. *J Agrobiol* 30 (1): 21–31, 2013. DOI 10.2478/agro-2013-0003.

ŠLACHTA, M. 2013. Biomass and functional meaning of coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae, Geotrupidae, Hydrophilidae) in two pastures in South Bohemia. *Journal of Agrobiology* 30 (2): 137 – 145.

ZAJÍČEK, A., FUČÍK, P. 2014. Vliv intenzity pastvy na infiltrační schopnost půdy v různých svahových zónách. *Krmivářství 1/2014*, s. 42-43. ISSN 1212-9992.

English Abstract

This methodology introduces the approaches for assessment of soil, water, plant, forage and invertebrates characteristics of pastures as influenced by cattle grazing. These parameters are necessary to observe and evaluate in order to set the optimal grazing management of pastures for support of the sustainable land use and for mitigating the negative impacts of agriculture on the environment. Moreover, the proper management of pastures enables to maintain or improve livestock welfare, market challenges of foods, and strengthen and diversify various activities in rural areas. In this book, direct as well as indirect methods for quantification of livestock grazing on soil, water, plants and invertebrates are elaborated. For the assessment of grazing-induced changes of these parameters, the focus is oriented towards different pasture geomorphological / hillslope zones, where grazing may exhibit, in aforementioned characteristics, in a distinct manner. The approaches are postponed based on literature survey as well as on knowledge acquired during a multi-branch research project.

The methodology shows the principles for monitoring and evaluation of parameters regarding soil physics and chemistry, water quality and quantity, plant diversity and forage quality and ecology of selected invertebrate species. Beside this, approaches for application and interpretation of remote sensing methods and tools for detecting the changes in plant and soil pasture characteristics are introduced and discussed. The methodics is targeted on one hand for specialist from state administration offices (Ministry of Agriculture, Ministry of the Environment) as a background for evaluation of the effectiveness of subsidy programmes focused on grazing management. On the other hand, the approaches described in the methodics can serve to the experts for an integrated assessment of grazing management on various pasture parameters or on the environment. The novelty of the methodics lies in the multi-level approach, which enables to assess the pasture parameters both individually or jointly, in some cases, according to their mutual interrelations and possible driving factors.

This study was supported by research project no. QI 111C034, funded by Czech Ministry of Agriculture.

Citation:

Fučík, P. et al. 2015. A methodology for assessing the impact of livestock grazing on soil properties, water quality and quantity, plant and invertebrates diversity. A certified methodics. 98 p. ISBN 978-80-87361-42-9.

Název	Metodický postup pro hodnocení vlivu pastvy skotu na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a biodiverzitu v krajině
Autoři	Petr Fučík a kol.
Vydal	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.
Vydání	první vydání, 2015
Počet stran	98
Náklad	150 výtisků
Tisk	powerprint s.r.o., Brandejsovo nám. 1219, Praha 6 - Suchbát
Distribuce	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27, Praha 5, tel.: 257 027 264

ISBN 978-80-87361-42-9

