

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



Bc. Matěj Man

Mechorosty agrocenóz ČR

Field bryophytes of the Czech Republic

Diplomová práce

Školitel: **RNDr. Zdeněk Soldán, CSc.**

Praha, 2015

Prohlášení:

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

V Praze, 14. 8. 2015

Bc. Matěj Man

Poděkování

Rád bych poděkoval především svému školiteli Zdeňku Soldánovi, za metodické vedení, materiální zajištění mé práce a odbornou pomoc především s determinací druhů. Velký dík patří Zdeňku Janovskému a Martinu Adámkovi za cenné rady z oblasti statistického zpracování dat. Dále bych rád poděkoval těm, kteří mi poskytli cennou konstruktivní kritiku. Jmenovitě Davidu Svobodovi, Martinu Kopeckému a Ondřeji Koukolovi. Svou práci bych nebyl schopen dokončit bez podpory, pochopení a pomoci své rodiny a drahé polovičky.

Rád bych také poděkoval ministerstvu zemědělství ČR za poskytnutá data, zejména tamní úřednici Tereze Gimunové za extrémně vstřícné a nápomocné jednání.

OBSAH

Souhrn	2
Abstract	3
1. Předmluva	4
2. Cíle práce	4
3. Motivace	5
4. Úvod	6
I. Orná půda a mechorosty.....	6
II. Pojetí polních mechorostů.....	7
III. Adaptace mechorostů pro růst na polích.....	8
IV. Orná půda a management	9
V. Reakce mechorostů na rozdílný management.....	11
Herbicidy, fungicidy.....	11
Hnojení	13
5. Materiál a metody	15
I. Studované lokality.....	15
II. Odběr mechorostů v terénu	18
III. Umístění mechorostů ve skleníku a jejich determinace	19
IV. Půdní analýzy.....	22
V. Analýzy digitálního modelu terénu.....	22
VI. Statistické zhodnocení dat	24
6. Výsledky.....	26
I. Vliv managementu na druhové bohatství polních mechorostů.....	27
II. Vliv faktorů prostředí na druhové bohatství polních mechorostů	30
III. Zhodnocení druhového zastoupení a složení společenstva v souvislosti s managementem a faktory prostředí.....	34
7. Diskuse.....	39
I. Vliv managementu na druhové bohatství polních mechorostů.....	39
II. Vliv faktorů prostředí na druhové bohatství polních mechorostů	43
III. Zhodnocení druhového zastoupení polních mechorostů.....	45
8. Závěr	48
9. Citovaná literatura.....	49
10. Přílohy.....	56

SOUHRN

Orná půda tvoří v České republice i v celé Evropské unii více než 30 % celkového zemědělského půdního fondu. Ačkoli jsou orná pole svou rozlohou významným biotopem, počet druhů, které je osidlují, není oproti divoké krajině příliš vysoký a diverzita některých skupin polních druhů není prozkoumána. V zájmu zvyšování druhového bohatství zemědělské krajiny zavedla evropská direktiva počátkem 90. let systém certifikace ekologického zemědělství. Dosud však není prokázáno, zda má ekologický management skutečně pozitivní vliv na druhové bohatství jednotlivých skupin organismů.

Ve své diplomové práci jsem zkoumal, zda má ekologický a konvenční management vliv na druhové bohatství a složení společenstev mechorostů orné půdy s pěstováním obilnin. Vliv ekologického managementu na mechorosty nebyl dosud nikdy prozkoumán na rozdíl od cévnatých rostlin, bezobratlých živočichů či obratlovců. Práce vychází z dat poskytnutých Ministerstvem zemědělství ČR pro 3 kraje (Pardubický, Vysočina a Středočeský). Největší část práce tvoří vlastní terénní průzkum diverzity na 12 polích v 6 lokalitách spojený s měřením a odvozením základních půdních i klimatických charakteristik.

Výsledkem mého průzkumu je zjištění, že konvenční management obilných polí má na druhové bohatství polních mechorostů okrajový vliv a na složení společenstva má vliv jednoznačný a významný. Na obilných polích s konvenčním managementem byla zjištěna mírně zvýšená druhová diverzita, vyjádřená počtem druhů, oproti polím ekologického zemědělství. Zároveň jsem v párovém designu práce nepotvrdil vliv žádné z proměnných prostředí na druhovou diverzitu (pH půdy, konduktivita, vlhkost, příkon slunečního záření). Konduktivita a pH výrazně ovlivňují složení společenstva polních mechorostů. Celkově jsem na polích zaznamenal 28 druhů mechorostů. Nalezené druhy nevykazovaly preferenci konkrétního managementu, kromě druhu *Bryum violaceum*, který v mém průzkumu výhradně a hojně osidloval pole s ekologickým managementem. V seznamu nalezených polních druhů se navíc v mé práci vyskytují 2 druhy z kategorie „DD“ (chybí údaje) dle Českého červeného seznamu. Jejich nalezení přispívá k rozšíření znalosti o výskytu druhů v ČR.

Klíčová slova: Mechorosty, ekologické zemědělství, orná půda, druhová diverzita.

ABSTRACT

More than 30 % of agricultural land in Europe also Czech Republic is covered by arable fields. There is no evidence about diversity of some arable fields-bounded species groups. In general the diversity of arable land species is less than the wild land species. For increasing species diversity in agricultural land European commission comes up with agri-environmental farming schemes in 90's. Till now real effectiveness of the agri-environmental schemes is not clear for all species groups.

In my thesis I have investigated whether the diversity and community composition of arable bryophytes species is influenced by agri-environmental or conventional management on cereal fields. The influence of agri-environmental management on arable bryophytes was never investigated in Europe unlike the other species groups like vascular plants, non-vertebrates or vertebrates.

The thesis stands on dataset provided by Ministry of agriculture for 3 Czech regions (kraj Vysočina, Pardubický kraj, Středočeský kraj). My own research of arable bryophytes diversity held on 12 fields within 6 localities is the main part of the thesis supplemented by basic soil measurements and climatic characteristics extractions.

Main result of the thesis is finding that conventional management has marginally positive effect on arable bryophytes species diversity, management has strong and significant effect on arable bryophyte community composition. Conventional cereal fields has slightly higher diversity expressed as count of species in comparison with agri-environmental cereal fields. Species diversity was not influenced by any other environmental variable (soil pH, conductivity, wetness, potential solar radiation) unlike the community composition which was strongly affected by pH and conductivity. In total I founded 28 bryophyte species. Bryophyte species has no strong management preferences except of *Bryum violaceum* which I have founded exclusively on agri-environmental fields in high abundance. In addition, there were two bryophyte species found during my work in category DD (data deficient) according to Czech red list. Their foundation could bring useful peace of information in context of Czech bryophyte species distribution.

Key words: bryophytes, agri-environmental scheme, arable field, species diversity

1. PŘEDMLUVA

Prostředí orných polí se z botanického hlediska netěší zvláštní pozornosti. Druhá diverzita zde není příliš vysoká. Nenašli bychom zde ani mnoho vzácných, chráněných či ohrožených rostlin a živočichů. Orná půda však tvoří v ČR nezanedbatelnou plochu. Proto je dobré vědět, jak organismy reagují na určité typy polního hospodaření a které přístupy podporují kromě cílových hospodářských plodin také vyšší diverzitu plevelných a doprovodných druhů. Evropským hospodářským schématem, které by mělo podpořit druhovou diverzitu v zemědělské krajině, je zavádění ekologického zemědělství, které se v ČR aplikuje od roku 2004. V současné době je stále předmětem zkoumání, zda je zavádění ekologického zemědělství skutečně tím faktorem, který podporuje druhovou diverzitu v zemědělské krajině. Co se cévnatých rostlin týče, objevují se názory protichůdné. Celkově jsou však v převaze práce, které tvrdí, že ekologické zemědělství je z hlediska botanické diverzity příznivé a druhovou rozmanitost podporuje (Kleijn et al. 2006). To však platí pouze pro cévnaté rostliny. Reakce mechorostů, lišejníků, hub a houbám podobných organismů na ekologický management není dostatečně prozkoumaná.

2. CÍLE PRÁCE

Tato práce je zaměřena na polní mechorosty. Na území ČR nebyl doposud vůbec proveden zevrubný průzkum diverzity polních mechorostů. Tato práce si klade za cíl prozkoumat, zda a jak mechorosty reagují na ekologický management orných polí a přinést nové poznatky o druhové diverzitě orných polí. Rád bych, aby tato práce přispěla k poznání druhové diverzity polních mechorostů a odpověděla na následující specifické otázky:

1. Liší se v ČR druhové bohatství polních mechorostů na obilných polích s ekologickým a konvenčním managementem? Který typ managementu souvisí s jejich vyšší druhovou diverzitou?
2. Jaké další faktory prostředí (pH, konduktivita, vlhkost, přísun slunečního záření a velikost pole) ovlivňují druhové bohatství mechorostů na obilných polích?
3. Je možné na obilných polích vyzorovat rozdíly či trendy v druhovém zastoupení mechorostů v souvislosti s typem managementu a faktory prostředí?

3. MOTIVACE

V evropské i české legislativě, která upravuje parametry a pravidla ekologického zemědělství, je zdůrazněno, že jeho hlavním posláním je snaha o zvýšení diverzity druhů v hospodářské krajině zatížené intenzivním zemědělstvím. Skutečný vliv ekologického managementu polí na druhovou diverzitu rostlin i živočichů se stále ověřuje a zkoumá. V mnoha studiích bylo prokázáno, že konvenční - intenzivní management působí negativně na diverzitu plevelových společenstev (Ervio et al. 1987; Albrecht 1995). Z botanického hlediska jsou tedy jednoznačně druhově bohatší pole s ekologickým managementem, ať už díky vyloučení herbicidů (Derksen et al. 1995) nebo nižšímu příjmu minerálních hnojiv (Pyšek et al. 1991). Zajímavé výsledky přináší souhrnný článek z roku 2003 (Kleijn et al.), který shrnuje výsledky více než šedesáti regionálních prací, jež se zabývaly studiem vlivu efektivity evropského systému ekologického zemědělství na tři velké skupiny organismů – členovce, ptáky a cévnaté rostliny. Ukázalo se, že 54 % druhů mělo vyšší diverzitu nebo biomasu na ekologických polích, 6 % druhů prosperovalo lépe na polích konvenčních, 23 % druhů na management nereagovalo vůbec a 17 % druhů vykazovalo v nezávislých studiích protichůdné reakce. Z botanického hlediska, je zajímavé, že souborný článek popisuje 14 regionálních prací, které statisticky hodnotily vliv managementu na druhovou diverzitu rostlin. Z toho 6 studií prokázalo jednoznačně pozitivní vliv ekologického managementu, 2 studie prokázaly vliv opačný a 7 studií uvádí, že rostliny na způsob managementu nereagují. Recentní celoevropské srovnání ploch s ekologickým managementem napříč 7 státy z roku 2008 (Billeter et al.) ukázalo, že diverzita plevelových společenstev jednoznačně klesá s nárůstem použití umělých hnojiv. Ještě o krok blíže designu mé diplomové práce je studie, která se zabývá vlivem ekologického zemědělství na diverzitu polních plevelů se zaměřením na obilná pole, kde bylo prokázáno, že na obilných polích s ekologickým zemědělstvím je prokazatelně vyšší druhová diverzita cévnatých rostlin (Hyvönen et al. 2002).

Jak ukazují výše citované práce, diverzita cévnatých rostlin zemědělské krajiny je v Evropě poměrně dobře probádána. To se však již nedá říci o polních mechorostech. Cílené průzkumy druhového bohatství polních mechorostů byly na evropské úrovni provedeny pouze ve Velké Británii (Preston et al. 2010), v Litvě (Andriušaitytė et al. 2013) a v Rakousku (Zechmeister et al. 2001). Ani jeden z výzkumných týmů se však nezabýval zhodnocením vlivu zemědělského managementu na polní mechorosty. Doposud tedy neexistuje žádný průzkum, který by se této

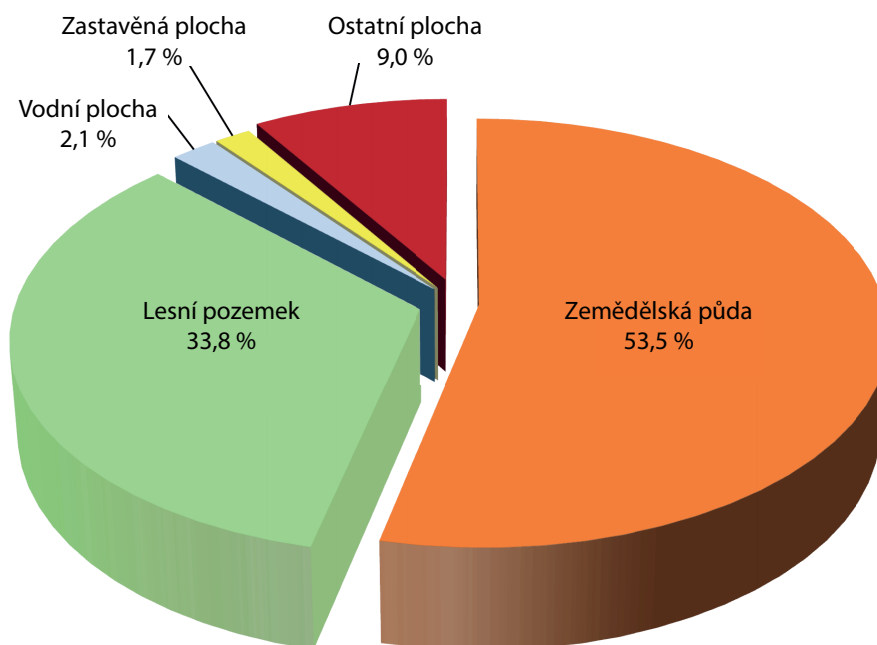
otázce věnoval, ačkoli se vliv ekologického managementu polí na jiné druhy organismů zkoumá poměrně intenzivně. Britská bryologická společnost, jejíž členové vůbec poprvé systematicky zmapovali mechorosty agroceen, ve svém článku Preston et al. (2010) upozorňuje na chybějící poznání vlivu ekologického managementu na polní mechorosty.

Tato diplomová práce se tedy snaží vnést světlo do oblasti, která zatím není probádaná a jejíž průzkum stojí za pozornost.

4. ÚVOD

I. ORNÁ PŮDA A MECHOROSTY

V Evropě tvoří zemědělská půda největší podíl z celkového půdního fondu. To platí i pro území České republiky, jejíž rozloha je více než z poloviny (53,5 %) tvořena zemědělskou půdou. V celkové výměře zemědělských ploch na území ČR má dominantní zastoupení orná půda, která tvoří 37 % z celkového půdního fondu (Bukovský et al. 2012), což z ní činí biotop



Obr. 1: Poměr zastoupení jednotlivých kategorií využití půdního fondu v ČR dle Situační a výhledové zprávy o půdě (Bukovský et al. 2012).

značného významu. Ačkoli se jedná o plochy člověkem ovlivněné ve velmi vysoké míře, najdou se druhy živočichů i rostlin, kterým zemědělská půda nikterak nepřekáží, nebo jsou na ní dokonce vázané. Z celkového počtu druhů mechorostů vyskytujících se na území jednotlivých států střední Evropy bylo na orné půdě zaznamenáno 9 – 21 % druhů z národních seznamů

(Man 2013). Je zřejmé, že orná půda je druhotným biotopem, který vytvořil člověk a na který se některé druhy sekundárně adaptovaly. Polní mechorosty osidlují zemědělské plochy již od počátků lidské snahy o pěstování kulturních plodin, o čemž svědčí nálezy spor polních hlevíků v půdních profilech spojených s ranou zemědělskou činností (Horrocks et al. 2012). Před nástupem zemědělství bylo patrně možné nalézt velmi podobná společenstva polním mechorostům na obnažené půdě, která mohla být udržována pravidelnou disturbancí způsobenou velkými kopytníky nebo činností vody.

II. POJETÍ POLNÍCH MECHOROSTŮ

Pokud je použito spojení mechorosty agrocenóz nebo polní mechorosty, pak jde o skupinu druhů, která je definována svým výskytem v určitém čase na orné půdě. Nejedná se o pojetí skupiny ekologické ani syntaxonomické či taxonomické. Na stránkách této práce ponese označení „polní mechorosty“ nebo „mechorosty agrocenóz“ právě skupina druhů nalezená v daném čase na zkoumaných orných polích, rostoucí přímo na holé půdě. Jde o pojetí poměrně volné a široké, jelikož se mezi nalezenými druhy nachází také mechorosty, jež se mohou vyskytovat obecně nebo ty, pro něž není polní prostředí vůbec typické např. *Brachythecium rutabulum*, *Marchantia polymorpha*. Toto široké pojetí respektují i autoři nedávných výzkumů diverzity mechorostů agrocenóz v Evropě – například práce z Velké Británie Preston et al. (2010) nebo recentní výzkum z Litvy Andriušaitytė et al. (2013). Rakouští autoři ve své práci zkoumající diverzitu polních mechorostů Zechmeister et al. (2003) zvolili pojetí ještě širší a volnější. Mezi polní mechorosty řadili totiž všechny druhy rostoucí v rámci orných polí bez ohledu na substrát, tedy například i druhy rostoucí na borce stromů uprostřed polních remízků nebo na skalních výchozech a balvanech v polích.

Pokud bychom chtěli studovat skupinu polních mechorostů na území ČR spíše z hlediska syntaxonomického, pak nelze opomenout práci Rivoly (1987), který mimo jiné navrhl změny hierarchie syntaxonomických jednotek polních společenstev mechorostů předchozích autorů, čímž se snažil systém zpřesnit. Jeho změny nebyly však v pozdějších pracích akceptovány. Ucelený přehled o vývoji názoru na syntaxonomické postavení polních mechorostů přináší ve své disertační práci Kresáňová (2007).

Na tomto místě bych také rád zmínil, že mechorosty na polích nelze označovat za plevel. Na tento fakt upozornil již v osmdesátých letech Rivola (1987), který navrhl, aby polní

mechorosty nespádaly v botanice do definice plevelových společenstev. Tento náhled se v botanické obci ujal. Polní mechorosty se tak dostávají do jakési terminologické šedé zóny. Ze svých četných osobních rozhovorů se zemědělci mohou konstatovat, že ani oni nepovažují polní mechorosty za plevele.

III. ADAPTACE MECHOROSTŮ PRO RŮST NA POLÍCH

Důvodem udržování orných ploch je podpora systému, který poskytne nejlepší podmínky pro růst a sklizeň cílových hospodářských plodin. S tím souvisí takový způsob hospodaření, který bude eliminovat a maximálně znevýhodňovat nežádoucí organismy a plevele. Zejména proto přicházejí zemědělci s pravidelnou orbou a z velké části také s aplikací agrochemikálií - především herbicidů.

Konvenční zemědělci mnohdy směřují k tomu, aby na polích udrželi čisté monokultury cílové plodiny. Přes veškerou snahu hospodářů se na polích vyskytují krom cílových plodin také divoké či plevelné rostliny adaptované na pravidelný stres způsobný orbou, která udržuje celý systém v přísně jednoletém vegetačním cyklu. Polní rostliny tak mají omezené možnosti, jak se v zemědělském cyklu realizovat. Mohou to být konkurenčně velmi silné druhy, jež se prosadí i na úkor cílových plodin, nebo druhy, které vyčkávají v podrostu hospodářských plodin a jejich životní cyklus vrcholí v období mezi podzimní sklizní a orbou. Polní mechorosty v našich podmínkách nikdy nejsou těmi rostlinami, které by se byly schopné prosadit na úkor cílových zemědělských plodin. Hlavní adaptací polních rostlin je krátký životní cyklus s velmi rychlou tvorbou rozmnožovacích částic a tendence k vyšší míře vegetativního rozmnožování.

V agrocenózách jsou k nalezení především mechorosty schopné realizovat svůj životní cyklus ze stadia spory či nepohlavní propagule do stadia zralého sporofytu nebo zralé gemy za velmi krátkou dobu – zpravidla za pár měsíců. Spory či gemy polních mechorostů jsou podobně jako semena polních plevelů (Streibig 1988) schopny zachovat si klíčivost v půdní bance diaspor po dobu několika let (Bisang 1996). Z důvodu každoroční destruktivní disturbance v podobě orby osidlují polní prostředí především mechorosty schopné rychlé kolonizace obnažené půdy. Každoroční rekolonizace zoraných polí pak probíhá především z druhů půdní banky diaspor, kterými jsou například *Physcomitrium pyriforme*, *Tortula acaulon*, *Ephemerum minutissimum*, *Bryum argenteum*, *Bryum dichotomum*, *Funaria hygrometrica* (During 1979). Velké množství mechorostů zaznamenaných v agrocenózách tvoří nepohlavní rozmnožovací

částice, typicky rhizoidální gemy (*Bryum violaceum*, *Bryum rubens*, *Physcomitrium pyriforme*), což zajišťuje mechorostům větší šanci na rozmnožení v podmínkách krátké vegetační doby. Orná pole osidlují také ubikvistické druhy rozšířené obecně a hojně, například *Funaria hygrometrica*, *Bryum argenteum*, *Ceratodon purpureus* (Frahm 2008). U těchto široce rozšířených druhů, jež jsou schopné náhodně kolonizovat obnaženou půdu, se na polích zpravidla nesetkáváme s tvorbou klonálních gem. Častý je naopak výskyt sporofytů a tvorba malých lehkých spor, které se snadno šíří vzduchem na velkou vzdálenost (Miller et al. 2004; Hutsemekers et al. 2008).

IV. Orná půda a management

Při rostlinné výrobě, kdy je využívána zemědělská půda, se uplatňuje v hrubých rysech jednotné schéma. Do zkyplené půdy se seje nebo sází cílová plodina a v průběhu roku je v případě potřeby oborávána, zavlažována, hnojena či postřikována agrochemikáliemi. V době zralosti je sklizena a pole je před další setbou zkypleno zpravidla orbou. Management je možné upravovat dle potřeby a zájmu rolníka. Je například možné omezit aplikaci agrochemikálií, rozhodnout se, zda užít hnojiva a zda zvolit syntetická či přírodní. Dále se nabízí volba ochrany plodin před škůdci počínaje biologickou metodou (pěstování vhodných plodin pohromadě) až po opakovanou aplikaci agrochemikálií. Důležitý je také směr setby vůči sklonu svahu nebo střídání plodin s možností zařazení období, kdy pole leží jednou za několik let ladem. Volba managementu je zásadním faktorem, který limituje rozšíření a diverzitu polních plevelů i polních mechorostů.

Pakliže polní hospodář využívá své pole v režimu konvenčního zemědělství, je zcela na jeho uvážení, jaký management si zvolí, ačkoli existují jistá opatření zejména ve vztahu k ochraně samotné zemědělské půdy před erozí a znehodnocením či k ochraně vodních zdrojů před negativním dopadem intenzivní zemědělské činnosti. Konvenční zemědělci zpravidla určují management dle ekonomických ukazatelů. Hodnotí tedy především ekonomickou návratnost konkrétních kroků a postupů. V některých případech mohou čistě ekonomické úvahy nad zemědělským managementem vést ke znehodnocování půdy samotné a negativnímu ovlivnění okolí příliš intenzivním a bezohledným hospodařením. Evropské společenství proto přišlo se systémem opatření, která certifikuje jako ekologické zemědělství a která by měla vést rolníky k udržitelnému a ohleduplnému nakládání se zemědělskou půdou.

Plochy s ekologickým managementem tvoří asi 40 % z celkové rozlohy zemědělské půdy v EU k roku 2014¹. Plocha ekologického zemědělství v ČR zabírala v roce 2011 necelých 12 % z celkové výměry zemědělské půdy (Hrabalová et al. 2011). Účelem této práce není hodnotit funkčnost či užitečnost systému ekologického zemědělství, nýbrž prozkoumat jeho vliv na diverzitu polních mechorostů. Přesto je velmi důležité zde uvést, jak se liší ekologické zemědělství od konvenčního.

Vybrané a dle potřeby zkrácené pasáže z legislativy upravující ekologické hospodaření na orné půdě, které mohou ovlivnit podmínky výskytu polních plevelů a mechorostů.

Nařízením rady (ES) č. 834/2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů

- zavádí udržitelný systém řízení zemědělství, který respektuje přírodní systémy a cykly a zachovává a zlepšuje zdraví půdy, vody, rostlin a živočichů a rovnováhu mezi nimi, přispívá k vysoké úrovni biologické rozmanitosti
- použití syntetických chemických látek je přísně omezeno na výjimečné případy
- zakazuje používání GMO
- ekologická rostlinná produkce využívá způsoby obdělávání a pěstitelské postupy, které zachovávají nebo zvyšují obsah organických látek v půdě, zvyšují stabilitu půdy a její biologickou rozmanitost a předcházejí zhutnění a erozi půdy
- úrodnost a biologická aktivita půdy se udržuje a zvyšuje víceletým střídáním plodin, včetně luštěnin a jiných plodin využívaných jako zelené hnojivo a používáním chlévské mrvy či organických materiálů, pokud možno kompostovaných, z ekologického zemědělství
- hnojiva a pomocné půdní látky se mohou používat jen za předpokladu, že byly schváleny pro použití v ekologické produkci
- nepoužívají se minerální dusíkatá hnojiva
- prevence škod způsobených škůdci, chorobami a plevely je založena především na ochraně přirozenými nepřáteli, volbě druhů a odrůd, na střídání plodin, pěstitelských postupech a termálních procesech
- v případě zjištěného ohrožení plodiny se přípravky na ochranu rostlin mohou použít jen za předpokladu, že byly schváleny pro použití v ekologické produkci

Systém ekologického zemědělství je na evropské úrovni řízen centrálním Nařízením rady (ES) č. 834/2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů, kterým se novelizovala starší verze z roku 1991. Prováděcím předpisem této směrnice je nařízení komise (ES) č. 889/2008, jež stanovuje označování a mechanismus kontroly. Česká legislativa tato nařízení implementuje prostřednictvím zákona č. 242/2000 Sb. o ekologickém zemědělství a vyhláškou č. 16/2006 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona o ekologickém zemědělství.

¹ EUROSTAT 2014 - <http://ec.europa.eu/eurostat/web/agri-environmental-indicators>

Zásadní informací pro průzkum popsaný na stánkách této práce je rozdíl mezi ekologickým a konvenčním zemědělstvím, který spočívá v tom, že na ekologická pole nesmí být aplikovány synteticky vyrobené agrochemikálie. V obecné rovině je pak velmi výrazně omezeno použití jakýchkoli postřiků, pouze v případech akutního ohrožení úrody existuje možnost použití schválených a šetrných přípravků. V praxi by tento systém měl vést k zamezení přehnojování ekologických polí a oslabení možnosti zemědělců likvidovat plevelné druhy chemicky. U ekologických zemědělců se také častěji setkáváme se střídáním plodin, kdy v osevním cyklu hojněji figurují bobovité rostliny. Ekologické plodiny bývají také častěji pěstované ve směsi - typicky obilniny s jetelovinami, což může vést k většímu zapojení porostu, tedy nižšímu průchodu světla k holé zemi a to i po sklizni obilnin, kdy se jeteloviny mohou lépe prosadit.

V. REAKCE MECHOROSTŮ NA ROZDÍLNÝ MANAGEMENT

Herbicidy, fungicidy

Jak bylo zmíněno výše, jedním z hlavních rozdílů mezi ekologickým a konvenčním zemědělstvím je zákaz používání syntetických agrochemikálií v ekologickém zemědělství. V roce 2014 bylo celkem v konvenčním zemědělství aplikováno v obilninách více než 880 tun herbicidů a více než 660 tun fungicidů (Musil 2015). Není překvapivé, že agrochemikálie jsou jedním z hlavních faktorů, které ovlivňují plevelné cévnatých rostlin na polích. Nejen, že mírně snižují jejich diverzitu, ale zásadním způsobem mění složení společenstva (Derksen et al. 1995). Cévnaté rostliny a mechorosty reagují na různé agrochemikálie rozdílně a mnohdy protichůdně. Celkově je k dispozici velké množství studií, jež hodnotí účinnost herbicidů používaných proti růstu mechorostů. V prostředí agrocenóz však zemědělcům zpravidla nejde o použití herbicidů k likvidaci mechorostů. Mechorosty jsou tedy vystaveny působení agrochemikálií mimo hlavní proud a tak trochu „mimochoodem“. Přesto existuje důvod se domnívat, že i toto působení herbicidů a fungicidů může mechorosty ovlivňovat. Prokazatelné je minimálně ovlivnění na úrovni fyzikální. Většina pesticidů a fungicidů jsou velké nerozpustné molekuly s neutrálním pH, což narušuje osmotický gradient na buněčné membráně mechorostů (Brown 1984).

účinná látka	typ přípravku	spotřeba
Glyfosát	herbicide	406 597 kg
Prochloraz	fungicide	131 925 kg
Chlortoluron	herbicide	101 241 kg
Tebukonazol	fungicide	99 096 kg
Pendimethalin	herbicide	91 524 kg
Isoproturon	herbicide	73 380 kg
Fenpropimorf	fungicide	63 424 kg
2,4-D	herbicide	55 750 kg
Spiroxamin	fungicide	52 436 kg
Epoxykonazol	fungicide	45 064 kg

Tabulka 1: Přehled deseti nejpoužívanějších herbicidů a fungicidů na obilninách v ČR v roce 2014 dle údajů Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského, upraveno podle (Musil 2015).

Ve světovém i národním měříku je v poslední době nejužívanější herbicidní látkou glyfosát. Jedná se o totální herbicide, který je aplikován mimo období výskytu cílových obilnin, tedy před zasetím nebo po sklizni, což je zároveň období, kdy vrcholí polní mechorosty ve své biomase a bývají ve fázi rozmnožování. V obsáhlém shrnujícím textu o vlivu zemědělství na mechorosty a lišejníky zmiňuje Brown (1992) diplomovou práci Stjernquistst z osmdesátých let a konferenční přednášku Ronoprawiro, kteří píšou o negativním působení glyfosátu na vybrané mechorosty. Přímé působení glyfosátu na mechorosty se ukázalo jako jednoznačně negativní v lesních ekosystémech. Po jednorázové aplikaci došlo k signifikantnímu poklesu počtu druhů i k poklesu abundance druhů zbývajících. Ani po dvou letech se populace mechorostů nevrátila k normálu (Newmaster et al. 1999). Kromě glyfosátu je pro mechorosty známý účinek látky 2,4-D (kyselina 2,4-dichlorfenoxycetová), což je v podstatě syntetický rostlinný hormon auxin, který se hojně používá k potlačení růstu dvouděložných rostlin. Jeho aplikace v obilninách je hojná. U mechorostů byl zkoumán vliv této látky v souvislosti s proliferací protonematu (Chen et al. 2009). Vliv syntetického auxinu na růst mechorostů může být v této souvislosti spíše pozitivní. V případě ostatních osmi z deseti nejpoužívanějších agrochemikálií v ČR nebyl vliv na mechorosty prozkoumán. U fungicidů lze předpokládat, že jimi nebudou mechorosty negativně ovlivněny, stejně jako nejsou negativně ovlivněny ostatní rostliny (Zobel et al. 1999; Haugwitz et al. 2011).

Mechorosty vyskytující se na polích ekologického zemědělství by neměly být syntetickými herbicidy ani fungicidy ovlivněny vůbec, protože to jsou látky v ekologickém zemědělství zakázané.

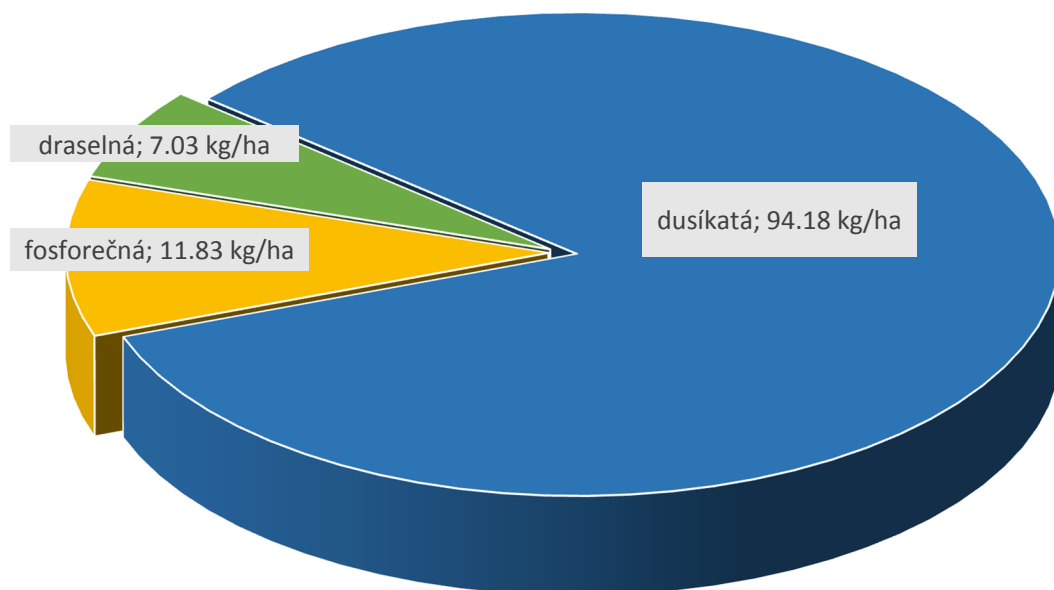
Hnojení

Dalším významným rozdílem ekologického a konvenčního zemědělství je zákaz používání dusíkatých minerálních hnojiv na ekologických polích. Právě dusíkatá minerální hnojiva se v konvenčním zemědělství využívají velice hojně. V roce 2013 tvořil celkový roční přísun dusíkatých minerálních hnojiv více než 94 kg v přepočtu na každý hektar využitelné zemědělské půdy. V praxi to znamená, že na konvenční zemědělskou půdu padlo syntetických dusíkatých hnojiv ještě více, protože ministerstvo zemědělství rozpočítává celkovou spotřebu hnojiv ve své statistické ročence přes průměr na celkovou výměru využitelné zemědělské půdy v ČR. Pole ekologická zůstala naopak zcela bez přísunu minerálních dusíkatých hnojiv. Použití jiných než dusíkatých minerálních hnojiv na ekologických polích není přímo zakázané.

U mechorostů se obecně předpokládá, že přijímají největší podíl živin celým povrchem těla, jelikož zpravidla nemají funkční vodivý systém, který by zajistil efektivní získávání a vedení živin z půdy skrze rhizoidy. Dalo by se tedy předpokládat, že mechorosty budou ovlivněny především hnojením tekutými hnojivy nebo hnojivem obsaženým v kapénkách dešťové vody, která se rozstříkuje o povrch půdy. Navzdory zažitému předpokladu bylo prokázáno, že jsou mechorosty schopny efektivního příjmu a transportu minerálních látek (hnojiv) přímo z půdy (Ayres et al. 2006). Zdá se tedy, že polní mechorosty mohou být ve větší míře ovlivněny i hnojivy pevnými, která jsou v české zemědělské krajině aplikována častěji. Odpověď mechorostů na hnojení je pravděpodobně druhově specifická a komplexní. V experimentu z 80. let Synnott (1987) bylo prokázáno, že pokryvnost mechorostů je obecně pozitivně korelována s umělým přísunem fosforu. Na hnojení dusíkatými látkami pak reaguje pozitivně například *Marchantia polymorpha* - její kolonizace na hnojených plochách je uspíšena, biomasa i pokryvnost se zvyšují oproti nehnojené kontrole. Druh *Funaria hygrometrica* v Synnottově experimentu nereagoval na hnojení vůbec. Rychlost kolonizace ani biomasa mechorostů se nelišila na kontrolních a hnojených plochách. Druh *Ceratodon purpureus* reagoval obecně pozitivně na hnojení na plochách ošetřených hnojivy s obsahem fosforu a draslíku. V případě taxonu *Bryum* sp. se umělý přísun živin ukázal jako faktor, který zrychluje jeho kolonizaci na obnažené půdě, ale po dvou letech neustálého hnojení začala biomasa i

četnost klesat oproti nehnojeným kontrolním plochám. V jiné práci vykazuje mech *Hylocomium splendens* při vyšších dávkách dusíkatého hnojiva redukcí růstu. Druh *Thuidium tamariscinum* nereaguje ani na poměrně vysoké dávky dusíkatých látek (Koranda et al. 2007). Napříč studiemi se také konstatuje, že vliv hojení dusíkatými a draselnými látkami nemá na mechorosty přílišný vliv, naopak velký vliv má hnojení s obsahem fosforu a vápníku (O'Toole et al. 1971). Práce zaměřená na měnící se prostředí druhů *Polytrichum commune* a *Hylocomium splendens* uvádí, že po třech letech hnojení komplexem minerálů NPK byla biomasa na hnojených plochách o 50 % nižší než na nehnojených (Potter et al. 1995).

Jen málo prací se věnuje přímo polním mechorostům a vlivu hnojení na jejich růst, rozmnožování či biomasu. Studie pojednávají z většiny o druzích, které se na polích nenalézají. Výsledky výzkumů se navíc často různí. Na jedné straně je možné sledovat pozitivní závislost mezi kolonizací obnažené půdy mechorosty a umělým přidavkem živin, na straně druhé se zdá, že dlouhodobý efekt hnojení je pro mechorosty spíše negativní. Je tedy možné, že konvenční orná pole s vyšším přísunem umělých hnojiv představují pro mechorosty snadněji kolonizovatelné plochy.

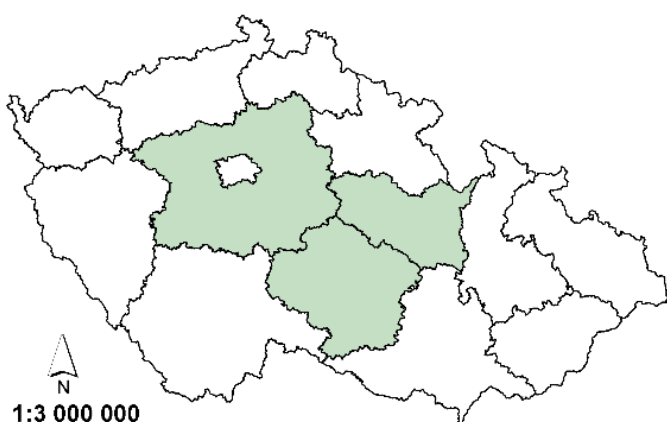


Obr. 2: Spotřeba minerálních hnojiv v České republice v roce 2013 [kg/ha] rozpočítaná na hektar využitelné zemědělské půdy dle dat ministerstva zemědělství dostupných online: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1656>

5. MATERIÁL A METODY

I. STUDOVANÉ LOKALITY

Průzkum byl omezen na Českou republiku, konkrétně na 3 kraje (Vysočina, Pardubický a Středočeský) a to zejména z důvodu dosažitelnosti ploch pro terénní průzkum a odběry vzorků. Podkladem pro výběr lokalit byla geoinformační databáze ministerstva zemědělství LPIS (veřejný registr půdy), jejíž kopie pro dané kraje a rok 2013 byla poskytnuta Ministerstvem zemědělství ČR pro potřeby této diplomové práce.



Obr. 3: Vyznačení oblasti průzkumu, pro kterou byla získána podkladová geografická data od Ministerstva zemědělství ČR.

Poskytnutá databáze obsahuje lokalizaci všech zemědělsky využívaných ploch. Z relevantních informací pak údaje o tom, zda se jedná o ornou půdu a zda se na ploše v daném roce hospodaří v režimu ekologického nebo konvenčního zemědělství. V datové sadě těchto 3 krajů se nachází 174 797 evidovaných ploch zemědělské půdy. Z toho 89 202 ploch tvoří orná půda, přičemž 1 907 polí je obhospodařováno v režimu ekologického

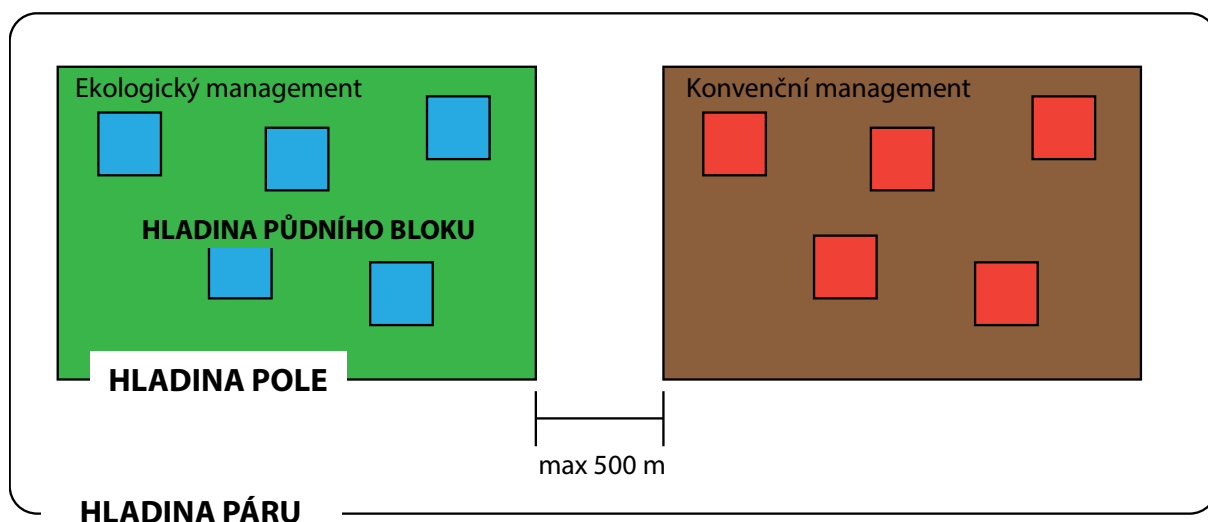
zemědělství a 87 295 polí v režimu konvenčního zemědělství.

S ohledem na cíle práce jsem pomocí geoinformačního software ArcMap 10.1 vybral pouze ta pole, která splňovala následující podmínky:

- plocha je evidovaná jako orná půda
- pole ekologického zemědělství je vzdálené nejvíce 500 m od pole konvenčního
- pole konvenčního zemědělství je vzdálené nejvíce 500 m od pole ekologického

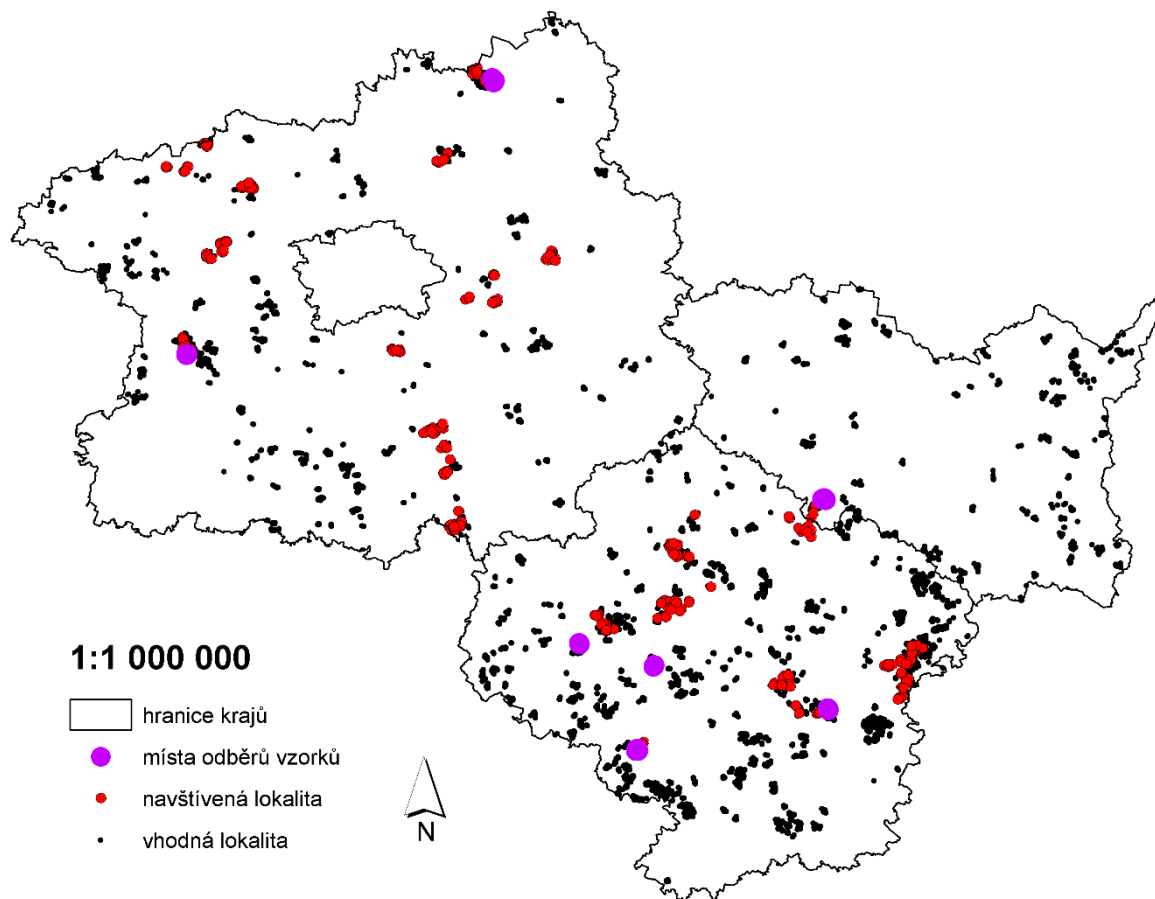
Tento postup vedl k nalezení skupin polí orné půdy, kde jsou blízko u sebe plochy konvenčního a ekologického zemědělství. Touto cestou jsem se vydal s ohledem na minimalizaci variability způsobené srovnáváním konvenčních a ekologických polí, která by od sebe byla velmi vzdálená. Díky tomu odpadá v dalších analýzách nutnost uvažovat vliv geografické polohy, půdních typů i geologických poměrů. Předpoklad homogenity byl vždy zběžně ověřen také v terénu. Na problém vysoké variability prostředí u srovnávacích studií

managementu polního hospodářství upozorňují v rozsáhle souhrnné práci Kleijn a Sutherland (2003), kteří považují práce s párovým designem za jediné korektní. Zároveň konstatují, že žádná z prací, kterou do svého souhrnného článku zahrnuli, bohužel neměla párový design. Z datového souboru jsem výše popsanou metodou také vyloučil izolovaná pole obou managementů. Pro terénní průzkum jsem tak vytypoval celkem 4 388 polí, z toho 1 890 ekologických a 2 498 konvenčních. Celkem jsem v terénu navštívil 573 potenciálně vhodných lokalit (jednotlivých polí). Neznamená to však, že by byl na všech navštívených lokalitách proveden bryologický průzkum. Navštívením lokality se rozumí zjištění pěstované plodiny a stavu plochy. Například řepka – posečená, obilí – nesklizené, strniště – nezorané atp. Údaje o pěstované plodině nejsou bohužel v současné době centrálně evidovány a ani snaha o zjištění konkrétních pěstovaných plodin u jednotlivých farmářů bohužel nebyla úspěšná. Proto tedy bylo nutné v podstatě náhodně vyhledávat vhodná místa k odběru vzorků, kterými byla pouze obilná strniště.



Obr. 4: Schematické znázornění designu průzkumu v terénu a odběru půdních bloků s jednotlivými hladinami použitými pro různé statistické analýzy.

Zahrnutí polí s jedinou plodinou jsem zvolil s ohledem na fakt, že diverzita polních mechorostů je prokazatelně a výrazně ovlivněná právě pěstovanou plodinou (Porley 2001). Při porovnání diverzity mechorostů například na poli s řepkou a obilím by mohl být vliv managementu zastíněn vlivem pěstované plodiny. Pole s obilninami pak byla vybrána



Obr. 5: Středky ploch, které byly geoinformační analýzou v cílových krajích vyhodnoceny jako potenciálně vhodné k průzkumu, s vyznačením navštívených lokalit a odebraných vzorků

především proto, že plocha pro jejich pěstování zaujímá v české² i evropské³ zemědělské krajině největší rozlohu.

Odběr vzorků jsem provedl pouze tehdy, pokud jsem v terénu našel dvojici polí - jedno s hospodářstvím ekologickým a druhé s konvenčním, od sebe vzdálenou maximálně 500 m s podmínkou, že na obou polích muselo být v daném čase nezorané obilné strniště. Mezi 573 navštívenými plochami tyto podmínky splnilo pouze 14 lokalit (polí), z nichž jsem odebral vzorky vždy párově (7 párů polí). Úspěšnost nalezení vhodných ploch byla velmi malá. Na jeden úspěšně nalezený pár polí připadá cca 80 polí, které bylo nutné navštívit a jež nebylo možné do průzkumu zahrnout. Tak malá úspěšnost byla dána nutností splnění náročných předpokladů stanovených designem práce, zejména však reálně tím, že zemědělci se snažili svá pole orat co nejdříve po sklizni. Situace byla ve všech případech taková, že konvenční pole obhospodařoval někdo jiný než pole ekologická. Často se tak stávalo, že na potenciálně

² Český statistický úřad 2014

http://vdb.czso.cz/vdbvo/tabdetail.jsp?cislotab=ZEM0030UU&kapitola_id=11&cas_1_76=2014&

³ EUROSTAT 2014

<http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=en&pcode=tag00006>

vhodných párech obilných polí bylo nalezeno strniště a oranice, nebo obilí „nastojato“ a strniště, či oranice a obilí „nastojato“. Přílohou této práce je mapový list každé lokality, odkud byly odebrány vzorky. Připojena je také tabulka GPS souřadnic každého místa odběru na dané lokalitě.

II. ODBĚR MECHOROSTŮ V TERÉNU

Životní cyklus mechorostů agrocenóz vrcholí po sklizni cílové plodiny v průběhu podzimu (Bisang 1992). Terénní práce tak probíhala v období září až listopad 2014. Kvůli možnému ovlivnění polních mechorostů bankou diaspor z okolí jsem do této práce zahrnul pouze vnitřní části polí s vyloučením pásu 10 m vzdáleného od okraje pole. V geoinformačním software ArcMap 10.1. jsem plochy z původní datové sady zmenšil pomocí nástroje „Buffer“ o 10 m směrem od okraje do středu pole. Výsledné zmenšené polygony jsem nahrál pomocí software DNRGPS 6.1.0.6 do turistické navigace Garmin Mapsource 62, což umožnilo přesně lokalizovat, zda se člověk nachází uvnitř nebo vně cílové plochy daného managementu.

označení pole	lokality	datum odběru
279_eko	Březinka	11.9.2014
477_int		
195_eko	Hamry, Hlinsko	13.9.2014
156_int		
1756_eko	Pančava, Dvorce	2.10.2014
2372_int		
1733_eko	Skrýšov, Pelhřimov	5.10.2014
1371_int		
1210_eko	Oslavice, Velké Meziříčí	2.11.2014
1752_int		
1283_int	Studnice, Telč	15.11.2014
1519_eko		

Tabulka 2: Přehled navštívených lokalit s daty odběru půdních bloků.

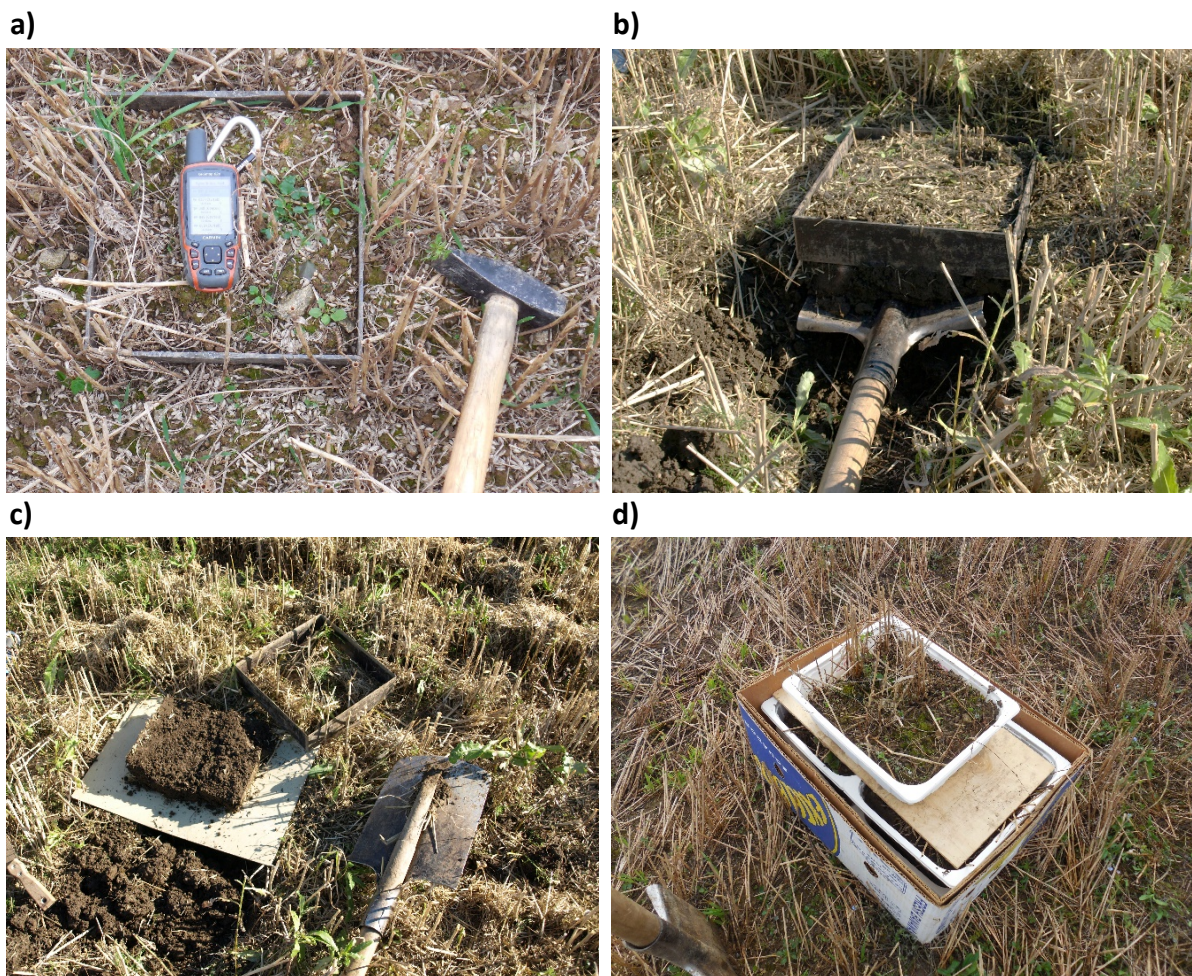
Půdní bloky s mechorosty jsem v terénu odebíral párově z pole ekologického a konvenčního a to vždy minimálně 10 m od okraje pole. Na každém poli byla odebrána pětice půdních bloků i s vegetací.

Původní ideou bylo postižení variability dané plochy pomocí náhodně vygenerovaných odběrových míst v rámci daného pole. Uvnitř každého pole (10 m od okraje) jsem tedy náhodně vygeneroval 5 GPS souřadnic pomocí platformy Geospatial Modelling Environment

pomocí příkazu „genstratrandompnts“ tak, aby byly od sebe body minimálně 10 m vzdálené navzájem. Body jsem následně nahrál do navigace Garmin Mapsource 62, což umožnilo jejich nalezení v terénu. Tento design se však ukázal jako nevhodný a dál jsem se ho nedržel. Náhodně vygenerované body byly zpravidla zcela prosté mechorostů, a to i když jsem se pohyboval v okruhu 5 – 7 m (nepřesnost měření) kolem místa, které ukázal GPS přístroj. Místa odběru v rámci jednotlivých polí byla tedy vybrána cíleně přímo v terénu se snahou o získání reprezentativního vzorku diverzity mechorostů na dané ploše – místa, kde nebyly patrné žádné mechorosty, jsem do studie zpravidla nezahrnul. Každé pole jsem tedy v rámci možností prohlédnul a následně arbitrárně určil místa odběrů. Takový design znemožňuje formulovat obecnější závěry o průměrné pokryvnosti mechorostů na dané ploše. Design směřuje spíše k maximální snaze o postižení druhové diverzity mechorostů. Každé místo odběru půdního bloku jsem zaměřil turistickým GPS přístrojem Garmin Mapsource 62 v režimu průměrování polohy bodu. Velikost odebraných půdních bloků byla stanovena na 25 x 25 cm s ohledem na přijatelnost transportu ale i dostatečnou velikost pro získání relevantních údajů o diverzitě na daném poli. Inspirací byl design průzkumu diverzity mechorostů v Park grassland experimentu ve Velké Británii (Virtanen et al. 2000). Půdní bloky jsem odebíral pomocí kovového vzorkovacího čtverce, který jsem kladivem zatloukl do země do hloubky 5 cm, následně jsem jej vyrýpnul zahradnickým rýčem a hloubku odebrané zeminy jsem upravil na 5 cm dle hran odběrového čtverce. Z odebraného půdního vzorku jsem odstříhal zbytky stébel obilnin a dalších rostlin. Zároveň s odběrem půdních bloků jsem na každém místě odebral také vzorky svrchní vrstvy půdy (cca 2 cm) pro potřeby doplňkových půdních analýz. Půdní vzorky byly umístěny do označených papírových sáčků, ve kterých byly vysušeny a uskladněny.

III. UMÍSTĚNÍ MECHOROSTŮ VE SKLENÍKU A JEJICH DETERMINACE

Půdní bloky jsem umístil do plastových misek, ve kterých jsem je transportoval do skleníku. Každý půdní blok s mechorosty setrval ve skleníku 110 – 120 dní, kdy jsem je přiměřeně zaléval a rosil. Determinaci druhů jsem provedl až následně. Takový postup jsem zvolil s ohledem na to, aby mechorosty získaly dostatečný čas pro tvorbu sporofytů a nepohlavních gem. Determinace většiny polních mechorostů je totiž možná pouze dle morfologie rozmnožovacích struktur. Umístění do skleníku uchránilo mechorosty od zaorání, ke kterému by došlo v terénu, a poskytlo jim potřebný čas.



Obr. 6: a) zaměřování pozice odebraného půdního bloku; b) vyrýpnutý půdní blok; c) úprava hloubky půdního bloku na cílových 5 cm; d) půdní bloky v miskách připravené k transportu.

Po 110 – 120 dnech jsem provedl determinaci všech mechorostů v jednotlivých miskách. Míra vytvořených sporofytů a gem byla díky době strávené ve skleníku skutečně vyšší než přímo v terénu ve chvíli odběru půdních bloků, což výrazně zvýšilo úspěšnost determinace mechorostů. U každého druhu jsem odhadoval také pokryvnost na dané misce pomocí papírových čtverců odpovídajících procentuální části povrchu půdního bloku.

Determinaci mechorostů jsem provedl pomocí binokulární lupy OPTIKA SZ6745 s osvětlením KL 2 LABO a mikroskopu OLYMPUS CHK-G. Mikroskop jsem využíval hojně zejména proto, že determinace mnoha polních mechorostů je založena na mikroskopických znacích jako je tvar, velikost a barva rhizoidálních gem – zejména u rodu *Bryum*, rozlišování velikosti listových buněk – *Dicrnella*, počet a tvar buněk lemu ústí tobolky – *Tortula* či ultrastruktura povrchu spor – *Anthoceros*, *Fossombronia*. Determinaci jsem provedl dle

českého klíče k určování mechorostů (Pilous et al. 1960), terénní příručky pro určování polních mechorostů (Porley 2008), britské flory mechů (Smith et al. 2004) a monografie věnované komplexu gemiferních druhů komplexu *Bryum erythrocarpum* (Crundwell et al. 1964).

Každému půdnímu bloku jsem vytvořil profil v programu TURBOWEG 2.101, který obsahoval základní hlavičku

(kód bloku, kód lokality, typ managementu, GPS souřadnice, počet dní ve skleníku) a seznam nalezených druhů s jejich pokryvností. Seznam druhů s pokryvností a kódy lokalit i bloků jsem také paralelně zálohoval v papírové podobě.

Každý půdní blok jsem ze skleníku přenesl do pracovny, kde jsem jej celý umístil pod binokulární lupu. Nejprve jsem provedl determinaci druhů, které nevyžadovaly použití mikroskopu jako například *Bryum argenteum*, fertilní *Leptobryum pyriforme*, gemiferní *Bryum rubens*, *Barbula*, *Streblotrichum* a další. Zároveň jsem určil jejich pokryvnost. Dále jsem misku s půdním blokem systematicky v řadách prohlížel. Řady tvořilo zorné pole binokulární lupy. V každém kroku zorného pole (cca 3 cm) jsem zejména v případě rodu *Bryum* a *Dicranella* odebral několik rostlinek i s rhizoidy, které jsem pod vodou opatrně zbavil hlíny a umístil pod mikroskop k determinaci dle rhizoidálních gem. V případě rodu *Tortula* jsem prováděl řez tobolkou a dle vrstvy buněk lemující její ústí jsem prováděl determinaci. Zástupci rodu *Dicranella*, *Brachythecium* a *Brachytheciastrum* byli podrobeni měření šíře buněk listové čepele. Strukturu povrchu spor jsem sledoval v případě rodu *Fossombronia* a u hlevíků. Determinace všech druhů jednoho půdního bloku trvala v průměru 80 minut.

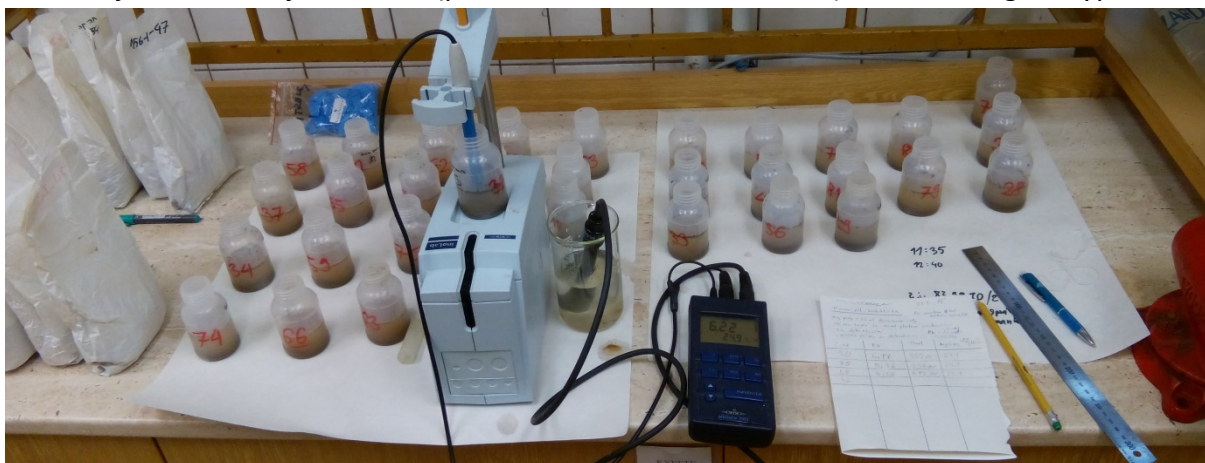
Veškerá nomenklatura v této práci je sjednocena dle posledního Seznamu a červeného seznamu mechorostů ČR z roku 2012 (Kučera et al. 2012).



Obr. 7: Odhad procentuální pokryvnosti mechorostů v rámci půdního bloku.

IV PŮDNÍ ANALÝZY

Vedle průzkumu diverzity jsem provedl také základní půdní analýzy studovaných ploch. Ve vodním výluhu půdy jsem měřil konduktivitu jako proměnnou svázanou s úživností dané lokality a hodnotu pH, jež může pomoci při determinaci druhů a zároveň je pro mechorosty do značné míry limitujícím faktorem. Půdní analýzy jsem prováděl dle metodiky pospané ve skriptech „Praktikum vybraných ekologických metod“ (Suchara 2007). Z každého půdního odběru jsem oddělil jemnozem (půdní částice větší než 2 mm), navážil 10 g a vsypal do 50

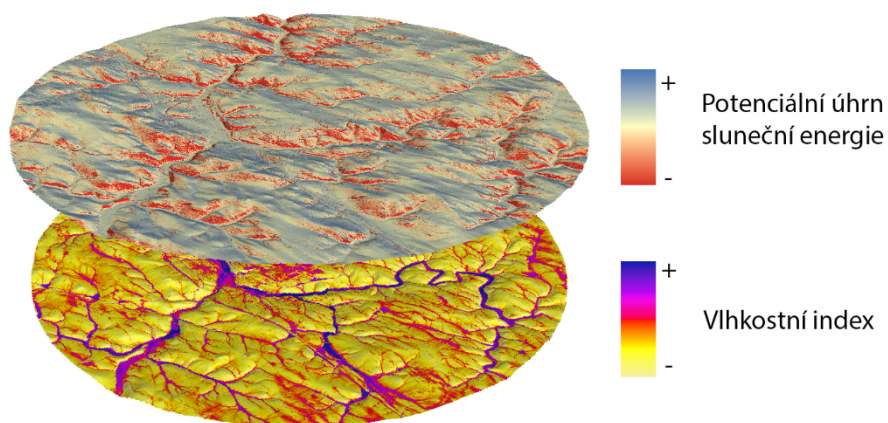


Obr. 8: Měření pH a konduktivity ve vodním výluhu.

ml destilované deionizované vody. Půdní výluhy jsem umístil na 15 minut na třepačku. Po usazení pevné části (po jedné hodině stání) jsem provedl jednorázové měření konduktivity a pH pomocí přístroje WTW pH/Cond 340i s připojením sond na měření pH a konduktivity. Obě sondy jsem bezprostředně před sérií měření kalibroval dle manuálu k přístroji. K zobrazení výsledku měření jsem využil naprogramované funkce přístroje AUTO READ, která zaručuje zobrazení hodnoty po ustálení (průměr několika opakovaných měření). Ke každému půdnímu bloku je navázaný jeden odběr půdy a jeden pár půdních měření. Celkově tedy bylo provedeno 14 analýz pH a stejný počet měření konduktivity.

V. ANALÝZY DIGITÁLNÍHO MODELU TERÉNU

Další potenciální vliv na diverzitu mechorostů může mít vlhkost dané lokality, což souvisí s příjmem solární radiace a sklonem svahu. Dlouhodobější terénní měření vlhkosti a solární radiace na daných lokalitách nebylo možné, protože většina metod vyžaduje ponechání měřicího materiálu nebo čidla po nějakou dobu na měřené lokalitě, což nebylo možné kvůli



Obr. 9: Dvě vrstvy odvozených klimatických parametrů z modelu terénu položené nad sebe. Kruhový výřez o průměru 5 km z lokality Oslavice - Velké Meziříčí. Zkoumané plochy se nacházejí uprostřed výřezů.

vysoké pravděpodobnosti zničení zemědělskou technikou. Proto jsem zvolil metodu odvození těchto parametrů z digitálního modelu terénu požadovaných lokalit. Shodou okolností Český ústav zeměměřičský v nedávné době zveřejnil velmi podrobný digitální model terénu páté generace, jenž je tak jemný, že jedna buňka rastru odpovídá dvěma metřům v reálné krajině, což je přesnost bohatě dostačující pro odvození zmíněných mikroklimatických parametrů. K odvození parametrů jsem využil software SAGA GIS 2.1.2, k přípravě podkladů a vyhodnocení výsledků jsem použil software ArcMap 10.1. Kvůli extrémní náročnosti na výpočetní výkon byla analýza provedena ve výřezech digitálního modelu vždy v okruhu 5 km kolem místa odběru, což s dostatečnou rezervou zajišťuje generování relevantních a nezkraslených výsledků. Potenciální úhrn sluneční radiace na dané lokalitě jsem odvodil pomocí modulu „Potential solar radiation“ (Böhner et al. 2009) pro celkový úhrn v období od 1. dubna do 1 listopadu ostatní parametry výpočetního modulu jsem ponechal v základním nastavení. Pro výpočet vlhkostního indexu jsem základní výškový model terénu nejprve transformoval v model dokonale spojitý pomocí modulu „Fill sinks XXL“ (Wang et al. 2006) v základním nastavení. Na tomto spojitém modelu jsem provedl výpočet vlhkostního indexu pomocí modulu „Saga wetnes index“ (Böhner et al. 2002), jehož parametry jsem ponechal v základním nastavení.

Vygenerované parametry jsem podrobil korelační analýze v programu R 3.1.2. Výsledkem byla silná korelace sklonu svahu a potenciální vlhkosti. Parametr sklonu svahu jsem tedy z dalších analýz vyloučil.

	vlhkostní index	sluneční radiace	sklon
vlhkostní index	1	-0.1843805	-0.7359506
sluneční radiace	-0.1843805	1	0.124418
sklon	-0.7359506	0.124418	1

Tabulka 3: Matice korelačních koeficientů mikroklimatických parametrů.

VI. STATISTICKÉ ZHODNOCENÍ DAT

Pro hodnocení rozdílu v druhové bohatosti polních mechorostů ekologických a konvenčních ploch jsem využil druhová data s vyloučením údajů o půdních blocích z lokality Kočvary Lochovice. Půdní bloky číslo 18, 22 a 24 – 27 byly znehodnoceny v průběhu umístění ve skleníku (zaplavení kvůli závadě na střeše skleníku) a druhová determinace tak nebyla možná. Jako ukazatel druhového bohatství jsem použil prostý počet nalezených druhů a Simpsonův index (Simpson 1949) v rámci jednoho půdního bloku, respektive jednoho pole. Simpsonův index jsem vypočetl na základě procentuální pokryvnosti jednotlivých druhů prostřednictvím software JUICE. U všech proměnných na hladině půdních bloků jsem ověřil normalitu pomocí Shapiro-Wilkova testu (Shapiro et al. 1965), což potvrdilo možnost využívání parametrických testů a analýz. Pro zhodnocení druhové rozdílnosti obou skupin polí jsem využil hierarchickou analýzu variance Split plot ANOVA (Chambers 1992) se třemi oddělenými analýzami jak prostého počtu druhů, tak Simpsonova indexu diverzity i pokryvnosti. Pro analýzy jsem využil primární, hierarchický datový set (hladina půdních bloků). Design experimentu byl volen již v počátku ortogonálně, hierarchicky, což slibuje dostatečně robustní a silný výsledek, na druhou stranu to znemožňuje do modelu zahrnout další doplňkové faktory jako je pH či konduktivita se zachováním jeho robustnosti. Primární otázkou v tomto designu je vliv managementu. Proto jsem pro další analýzu nepoužil model se smíšenými efekty, v němž by bylo možné další faktory zohlednit, ovšem na úkor robustnosti a se ztrátou výhody ortogonálního designu práce.

Pro znázornění dat na hladině půdních bloků jsem využil bodové grafy průměrných počtů druhů na lokalitách s vynesenu střední chybou průměru. Rozdíl v absolutním počtu druhů

zaznamenaných na polích s rozdílnými managementy jsem vynesl v krabicovém diagramu se znázorněním kvantilů.

Doplňkové faktory jako pH, konduktivita, vlhkostní index, potenciální sluneční radiace a velikost pole jsem zhodnotil v samostatné statistické analýze. Nejprve jsem odstranil hierarchický design, který v této fázi způsoboval pseudoreplikace. Pomocí software JUICE jsem z kompletní datové sady vygeneroval celkové počty druhů, které se vyskytovaly na konkrétních polích (hladina pole), tedy druhové složení o hladinu vyšší, než které bylo použito v hierarchické analýze vlivu managementu (obrázek 4). Na stejnou hladinu jsem upravil i ostatní data zprůměrováním pěti dílčích hodnot pro každé pole. Touto extrakcí vznikla nová datová sada (hladina pole), která leží hierarchicky o stupeň výše nad daty původními (hladina půdního bloku). Faktory prostředí jsem vynesl do grafů se znázorněním průměrů a jejich středních chyb, zároveň jsem vytvořil krabicové diagramy pro znázornění rozdílu mezi managementy.

Pro nalezení faktorů prostředí, které mohou mít na druhovou diverzitu prokazatelný vliv, jsem využil metody postupné regrese „Forward Stepwise Regression“ (Hocking 1976). Vytvořil jsem pomocný nulový lineární model, ke kterému jsem postupně po jedné přidával proměnné a sledoval, jak se bude měnit součet reziduální plochy čtverců, a Akaikeho informační kritérium (Chambers 1992).

Výsledky na hladině pole jsem vynesl do bodového grafu znázorňujícího počty druhů v závislosti na faktorech prostředí s vynesením spojnice trendu a konfidenčních intervalů na hladině 95 % z lineárního modelu.

Pro zhodnocení trendů výskytu a pokryvnosti jednotlivých druhů v závislosti na managementu jsem pomocí programu TURBOWEG 2.101 rozdělil základní datový soubor na dva samostatné podsoubory tak, aby každý obsahoval buď pouze plochy s ekologickým, nebo plochy s konvenčním zemědělstvím. V každém podsouboru jsem v programu JUICE filtroval celkový počet půdních bloků, na kterých byl daný druh zaznamenán, a pro každý druh průměrnou pokryvnost v dané datové podmnožině. Díky tomuto postupu bylo také možné zhodnotit, zda některé druhy preferovaly výhradně ekologická či konvenční pole.

Data jsem také zhodnotil pomocí mnohorozměrné analýzy s použitím software CANOCO 5, která ukáže, zda je druhové složení společenstva ovlivněno zkoumanými faktory a jakým způsobem. Pro zhodnocení dat jsem využil přímé ordinace - unimodální kanonická korespondenční analýza - CCA (Ter Braak et al. 1998). Délka hlavního gradientu v datech byla

podle nepřímé ordinační analýzy (DCA) 3.3 SD. Lineární metoda přímé ordinace (RDA) by zde byla ještě patrně také možná, arbitrárně jsem však zvolil analýzu unimodální (CCA). Pro odfiltrování vlivu lokality na druhové složení byl „unikátní kód dvojice blízkých polí“ v analýze použit jako kovariáta, která zajistila požadované párové srovnání. Jako proměnné prostředí byly do analýzy zařazeny: pH, konduktivita, typ managementu, vlhkostní index a potenciální sluneční radiace. Pomocí postupného výběru (forward selection se 499 permutacemi omezenými kategoriálními kovariátami) byly vybrány 3 proměnné prostředí, které měly signifikantní ($P < 0.05$) vliv na druhové složení. Z analýzy byly vyloučeny druhy, které se v celém datovém setu vyskytovaly pouze na jediném půdním bloku. Výsledek CCA analýzy byl graficky zobrazen ve formě ordinačního diagramu. Grafický výstup znázorňuje pouze 20 druhů. Devět druhů, které vykazovaly nejmenší ovlivnění osami ordinačního prostoru, není v grafu pro přehlednost zobrazeno.

6. VÝSLEDKY

Na začátek je nutné uvést, že byla kvůli umístění do skleníku zničena jedna datová sada (půdní bloky z jednoho páru polí). V místě, kde byly ve skleníku v miskách položeny půdní bloky číslo 18, 22 a 24 – 27 z lokality Kočvary Lochovice došlo k protečení střechy skleníku. To způsobilo totální zaplavení výše uvedených misek. Jelikož v nich voda stála přes víkend, ani následné vylití a pokus o vysušení neuchránil veškeré přítomné rostliny od zkázy saprofytickými mikroorganismy. Všechny půdní bloky z dané lokality byly z průzkumu a následné analýzy vyřazeny kvůli zachování ortogonality designu.

V rámci všech nepoškozených půdních bloků se navíc vyskytly dva bloky, na kterých nebyl zaznamenán ani jediný druh mechorostu (pouze protonema), oba půdní bloky z jednoho pole s ekologickým managementem v lokalitě Oslavice. Tyto půdní bloky však byly do analýzy zahrnuty, protože nepřítomnost mechorostů nebyla artefaktem.

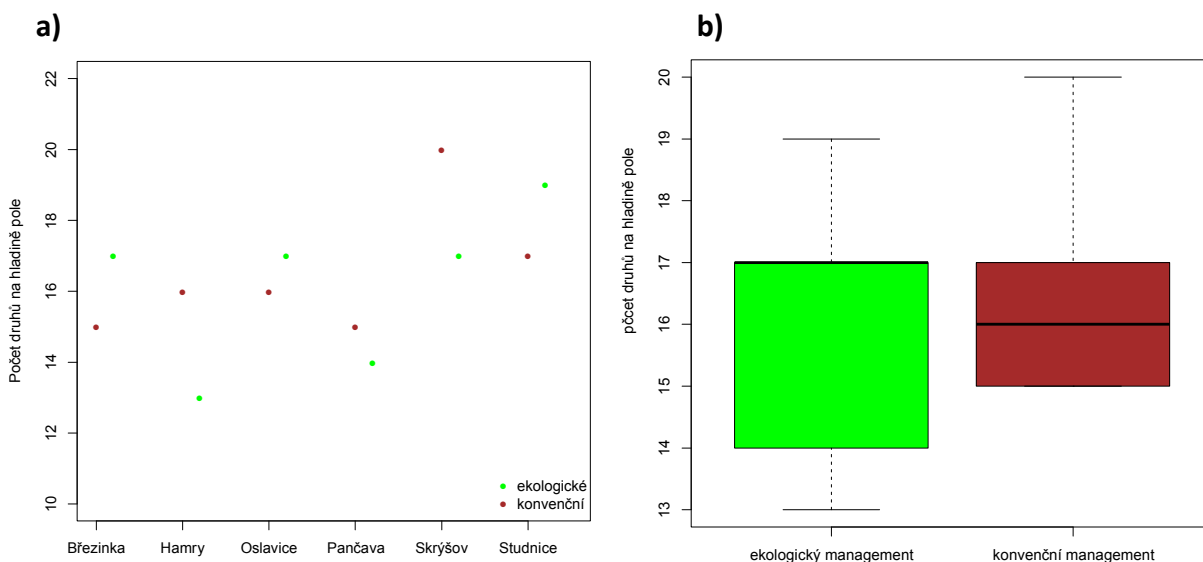
Dále zde uvádím, že byla data podrobena analýzám, které vyloučily vliv designu a metodiky na vyhodnocení výsledků. Na datovém setu jsem statisticky ověřil, že na počet nalezených druhů nemá vliv datum odběru půdních bloků ani doba, po kterou půdní bloky ležely ve skleníku. Doba umístění ve skleníku se pro jednotlivé půdní bloky lišila v rozmezí 30 dnů (minimum 93 dnů maximum 123 dnů). Vliv počtu dnů strávených ve skleníku byl ověřen

analýzou variance na hladině půdního bloku. Nulová hypotéza nebyla vyvrácena ($P=0,835$), což je pro další analýzy důležité. Stejný výsledek přineslo ověření v případě data odběru, jehož vliv nebyl na hladině pole prokázán ($P=0,82$). Vliv designu práce na výsledky tedy nebyl prokázán.

I. VLIV MANAGEMENTU NA DRUHOVÉ BOHATSTVÍ POLNÍCH MECHOROSTŮ

Vyhodnocení odpovědi druhového bohatství na způsob managementu obilných polí je stěžejním výsledkem celé práce. Jedná se o vyhodnocení průzkumu, který nebyl dosud v Evropě proveden.

Na 12 polích jsem odebral 60 půdních bloků. V rámci kompletní datové sady jsem celkem zaznamenal 28 druhů mechorostů. V rámci každého typu managementu ekologického i konvenčního jsem našel shodně celkem 25 druhů mechorostů. Variabilita mezi jednotlivými poli v rámci managementu byla však vysoká. Na jednom poli se vyskytovalo průměrně 16 druhů mechorostů a v rámci jednoho půdního bloku průměrně 7 druhů mechorostů. Hierarchická analýza variance přinesla marginálně signifikantní výsledek ($P=0,0571$). Na hladině 95 % tedy nebyl vliv managementu prokázán. Analýza vyšla těsně na hranici průkaznosti. Pokud by byla hodnota pouze o 0,0071 nižší, vliv managementu by již byl prokázán. Znamená to tedy, že v rámci jednoho pole je variabilita v počtu nalezených druhů



Obr. 10: Grafické znázornění počtu druhů zaznamenaných na hladině polí **a)** Absolutní počet druhů zaznamenaný na půdních blocích v rámci jednotlivých lokalit pro oba typy managementu. **b)** Počet druhů zaznamenaných na polích napříč způsoby managementu. V krabicovém diagramu je vyznačen průměr a kvantily pro dvě skupiny managementu.

nepatrně vyšší než mezi dvěma poli rozdílných managementů. Marginálně signifikantní výsledek ($P=0.0666$) přinesla také hierarchická analýza vlivu managementu na pokryvnost jednotlivých druhů. Analýza vztahu Simpsonova indexu diverzity a managementu přinesla negativní výsledek. Zdá se tedy, že diverzita polních mechorostů na hladině polí popsaná Simpsonovým indexem není managementem ovlivněna.

Z grafů na obrázku 10 a 11 je dále patrné, že se stoupající hladinou analýzy stoupá i počet zaznamenaných druhů. To není překvapivé, pokud uvažíme design experimentu a vezmeme v úvahu, jakou plochu reálně v terénu jednotlivé hladiny reprezentují.

- Hladina půdního bloku 25 x 25 cm průměrně nalezeno 7 druhů.
- Hladina pole jednotky až desítky hektarů průměrně nalezeno 16 druhů.
- Hladina managementu desítky až stovky hektarů nalezeno 25 druhů.

a)

Error: hladina pole		Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
	Management	1	24.07	24.067	4.622	0.0571
	Residuals	10	52.07	5.207		
Error: hladina půdního bloku	Residuals	48	249.2	5.192		

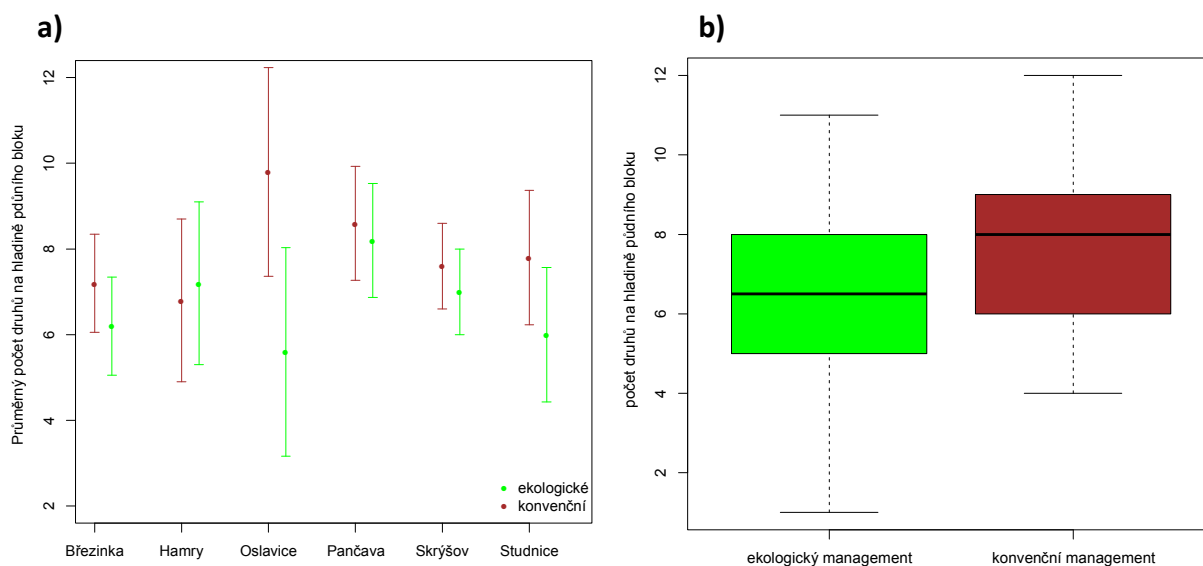
b)

Error: hladina pole		Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
	Management	1	2245	2244.8	4.234	0.0666
	Residuals	10	5302	530.2		
Error: hladina půdního bloku	Residuals	48	42950	894.8		

c)

Error: hladina pole		Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
	Management	1	0.08131	0.08131	2.624	0.136
	Residuals	10	0.30983	0.03098		
Error: hladina půdního bloku	Residuals	48	1.55	0.0323		

Tabulka 4: Výsledky hierarchické analýzy variance z programu R. Df = počet stupňů volnosti, Sum Sq = součet čtverců, Mean Sq = průměrný čtverec. F value = hodnota F statistiky, Pr (>F) = P hodnota (hladina signifikance) **a)** POČET DRUHŮ v závislosti na managementu (ekologický/konvenční); **b)** POKRYVNOST DRUHŮ v závislosti na managementu (ekologický/konvenční); **c)** SIMPSONŮV INDEX DIVERZITY v závislosti na managementu (ekologický/konvenční).



Obr. 11: Grafické znázornění počtu druhů zaznamenaných na hladině půdních bloků. **a)** Průměrný počet druhů zaznamenaný na půdních blocích v rámci jednotlivých lokalit pro oba typy managementu s vynesemím střední chyby průměru na hladině 95 %. **b)** Počet druhů zaznamenaných na půdních blocích napříč typem managementu. V krabicovém diagramu je vyznačen průměr a kvantily pro dvě skupiny managementu.

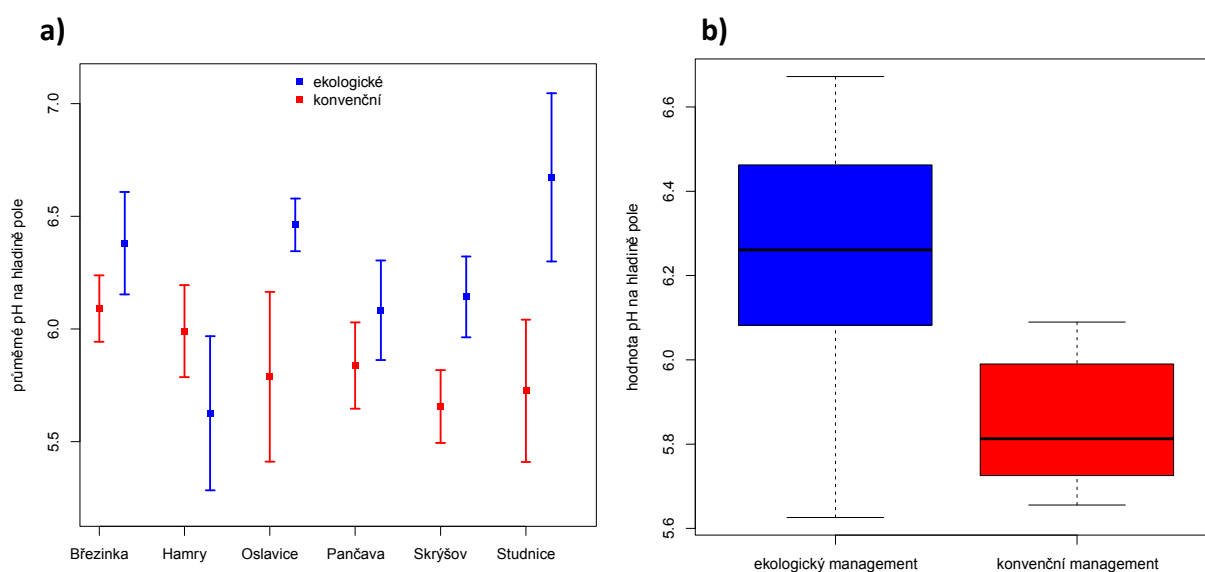
Výsledkem této části analýzy dat je zjištění, že rozdíl v managementu obilných polí má na druhové bohatství polních mechorostů, vyjádřené jako počet druhů, marginálně signifikantní vliv. Znamená to tedy, že na 95% hladině se jednoznačný vliv managementu prokázat nepodařilo, nicméně výsledek statistického testu je přímo na hranici průkaznosti, což může spíše naznačovat, že vliv managementu na druhové bohatství obilných polí nebude úplně náhodný.

Při pohledu na krabicový diagram, který popisuje počet druhů dle managementu na hladině půdního bloku na obrázku 10, je patrné, že průměrný počet druhů je o něco vyšší na polích s konvenčním managementem oproti ekologickému managementu. Ovšem při pohledu na krabicový diagram, který popisuje stejnou situaci na hladině polí na obrázku 11, není trend již tak jasně pozorovatelný, tomu odpovídá i nesignifikantní výsledek statistického vyhodnocení.

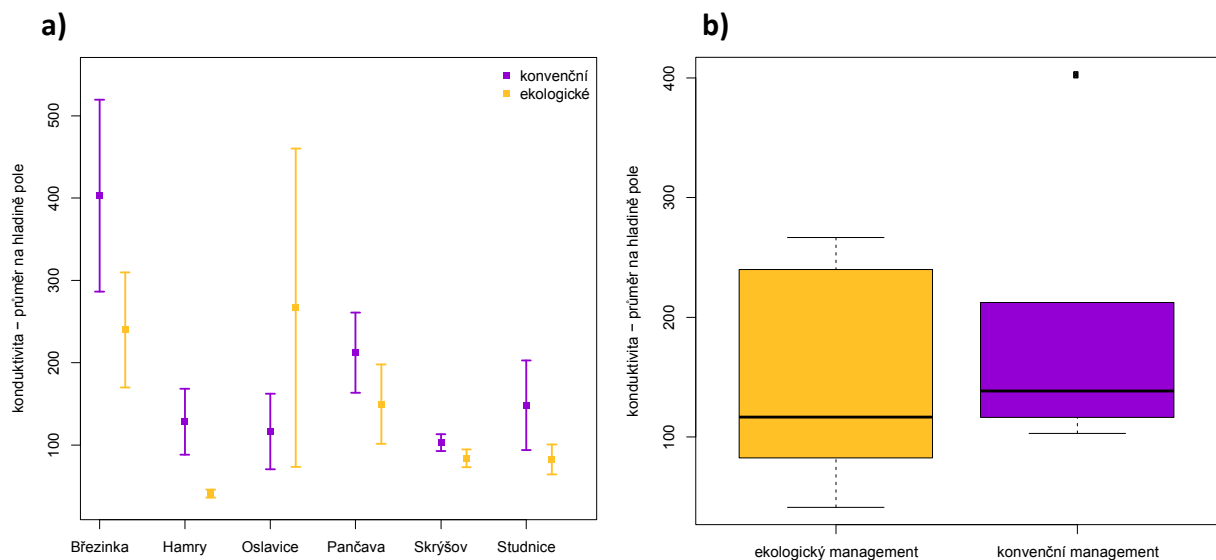
II. VLIV FAKTORŮ PROSTŘEDÍ NA DRUHOVÉ BOHATSTVÍ POLNÍCH MECHOROSTŮ

Analýzy vlivu dalších proměnných jako pH, konduktivita, velikost pole, příkon slunečního záření, vlhkostní index byly provedeny v upraveném datovém souboru bez hierarchického designu. Veškeré následující analýzy byly provedeny pouze na hladině polí, hladina půdních bloků zde nebyla vůbec uvažována.

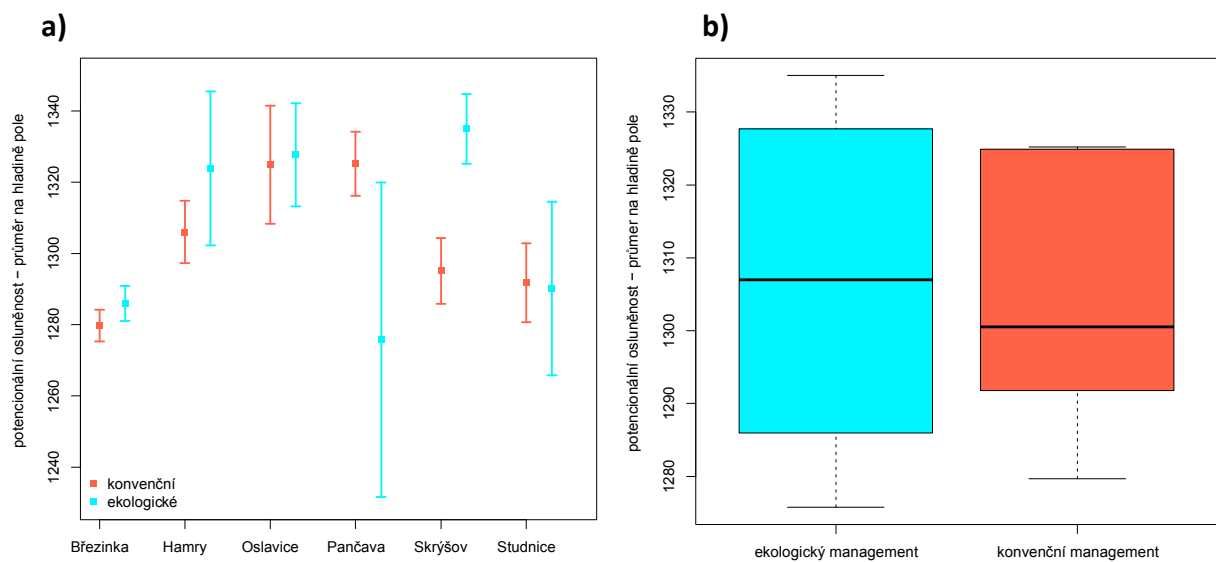
Grafy na obrázcích 12 až 15 poskytují celkový pohled na rozložení dat pro jednotlivé faktory prostředí. Je patrné, že variabilita faktorů v rámci jednoho pole je poměrně vysoká, což je v rozporu s intuitivním vnímáním orného pole jako homogenní plochy. Krabicové diagramy konduktivity a vlhkosti ukazují, zda by mohl potenciálně mít management vliv na hodnotu těchto proměnných. Krabicové diagramy příkonu sluneční radiace a vlhkostního indexu poskytují grafickou informaci o tom, zda není design práce zatížen trendem v tom směru, že by do průzkumu byla zařazena pole jednotlivých managementů s výrazným trendem ve vlhkosti nebo příkonu slunečního záření. Grafy průměrů a jejich středních chyb přinášejí informace o rozložení proměnných jednotlivých lokalit.



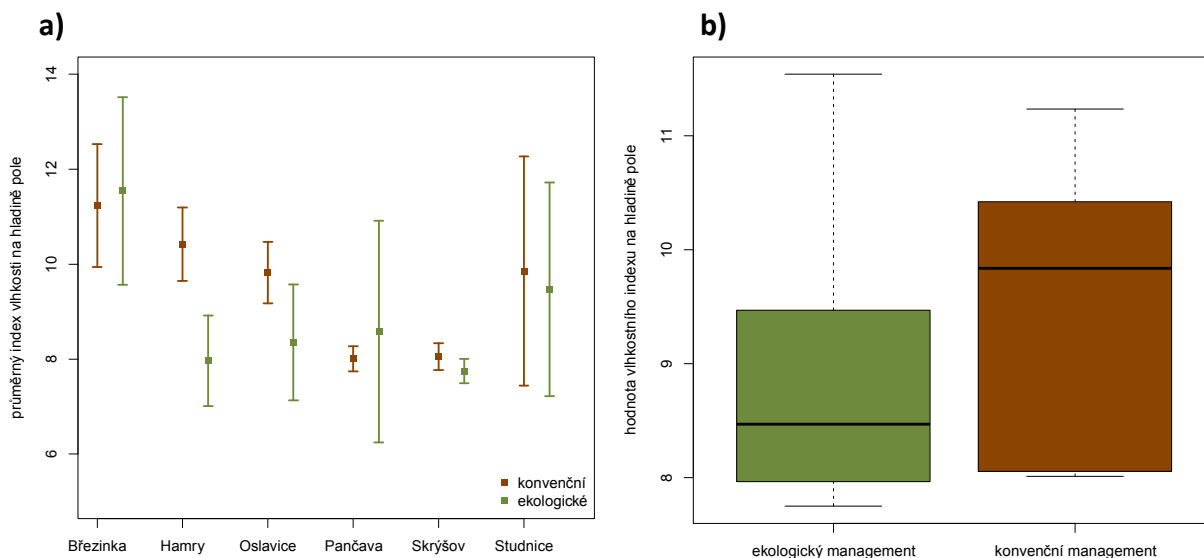
Obr. 12: Grafické znázornění rozložení dat o změřeném pH. **a)** Průměrné pH změřené a vypočtené z pěti půdních bloků na každém poli dle lokalit a typů managementu se znázorněním střední chyby průměru na hladině 95 %. **b)** Celkový pohled na pH v rámci obou managementů v krabicových diagramech s vynesnými průměry a kvantily.



Obr. 13: Grafické znázornění rozložení dat o změřené hodnotě konduktivity v jednotkách μS .
a) Průměrná hodnota konduktivity změřená a vypočtená z pěti půdních bloků na každém poli dle lokalit a typů managementu se znázorněním střední chyby průměru na hladině 95 %.
b) Celkový pohled na hodnotu konduktivity v rámci obou managementů v krabicových diagramech s vnesenými průměry, kvantily a odlehlou hodnotou u konvenčního managementu.



Obr. 15: Grafické znázornění rozložení dat potenciální sluneční radiace v jednotkách W/m^2 .
a) Průměrný potenciální příkon sluneční radiace vypočtený ze souřadnic pěti půdních bloků nad digitálním modelem terénu na každém poli dle lokalit a typů managementu se znázorněním střední chyby průměru na hladině 95 %.
b) Celkový pohled na potenciální příkon sluneční radiace v rámci obou managementů v krabicových diagramech s vnesenými průměry a kvantily.



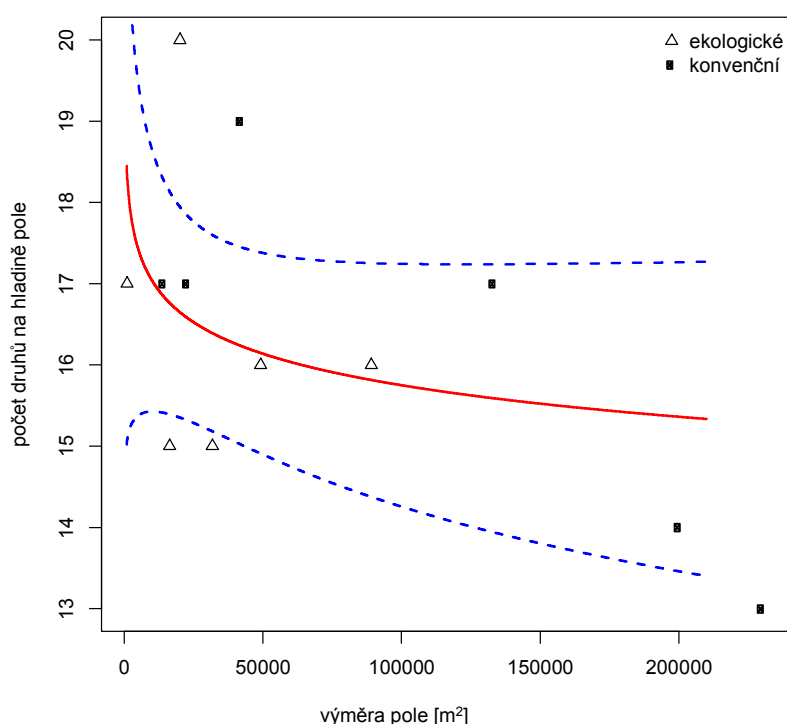
Obr. 14: Grafické znázornění rozložení dat geografického vlhkostního indexu. **a)** Průměrný vlhkostní index vypočtený nad digitálním modelem terénu ze souřadnic pěti půdních bloků na každém poli dle lokalit a typů managementu se znázorněním střední chyby průměru na hladině 95 %. **b)** Celkový pohled na geografický vlhkostní index v rámci obou managementů v krabicových diagramech s vyneseními průměry a kvantily. Vyšší hodnota indexu = vyšší relativní vlhkost. Index je bezrozměrný.

Síla vlivu faktorů prostředí byla zhodnocena pomocí jejich postupného jednotlivého přidávání k pomocnému nulovému modelu (Tabulka 5). Velikost pole byla jediným faktorem, jenž byl touto metodou vybrán jako proměnná s významným vlivem na počet zaznamenaných druhů. Dále má pravděpodobně vliv také vlhkost lokality vyjádřená prostřednictvím geografického vlhkostního indexu. Vliv vlhkosti však nepřekročil hladinu signifikance. Testoval jsem i možnost interakcí proměnných. Interakce se však neukázaly býti pro druhové bohatství důležité.

	Df	Sum Sq	RSS	AIC	F value	Pr(>F)
NULOVÝ MODEL			42.667	17.222		
management	1	0.3333	42.333	19.128	0.0787	0.78473
výměra	1	16.7463	25.92	13.242	6.4607	0.02927
pH	1	6.4307	36.236	17.262	1.7747	0.21237
příkon slunce	1	6.5023	36.164	17.238	1.798	0.20962
vlhkostní index	1	7.3364	35.33	16.958	2.0765	0.18015
konduktivita	1	0.587	42.08	19.056	0.1395	0.71657

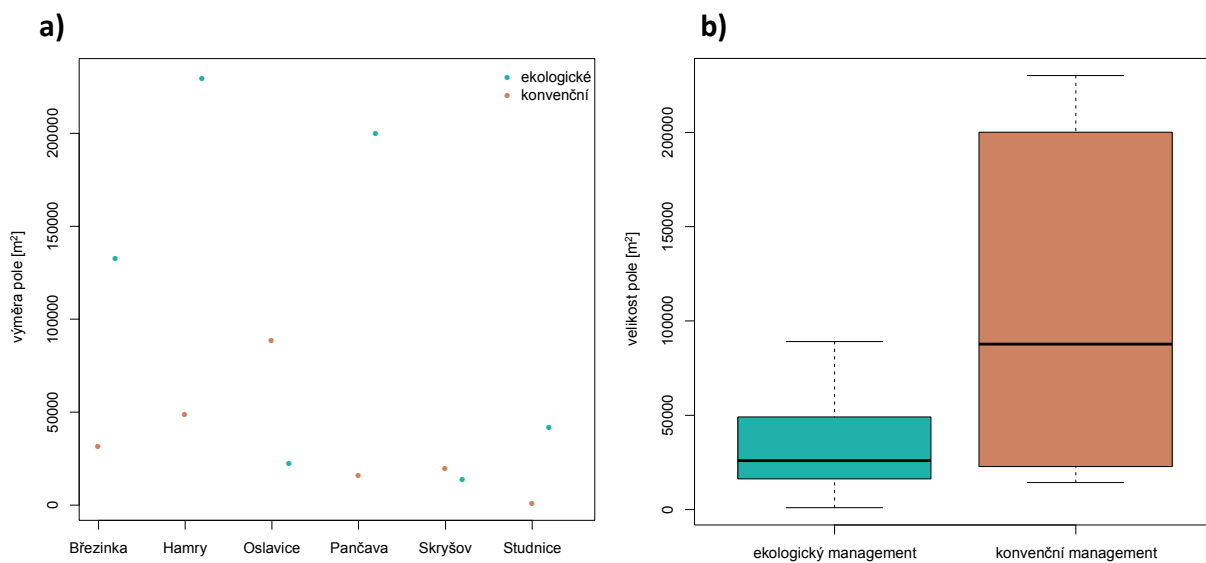
Tabulka 5: Výsledky postupného výběru proměnných prostředí z programu R. Df = počet stupňů volnosti, Sum Sq = součet čtverců, RSS = reziduální suma čtverců (čím nižší, tam lépe data odpovídají predikci modelu s danou proměnou), AIC = Akaikeho informační kritérium (čím nižší, tím úsporněji dokáže model predikovat hodnoty dané proměnné), F value = hodnota F statistiky, Pr(>F) = P hodnota (hladina signifikance).

Při tomto doplňkovém zhodnocení faktorů prostředí se ukázalo, že velikost pole by měla negativně ovlivňovat počet druhů nalezených mechorostů na obilných polích. Na větších polích se v této práci vyskytovalo méně druhů než na polích menších. Velikost pole není prokazatelně korelovaná s typem managementu. Výsledek lineárního modelu závislosti počtu druhů na logaritmované velikosti pole je zanesen do grafu na obrázku 16. Ostatní faktory nebyly hlouběji statisticky hodnoceny, protože prvotní analýza vyloučila jejich vliv na úrovni pole a také proto, že data na úrovni polí nemají normální rozložení a parametry lineárních modelů s použitím těchto proměnných nejsou věrohodné ani po transformaci dat.



Obr. 16: Počet druhů na jednotlivých polích vyneseny proti velikosti pole s vyznačeným výsledkem lineárního modelu pro logaritmickou škálu velikostí pole s vyznačením konfidenčního intervalu na hladině 95 %. (počet druhů \sim log(velikost pole))

Zajímavý je také vedlejší výsledek statistického zhodnocení získaných dat, kdy jsem hodnotil stejným hierarchickým designem jako vliv managementu na druhové bohatství polí, zda má management vliv na pH a konduktivitu. Vliv managementu na pH byl potvrzen na hladině 95 % dosažením hladiny ($P=0,0426$), což ukazuje, že pH je s vysokou pravděpodobností ovlivněno způsobem managementu obilných polí. Na hladinu konduktivity nemá management signifikantní vliv ($P=0,505$).



Obr. 17: Grafické znázornění rozložení dat o velikosti polí v metrech čtverečních. **a)** Absolutní výměra polí dle managementu a lokalit. **b)** Celkový pohled na velikost polí pro oba managementy v krabicových diagramech s vynesými průměry a kvantily.

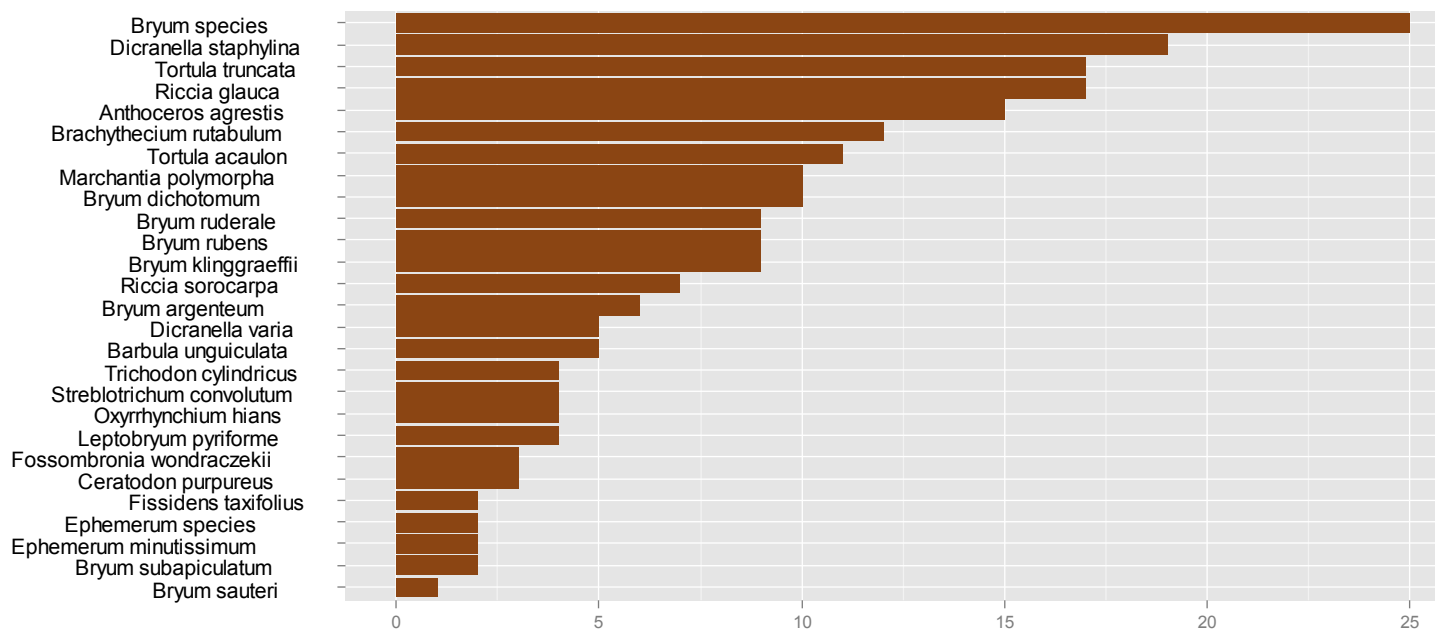
III. ZHODNOCENÍ DRUHOVÉHO ZASTOUPENÍ A SLOŽENÍ SPOLEČENSTVA V SOUVISLOSTI S MANAGEMENTEM A FAKTORY PROSTŘEDÍ

Ačkoli se počet druhů a jejich pokryvnost v závislosti na způsobu managementu v této práci liší jen marginálně, je možné ve dvou typech managementu sledovat mírné rozdíly ve frekvenci zastoupení jednotlivých druhů mechorostů (obrázky 18 a 19).

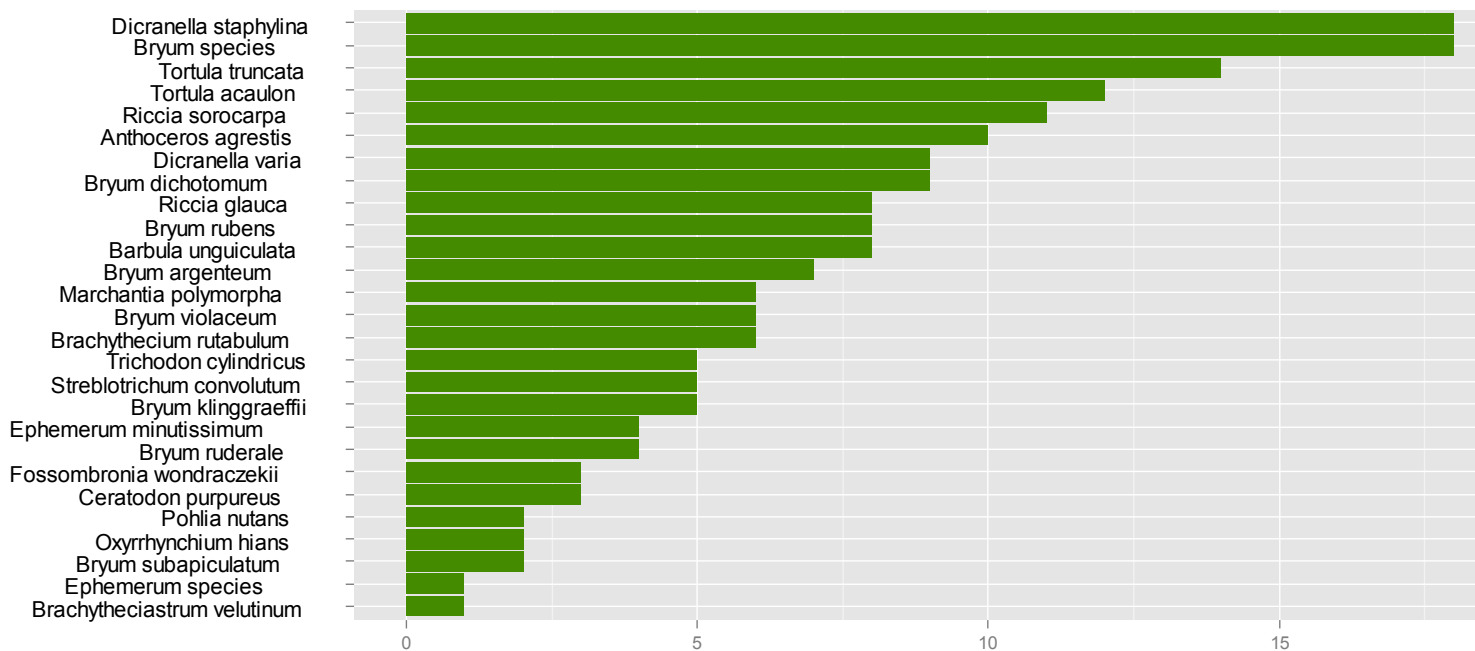
V obou skupinách managementu bylo výrazně zastoupené protonema mechorostů. Z 30 půdních bloků se protonema hojně vyskytovalo na 14 blocích v rámci ekologického managementu s průměrnou pokryvností 33 % a na 22 blocích v rámci managementu konvenčního s průměrnou pokryvností 48 %.

Podíváme-li se na 10 nejhojnějších druhů v rámci obou managementů (tabulka 6, obrázky 18 a 19), zjistíme, že druhy intenzivního managementu mají v obecné rovině o něco vyšší četnost než druhy z konvenčních polí. To by mohlo naznačovat, že konvenční pole jsou z hlediska druhového bohatství mechorostů homogennější. Na druhou stranu, rozdíl ve frekvenci výskytu druhů v obou typech managementu je spíše nevýznamný a může být dílem náhody.

Nejhojnějšími druhy obilných polí obecně jsou mechorosty z rodu *Bryum* společně s druhy *Dicranella staphylina*, *Tortula truncata*, *Anthoceros agrestis*. Ty se vyskytují v nejvyšších frekvencích na půdních blocích, respektive na polích bez ohledu na management.



Obr. 18: Grafické znázornění četnosti jednotlivých druhů v půdních blocích konvenčního managementu.



Obr. 19: Grafické znázornění četnosti jednotlivých druhů v půdních blocích ekologického managementu.

Zajímavé je rozdělení výskytu játrovky obnažené půdy z rodu *Riccia*, jejíž dva druhy jsem na obilných polích nalézal velmi hojně. *R. sorocarpa* však dle výsledků průzkumu preferuje spíše pole s ekologickým managementem, kde jsem jí zaznamenal na 11 půdních blocích, zatímco *R. glauca* se vyskytovala hojněji na polích s konvenčním managementem, kde jsem jí našel na 17 blocích. Oba druhy se vyskytují na polích obou managementů. Rozdíl je však v jejich četnosti. Dierssen (2001) druh *R. glauca* charakterizuje jako nitrofilní, což může vystihovat situaci konvenčních polí, *R. sorocarpa* pak označuje ve spojitosti s úživností stanoviště jako druh indiferentní.

Druhy *Brachythecium rutabulum*, *Marchantia polymorpha* se vyskytovaly na obilných polích poměrně hojně a měly takřka dvojnásobnou četnost na polích s konvenčním managementem než na polích ekologických.

EKOLOGICKÝ MANAGEMENT		KONVENČNÍ MANAGEMENT	
druh	četnost	druh	četnost
Dicranella staphylina	18	Bryum species	25
Bryum species	18	Dicranella staphylina	19
Tortula truncata	14	Riccia glauca	17
Tortula acaulon	12	Tortula truncata	17
Riccia sorocarpa	11	Anthoceros agrestis	15
Anthoceros agrestis	10	Brachythecium rutabulum	12
Bryum dichotomum	9	Tortula acaulon	11
Dicranella varia	9	Marchantia polymorpha	10
Bryum rubens	8	Bryum dichotomum	10
Barbula unguiculata	8	Bryum rubens	9

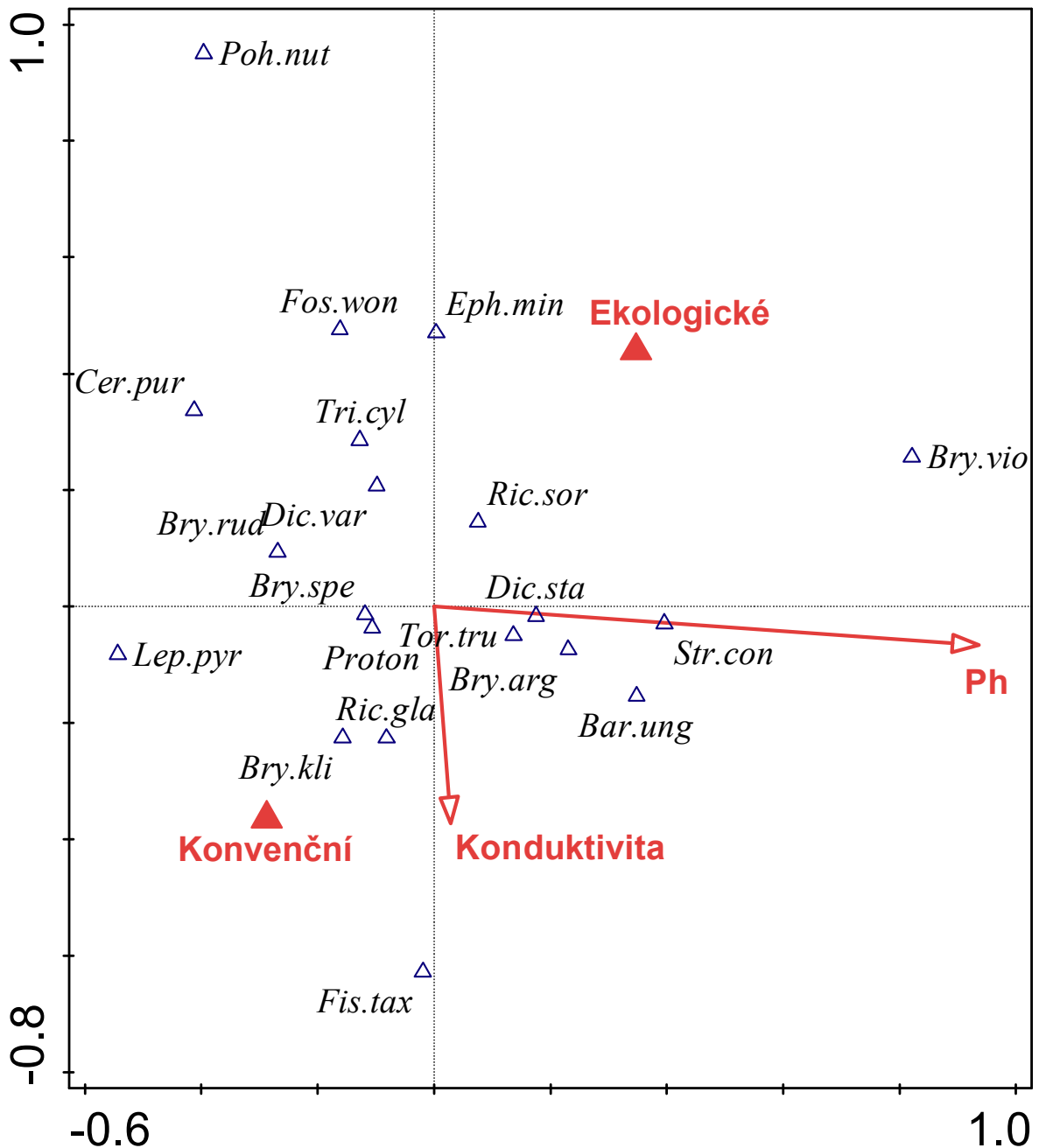
Tabulka 6: Deset mechorostů s nejvyšší frekvencí výskytu zaznamenaných v rámci obou typů managementu s vyznačením druhů, které se vyskytují v desítku druhů pouze jednoho z typů managementu. Maximální teoretická četnost každého druhu je 30.

Při zhodnocení výskytu druhů v rámci celé datové sady byl zajímavý výskyt druhů, které preferují striktně jeden z typů managementu a na polích jiného managementu se nevyskytovaly. Pouze na polích s **ekologickým managementem** se objevily druhy *Bryum violaceum* s výskytem na 6 blocích, *Pohlia nutans* s výskytem na 2 blocích, *Brachytheciastrum velutinum* s výskytem na jediném bloku. Naopak pole s **konvenčním managementem** v tomto průzkumu striktně preferovaly druhy *Leptobryum pyriforme* s výskytem na 4 blocích, *Fissidens taxifolius* na 2 blocích, *Bryum sauteri* na jediném bloku.

Druhové složení a jeho ovlivnění managementem i proměnnými prostředí jsem zhodnotil také pomocí mnohorozměrné přímé ordinační analýzy CCA. Z pěti testovaných proměnných se při postupné selekci ukázalo, že na složení společenstva mají statisticky signifikantní vliv tři proměnné (pH, konduktivita, management). Neprůkazný vliv pak mají dle výsledků selekce zbývající dvě proměnné (vlhkostní index, potenciální sluneční příkon). Celkově tři proměnné vysvětlují 11 % variability ve druhovém složení. Grafické znázornění prvních dvou os mnohorozměrné analýzy přináší obrázek 20. Zobrazeno je pouze 20 druhů, které nejvíce korelují se zobrazenými osami. Není zobrazeno devět druhů, u kterých byla korelace s osami nejnižší a ležely by uprostřed grafu na průsečíku os. Zobrazeny nejsou tyto druhy: *Anthoceros agrestis*, *Brachythecium rutabulum*, *Bryum dichotomum*, *Bryum rubens*, *Bryum subapiculatum*, *Ephemerum species*, *Marchantia polymorpha*, *Oxyrrhynchium hians*, *Tortula acaulon*.

proměnná	vysvětlená variabilita %	příspěvek k celkové vysvětlené variabilitě %	pseudo-F	P
pH	5	45.9	2.8	0.002
management	3.1	28.2	1.7	0.024
konduktivita	2.8	25.9	1.6	0.014

Tabulka 7: Výsledky postupné selekce proměnných prostředí v ordinační analýze.



Obr. 20: Grafický výstup ordinační CCA analýzy se zobrazením prvních dvou os a znázorněním 3 proměnných s 20 druhy z celkových 29, které nejvíce korelují s osami. *Bar.ung* = *Barbula unguiculata*; *Bry.arg* = *Bryum argenteum*; *Bry.kli* = *Bryum klinggraeffii*; *Bry.rud* = *Bryum ruderale*; *Bry.spe* = *Bryum species*; *Bry.vio* = *Bryum violaceum*; *Cer.pur* = *Ceratodon purpureus*; *Dic.sta* = *Dicranella staphylina*; *Dic.var* = *Dicranella varia*; *Eph.min* = *Ephemerum minutissimum*; *Fis.tax* = *Fissidens taxifolius*; *Fos.won* = *Fossombronia wondraczekii*; *Lep.pyr* = *Leptobryum pyriforme*; *Poh.nut* = *Pohlia nutans*; *Proton* = *Protonema*; *Ric.gla* = *Riccia glauca*; *Ric.sor* = *Riccia sorocarpa*; *Str.con* = *Streblotrichum convolutum*; *Tor.tru* = *Tortula truncata*; *Tri.cyl* = *Trichodon cylindricus*

7. DISKUSE

I. VLIV MANAGEMENTU NA DRUHOVÉ BOHATSTVÍ POLNÍCH MECHOROSTŮ

Management se ukázal jako faktor, který ovlivňuje počet druhů na obilných polích jen okrajově. Na 95 % hladině nebyl vliv managementu jednoznačně prokázán. Zjištěný výsledek je v rozporu se zjištěními z Rakouska a Německa, kde byl jednoznačně prokázán pozitivní vliv ekologického managementu na výskyt cévnatých rostlin (Kleijn et al. 2006). V rámci stejné práce z roku 2006 byl také studován vliv ekologického managementu na ptačí populace, kde nebyl prokázán žádný vliv managementu. Sporný vliv ekologického managementu na organismy zemědělské krajiny příkladně ilustruje souhrnný článek věnovaný této problematice Kleijn et al. (2006), kde bylo zhodnoceno několik regionálních studií srovnávajících vliv managementu na druhovou diverzitu. Regionální studie si v mnoha případech odporují.

Výsledky mé práce ukazují, že variabilita jednotlivých mikro stanovišť (půdních bloků) v rámci polí je vyšší než variabilita mezi ekologickými a konvenčními poli, pokud jako ukazatel druhového bohatství zvolíme počet druhů. Vyšší variabilitu v rámci polí než mezi dvěma poli s rozdílným managementem zjistil shodně také tým autorů Kleijn et al. (2006) pro druhy rovnokřídlých. V případě, kdy jsem jako ukazatel druhového bohatství použil namísto počtu nalezených druhů Simpsonův index, který počet druhů váží také jejich hojností v rámci půdního bloku, průkaznost vlivu managementu na druhovou diverzitu se dále snížila. Naprosto stejný výsledek při využití prostého počtu druhů versus Shannonova indexu diversity přináší i práce Hyvönen et al. (2002) při zkoumání vlivu managementu na diverzitu polních plevelů, kde neukazuje index diversity signifikantní rozdíl ve srovnání s počtem druhů. Počtu druhů jako ukazatele rozdílu v managementu je použito také v práci Bro et al. (2004), kde je rozvedena argumentace pro použití počtu druhů a nikoli hustoty jejich výskytu nebo indexu diversity proto, že ekologický management byl vytvořen právě za účelem zvyšování počtu druhů v zemědělské krajině (Hyvönen et al. 2002). To však rozporují Suding et al. (2005); Kleijn et al. (2006), kteří jako ukazatel diversity doporučují abundanci a hustotu výskytu druhů, které jsou v jejich podání lepšími ukazateli pro ochranářskou praxi. Využití Simpsonova indexu je v mém designu práce problematické i proto, že jsou pro výpočet indexu využívány údaje o pokryvnosti daného druhu v rámci půdního bloku. V případě této diplomové práce byla pokryvnost druhů

určována až poté, co půdní bloky prošly obdobím kultivace ve skleníku po více než 100 dní. Zvolený design sice výrazně zvýšil úspěšnost determinace druhů díky tvorbě rozmnožovacích částic v podmínkách skleníku, na kterou poukazuje i Shaw (1986), na druhou stranu pokryvnost jednotlivých kolonií je spíše ukazatelem toho, jak jsou dané mechorosty schopné vyklíčit a rozrůst se ve skleníku, případně součtem zmíněného a přirozené pokryvnosti. V tomto případě tedy k výpočtu Simpsonova indexu přistupuji spíše velmi kriticky a analýzu, kde byl použit jako ukazatel diverzity, beru spíše jako doplňkovou. Ze stejných důvodů nepřikládám přílišnou váhu statistickému zhodnocení vlivu managementu na pokryvnost druhů v poslední analýze (analýza „b“ v tabulce 4), ačkoli jsem zde zaznamenal rovněž marginálně signifikantní výsledek, podobně jako u zhodnocení vlivu managementu na počet druhů. Schopnost mechorostů klíčit ve skleníku z půdní banky diaspor je totiž poměrně vysoká (Jonsson 1993). Není vyloučeno, že management ovlivňuje pokryvnost i v tomto designu například tím, že je ovlivněna půdní banka diaspor, která pak na podmínky ve skleníku reaguje různě. Vliv managementu na půdní banku diaspor připouštějí i další studie (During et al. 1983; Bisang 1996), kde však není hodnocen systém ekologického a konvenčního zemědělství, nýbrž použití těžké zemědělské techniky či agrochemikálií.

Jednoduchým statistickým řešením ne zcela průkazných výsledků by bylo zmenšení počtu půdních bloků, což by snížilo variabilitu uvnitř polí například dodatečným náhodným opakovaným výběrem třech půdních bloků z pěti odebraných, což by byla metoda statisticky korektní. Vydat se touto cestou by byl sice krok směrem k signifikantnímu výsledku analýzy, na druhou stranu současným designem byla odhalena ona botanicky cennější informace o vysoké variabilitě v rámci jednoho pole, kterou potvrzují i některé další práce z prostředí zemědělské polní krajiny (Lavorel et al. 1991; Manhoudt et al. 2005). K jinému výsledku dospěl při zkoumání diverzity mechorostů v polní krajině tým z Německa, kde byla prokázána vyšší variabilita na úrovni vyššího celku než v rámci jednotlivých dílčích bloků (Zechmeister et al. 2001). Nutno podotknout, že práce týmu doktora Zechmeistera vyčnívá z řady studií v zemědělské krajině svým nezvykle velkým měřítkem, kdy je nejnižší hladina bloku definována jako čtverec 600 x 600 metrů.

Větší variabilita v rámci jednoho pole může být způsobena také náhodou nebo například nevhodným výběrem míst odběru půdních bloků na polích, který nebyl realizován náhodně, ale cíleně. Vysoká variabilita v rámci jednoho pole může ale také popisovat skutečnou situaci, kdy jsou pro mechorosty daleko důležitější mikroklimatické podmínky, které není možné

podobným designem podchytit, a tyto podmínky převažují nad vlivem managementu. Například lokální zvýšení vlhkosti způsobené porušením meliorace či přirozeným přísunem spodní vody, který není možné odvodit z digitálního modelu terénu, nebo lokální zvýšení četnosti diaspor konkrétního druhu v půdní bance, což má prokazatelný vliv u cévnatých rostlin (Zobel et al. 2000). Významnou roli zde může také hrát historie plochy, již není možné zpětně vysledovat, a která může mít zcela zásadní vliv na půdní banku diaspor (Hyvönen et al. 2002; Billeter et al. 2008; Liira et al. 2008). Znalost historie využívání daných ploch by byla pro tuto diplomovou práci velmi žádanou informací, bohužel se mi ji při veškeré snaze nepodařilo zjistit ani u jedné plochy, ačkoli jsem se osobně setkal s některými zemědělci, kteří na plochách hospodaří. Podobná informace není vysledovatelná ani v žádné centrální evidenci. Obtížnost zjištění historie managementu je zmiňována ve většině výše citovaných studií, např. (Muller et al. 2012).

Cennou informací by také bylo zhodnocení doby, po kterou je pole obhospodařované v režimu ekologického managementu. Tato informace však nebyla v době přípravy designu této práce ani v době terénního průzkumu k dispozici. Poskytnutí údajů o historii ekologického managementu v ČR se podařilo s Ministerstvem zemědělství ČR vyjednat krátce před termínem odevzdání této práce ve formě časových řezů půdní databáze LPIS. Získání čísla, které určuje počet let ekologického managementu na daném poli z tohoto datového setu, navíc nebude tak triviální, jak by se mohlo na první pohled zdát. Proto budou tato data využita až v letošní podzimní sezóně k lepšímu designu odběrů půdních bloků, které rozšíří stávající práci a nejsou zde nyní zahrnuty ani zhodnoceny.

Pokud bychom přistoupili na to, že statisticky marginálně signifikantní výsledek může mít z botanického hlediska hodnotu, a já se domnívám, že ano, pak je dobré obrátit pozornost ke grafům na obrázku 11, kde je patrný směr závislosti počtu druhů na managementu. Data nasvědčují tomu, že konvenční management obilných polí má na počet druhů nalezených v rámci půdních bloků pozitivní vliv. Tento vztah již není tak dobře patrný v grafech na obrázku 10, které popisují hladinu polí nikoli půdních bloků. Slabý vztah souvisí s onou marginální signifikancí, nicméně i situace popsaná grafy na obrázku 10 drží stejný trend jako v případě grafů na obrázku 11 - počet druhů na obilných polích je pozitivně ovlivněn konvenčním managementem. To by mohl být na první pohled překvapivý výsledek, který může vyvolat pochybnosti o správnosti metodiky a volby statistických metod v této práci, protože ekologický management je zde přeci právě proto, aby podpořil druhovou diverzitu v zemědělské krajině.

Předpoklad vyšší diverzity na ekologických polích potvrzuje i mnoho vědeckých prací (Hassal et al. 1992; Cardwell et al. 1994; Walker et al. 2007; Liira et al. 2008).

Při důkladnějším pohledu na souvislosti nastíněné v předchozím textu je však možné takový výsledek přijmout. Konvenční management obilných polí skutečně může být pro diverzitu polních mechorostů příznivý. Ostatně i výsledek ve formě pozitivního vlivu konvenčního hospodaření se v publikovaných odborných pracích vyskytuje (Critchley et al. 2004). Objevují se i práce, kde management nemá žádný vliv na druhové bohatství (Krueess et al. 2002). Jak bylo uvedeno výše, zásadním rozdílem obou typů managementu je používání agrochemikálií (herbicidů, fungicidů, pesticidů) a syntetických hnojiv, které je na ekologických polích výrazně omezeno. Použití fungicidů může mít na polní mechorosty příznivý vliv (Zobel et al. 1999; Haugwitz et al. 2011). Fungicidy mohou kromě cílové hospodářské plodiny ochránit před houbovými organismy i mechorosty. Zmínky o negativním působení fungicidů nebo chemikálií, které se v nich objevují, na mechorosty, jsem v odborné literatuře nenalezl. U herbicidů je situace mírně odlišná. Určité herbicidy mohou mít na mechorosty negativní vliv. Z těch, které se v obilných kulturách používají nejhojněji, může mít negativní vliv na mechorosty například herbicid s obsahem glyfosátu (Brown 1992; Wilcox 1998; Newmaster et al. 1999). Ani působení glyfosátu na mechorosty však není zcela likvidační na rozdíl od působení na většinu cévnatých rostlin. Tolerance mechorostů k nejpoužívanějším herbicidům na obilných polích může opět vést k jejich zvýhodnění na plochách konvenčního zemědělství, kde je díky aplikaci agrochemikálií odstraněna konkurence plevelných cévnatých rostlin, se kterými mechorosty soupeří o světlo v podrostu obilí. Proti této mé domněnce však stojí zjištění, že díky vyšší aplikaci syntetických hnojiv narůstá na polích hustší a celkově statnější obilí, které spíše brání přístupu světla k zemi (Hyvönen et al. 2002; Suding et al. 2005). Nemohu na tomto místě nezmínit i osobní komunikaci s význačným britským bryologem Ronem Porleym, který se mechorosty agrocenóz dlouhodobě zabýval. Ten mi při osobní komunikaci sdělil také svůj osobní odhad výsledků mé práce, který vycházel z jeho dlouholeté terénní zkušenosti. Ještě před tím, než jsem vůbec nějaká data sebral a vyhodnotil, se Ron Porley domníval, že mechorosty konvenčních polí budou zvýhodněny oproti těm, které rostou na polích ekologických a to právě z výše zmíněných důvodů. I jeho názor mě utvrzuje v domněnce, že management má na diverzitu mechorostů obilných polí vliv navzdory neprůkaznému výsledku. Slabě signifikantní výsledek mě také motivuje k rozšíření datové sady o další odběry ze širší geografické oblasti. Jistě by práci také prospělo, pokud by počet prozkoumaných polí

pro srovnání managementu byl minimálně dvojnásobný. Problém s jejich vyhledáváním byl však již diskutován v předchozím textu. Naději přináší nová evidence Státního zemědělského intervenčního fondu, který od letošního roku (2015) centrálně shromažďuje v omezené míře údaje o pěstované plodině na konkrétních polích. Taková databáze má potenciál na zásadní zvýšení úspěšnosti sběru dat a rozšíření průzkumu i mimo obilná pole. Jednání o poskytnutí dat jsou však teprve v počátku a jejich využití společně s údaji o době trvání ekologického managementu připadá v úvahu až pro průzkum, který na tuto diplomovou práci naváže a rozšíří jí do takové míry, aby bylo možné výsledky zveřejnit v impaktované publikaci.

II. VLIV FAKTORŮ PROSTŘEDÍ NA DRUHOVÉ BOHATSTVÍ POLNÍCH MECHOROSTŮ

Faktory prostředí bezesporu zásadním způsobem ovlivňují druhovou diverzitu mechorostů. To platí na velké škále v heterogenním prostředí (Vitt et al. 1995; Vitt et al. 2000; Löbel et al. 2006), ale pravděpodobně i na škále malé. Vliv faktorů prostředí na diverzitu mechorostů na malé škále byl potvrzen například v pastevních lesích (Takala et al. 2014). Obecně známé je ovlivnění mechorostů vlhkostí prostředí (Shaw et al. 2000). Na velké škále má také značný vliv pH substrátu (Vitt et al. 1995; Löbel et al. 2006). Ovšem na malé škále může být vliv proměnných prostředí zastřený. Párový design této práce směřoval k co největšímu odfiltrování vlivu prostředí jako je například geografická poloha, jejíž vliv v některých podobných průzkumech zcela zakryl vliv ostatních proměnných (Herzog et al. 2006). V některých pracích byl vliv geografické polohy filtrován v následných statistických analýzách

<i>hodnota pH</i>	<i>půdní reakce</i>
do 4,5	extrémně kyselá
4,6 - 5,0	silně kyselá
5,1 - 5,5	kyselá
5,6 - 6,5	slabě kyselá .
6,6 - 7,2	neutrální
7,3 - 7,7	alkalická
nad 7,7	silně alkalická

Tabulka 8: Kategorizace půdních reakcí využívaná pro potřeby agrochemického zkoušení zemědělských půd (Klement et al. 2013).

(Manhoudt et al. 2005). Dále design mé práce úspěšně odfiltroval vliv půdního typu či geologických poměrů, protože lokality ležely vždy velmi blízko sebe a tyto podmínky tak byly na obou plochách stejné (Kleijn et al. 2003). Přesto bylo nutné některé faktory prostředí zaznamenat a zhodnotit, aby se potvrdil předpoklad homogenity prostředí, která nezakrývá vliv managementu. Zároveň byly měřeny takové faktory prostředí (pH, konduktivita), u kterých má smysl uvažovat o jejich ovlivnění managementem, nebo o jejich vlivu na složení společenstva (Vitt et al. 1995; Löbel et al. 2006; Hájková et al. 2004). Při pohledu na obrázky 12 – 15, které pomocí grafů informují o rozložení proměnných prostředí, se zdá, že variabilita proměnných je v rámci lokalit velmi vysoká, o čemž svědčí široké rozmezí středních chyb průměrů. Je však také důležité sledovat, v jakém měřítku se variabilita pohybuje. Na příkladu pH lze demonstrovat, že variabilita v datech není tak velká, jak by se mohlo zdát. Průměrná maximální hodnota pH na hladině pole je 6,6 průměrná minimální je 5,5. Absolutní maximální hodnota pH změřená v celé datové sadě je 7,1 a absolutní minimální je 5,1.

Při pohledu do tabulky 8 je zřejmé, že všechna pole se svou průměrnou hodnotou pH téměř přesně spadají do jediné kategorie půdní reakce a to slabě kyselé. Variabilita na hladině půdních bloků je již vyšší a vejde se do 3 kategorií půdní reakce. Situace je podobná i u ostatních proměnných. Variabilita proměnných je sice zdánlivě vysoká, její biologický vliv na počet druhů se však neprokázal, což je pro zvolený design příznivé zjištění. Žádná z proměnných prostředí v rámci zkoumaných lokalit nemá na druhové bohatství signifikantní vliv kromě velikosti pole.

Vliv velikosti pole na druhové bohatství není na první pohled překvapivý a mohlo by se zdát, že je v souladu s obecným konceptem „species area relationship“ (Gleason 1922; Schoener 1976), který konstatuje, že počtu druhů limitně závisí na velikosti plochy, kterou daný druh osidluje. Pro cévnaté rostliny byla tato závislost počtu nalezených druhů na ploše, kterou osidlují, mnohokrát potvrzena (Mulugeta et al. 2001). U mechorostů není situace tak jednoznačná, nebo možná přesněji řečeno, není tak dobře prozkoumaná. Výzkumy ostrovů v Makronésii potvrdily závislost počtu nalezených druhů mechorostů na velikosti ostrovů (Aranda et al. 2013). Čím větší ostrov, tím více druhů. Podobně byl vztah vzrůstajícího počtu druhů mechorostů s rostoucí plochou potvrzen i na experimentálních záhonech v Dánsku (Aude et al. 2005).

Statistické zhodnocení polních mechorostů v mé práci však spíše ukazuje opačnou závislost. Tedy že se polních mechorostů na větších polích na logaritmické škále velikost pole

vyskytuje méně. Představu o struktuře dat popisujících velikosti polí přináší grafy na obrázku 17. Ačkoli je výsledek statisticky signifikantní, připadá mi z biologického hlediska minimálně diskutabilní a překvapivý. Takový výsledek je možné vysvětlit tím, že se samotná souvislost počtu druhů s velikostí plochy může z matematického a statistického hlediska chovat nepředvídatelně na logaritmické škále (Williamson et al. 2001). Biologickou podstatou vztahu zvyšujícího se počtu druhů se vzrůstající plochou pole může být vyšší heterogenita habitatů na větší ploše a v důsledku toho vyšší počet druhů (Báldi 2008), což pro orná pole nemusí platit, jelikož je v jejich rámci diverzita habitatu se vzrůstající plochou málo ovlivněna. Práce, která zkoumala tento vztah počtu habitatů na orných polích a jejich velikostí, však mou domněnku nepotvrzuje (Mulugeta et al. 2001). Velkou roli v mé práci jistě hraje malý počet stupňů volnosti, protože data byla analyzována na hladině pole (12 stupňů volnosti). Dalším faktorem, který měl patrně neblahý vliv na výsledek analýzy, je normalita dat o velikosti polí. Data bylo třeba logaritmicky transformovat a i tak byla jejich normalita na hranici použitelnosti lineárního modelu. Proto nepřikládám tomuto výsledku velkou váhu. V literatuře jsem v žádné publikované práci nenarazil na výsledek, který by popisoval situaci, kdy je počet zaznamenaných druhů na větších plochách menší než na plochách větších.

III. ZHODNOCENÍ DRUHOVÉHO ZASTOUPENÍ POLNÍCH MECHOROSTŮ

Na základě svého pozorování mohu říci, že obilná pole s ekologickým i konvenčním managementem osidlují společenstva mechorostů, která jsou si druhovým složením navzájem velmi podobná. Což není pro polní prostředí neobvyklé (Kruess et al. 2002; Walker et al. 2007). V rámci své práce jsem našel 3 druhy, které se vyskytovaly pouze na polích s ekologickým managementem a 3 druhy, které rostly naopak pouze na polích s managementem konvenčním. V tomto případě však není možné vyvozovat obecné závěry, protože 5 z 6 zmíněných druhů se vyskytovalo sice třeba na více půdních blocích, ale všechny pouze v jedné lokalitě (na jednom poli). To vypovídá spíše o tom, že druhy jsou přítomné v lokální bance diaspor. Role náhody je zde také vysoce pravděpodobná.

Za zmínku stojí druh *Bryum violaceum*, který se vyskytoval pouze na polích s ekologickým managementem a byl zaznamenán na 6 půdních blocích z celkových 60. Jeho výskyt byl potvrzen ve 3 lokalitách - Oslavice, Studnice a Pančava, z celkových 6 lokalit. V rámci průzkumu je to druh, který byl nalezen na polovině studovaných lokalit, s jasnou preferencí výhradě

ekologického managementu. Pravděpodobnost takové distribuce způsobené náhodou je již výrazně nižší. Na základě svých pozorování považují *B. violaceum* za druh, který preferuje obilná pole s prostředím, které přináší pouze ekologický management. Může se jednat buď o přímé vlivy ekologického managementu, tedy že je druh citlivý na některou z používaných agrochemikálií (minerální hnojiva, herbicidy, fungicidy), nebo nepřímý vliv, například výše diskutovaná možnost většího zastínění na ekologických polích v důsledku podsévání obilí jetelem či vojtěškou, nebo naopak vyšší prosvětlenost v podrostu ekologických polí (Hyvönen et al. 2002; Suding et al. 2005).

V popisu ekologie a rozšíření evropských mechorostů (Dierssen 2001) se o *B. violaceum* dočteme, že se jedná o druh:

- mesofytický - osidlující středně vlhké obnažené půdy
- acidofitní – subneutrofitní s tolerancí pH 4,9 – 7,0
- fotofytický - rostoucí na plném světle
- polyhemický – oblíbené stanoviště silně ovlivněná člověkem

Charakteristika ho nijak zvlášť neodlišuje od jiných druhů řádu *Barbuletalia unguiculata* v. Hübschm 1960 svazu *Phascion cuspidati* waldh. 1994 ex v. Krusenstj 1945 typických pro orná pole. Překvapivé je snad jen to, že jej Dierssen řadí mezi druhy rostoucí na plném světle, což ale není v rozporu s empirickým zjištěním, že ekologické plochy mohou mít vyšší prostup světla k zemi (Hyvönen et al. 2002; Suding et al. 2005).

Domnívám se také, že má práce, ač úzce zaměřená na obilná pole, přispěla k celkovému poznání druhového bohatství polních mechorostů, jejichž diverzita je na území ČR málo probádaná. Mezi nalezenými druhy se v mé práci vyskytovaly také dva druhy zařazované dle aktuálního národního seznamu druhů mechorostů do kategorie [DD], druhy s nedostatečnou znalostí o rozšíření, kterých je celkově v národním seznamu 30. Jde o druh *Bryum ruderale*, který jsem našel na 8 polích z celkových 12 a druh *Bryum sauteri*, který byl nalezen na jediném poli. Tyto údaje mohou přispět k definici kategorie ohrožení a jejich recentní výskyt bude zanesen do národní databáze druhů.

Pro zhodnocení složení společenstva a jeho ovlivnění vnějšími faktory byla využita ordinační analýza, která ukázala, že management, pH a konduktivita mají signifikantní vliv na složení společenstva (tabulka 7). Podíl vysvětlené variability je 11 %, což by se mohlo zdát málo. Na druhou stranu je malé procento vysvětlené variability v tomto designu obvyklé a botanicky cenné (Økland et al. 1994). Ve prospěch důvěryhodnosti analýzy také hovoří

relativně nízký počet snímků = půdních bloků (60), protože při tomto typu analýz obecně platí – čím více analyzovaných snímků, tím spíše vyjde analýza signifikantně (Chytrý et al. 2002).

Nejvyšší vliv na složení společenstva (vysvětlená variabilita = 5 %) lze připsat hodnotě pH. Na grafech v obrázku 15 je možné si prohlédnout rozložení dat o pH změřených v této práci. Ačkoli hodnoty pH nevykazovaly příliš vysokou variabilitu, jak bylo diskutováno v předchozí kapitole, pH je pro mechorosty významným limitujícím faktorem (Vitt et al. 1995; Löbel et al. 2006). Stejný vliv pH potvrzují i moje data. Vyšší hodnoty pH preferovaly v mých pozorováních druhy: *Bryum violaceum*, *Streblotrichum convolutum*, *Barbula unguiculata*. Naopak nižší pH preferovaly druhy: *Ceratodon purpureus* a *Leptobryum pyriforme*. Všechny tyto druhy řadí Dierssen (2001) mezi acidofitní – subneutrofitní s tolerancí pH 4,9 – 7,0.

Také vliv konduktivity měl v mé práci signifikantní vliv na složení společenstva. Konduktivita však byla proměnnou s nejslabším podílem vysvětlené variability mezi signifikantními proměnnými (2,8 %). Vliv konduktivity na druhové složení mechorostů byl také prokázán v odborné literatuře (Vitt et al. 1995; Hájková et al. 2004), což je ve shodě s mými zjištěními. Vyšší hodnotu konduktivity preferovaly druhy: *Fissidens taxifolius* [mezofyt*], *Bryum klinggraeffii* [?*] a *Riccia glauca* [nitrofyt*]. Naopak nízkou hodnotu konduktivity preferovaly druhy: *Trichodon cylindricus* [mezofyt*] a *Fossombronina wondraczekii* [?*].

Ordinační analýza potvrzuje preferenci ekologického managementu druhu *Bryum violaceum*, *Ephemerum minutissimum* a *Fossombronina wondraczekii*. Naopak konvenční management preferuje dle výsledků analýzy druh *Fissidens taxifolius*, *Bryum klinggraeffii* a *Riccia glauca*.

Zajímavé je také postavení druhu *Pohlia nutans*, který se vymyká osám ordinační analýzy, to může svědčit o tom, že se jedná o druh, který kontaminoval půdní bloky až ve skleníku. *P. nutans* je druhem, který často kontaminuje skleníkové experimenty (Jonsson 1993). Je pravda, že při zběžném prohlédnutí všech experimentů umístěných ve skleníku zároveň s mým, jsem našel *P. nutans* velmi hojně. Těžko však posoudit, kdo koho kontaminoval.

Vliv managementu vysvětlil 3,8 % variability v druhovém složení. Vliv managementu má dle mých zjištění na druhové složení polních mechorostů signifikantní vliv. Vliv managementu na druhové složení polních mechorostů dosud nebyl v rámci Evropy prozkoumán. Má práce tedy přináší nové poznání tohoto faktoru. Vliv managementu na druhové složení cévnatých rostlin byl již v zemědělské krajině velmi podobnou analýzou prokázán (Critchley et al. 2004).

* Zařazení druhu dle jeho ekologických nároků (Dierssen 2001).

8. ZÁVĚR

Ve své práci jsem si kladl za cíl zjistit, zda má ekologický a konvenční management vliv na druhovou diverzitu a složení společenstva polních mechorostů obilných polí a jaké další faktory je mohou ovlivnit. Podařilo se mi nashromáždit dostatečnou sadu terénních dat, na základě kterých jsem odvodil následující závěry:

- Typ managementu má na druhové bohatství polních mechorostů obilných polí okrajový vliv. Druhová diverzita je mírně vyšší na polích s konvenčním managementem, což může být dáno tolerancí mechorostů k použití herbicidů, fungicidů a minerálních hnojiv.
- Ze sledovaných proměnných prostředí (pH, konduktivita, vlhkostní index, potenciální sluneční radiace) nemá žádná významný vliv na diverzitu polních mechorostů. To může souviset také s párovým designem práce, kdy byly vyhledávány dvojice polí s rozdílným typem managementu blízko u sebe právě proto, aby byl maximálně odstíněn vliv faktorů prostředí.
- Typ managementu prokazatelně ovlivňuje složení společenstva mechorostů obilných polí společně s hladinou pH a mírou konduktivity.
- Jediným mechorostem, který v mé práci vykazoval preferenci určitého typu managementu, byl druh *Bryum violaceum*, který osidloval výhradně pole s ekologickým managementem.
- V rámci průzkumu byly také nalezeny druhy *Bryum rudemale*, a *B. sauteri*, které jsou dle recentního národního seznamu mechorostů zařazeny do kategorie druhů, u kterých není dostatečná znalost o rozšíření v rámci ČR.

9. CITOVANÁ LITERATURA

- Albrecht. 1995. **Changes in the arable weed flora of Germany during the last five decades.** In: *9th EWRS Symposium „Challenges for Weed Science in a Changing Europe”*. 41–48.
- Andriušaitytė, Jukonienė. 2013. **Patterns of bryophyte diversity in arable fields of Lithuania.** *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 82:57–65.
- Aranda, Gabriel, Borges, Santos, Hortal, Baselga, Lobo. 2013. **How do different dispersal modes shape the species-area relationship? Evidence for between-group coherence in the Macaronesian flora.** *Global Ecology and Biogeography*. 22:483–493.
- Aude, Ejrnaes, Aude. 2005. **Bryophyte colonization in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation.** *Oikos*. 109:323–330.
- Ayres, van der Wal, Sommerkorn, Bardgett. 2006. **Direct uptake of soil nitrogen by mosses.** *Biology letters*. 2:286–288.
- Báldi. 2008. **Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship.** *Journal of Biogeography*. 35:675–681.
- Billeter, Liira, Bailey, Bugter, Arens, Augenstein, Aviron, Baudry, Bukacek, Burel, et al. 2008. **Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study.** *Journal of Applied Ecology*. 45:141–150.
- Bisang. 1992. **Hornworts in Switzerland-endangered?** *Biological Conservation*. 59:145–149.
- Bisang. 1996. **Quantitative Analysis of the Diaspore Banks of Bryophytes and Ferns in Cultivated Fields in Switzerland.** *Lindbergia*. 21:9–20.
- Böhner, AntoniĆ. 2009. **Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology.** In: Hengl T, Reuter HI, editors. *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications*. Vol. 33. Amsterdam: Elsevier; 195–226.
- Böhner, Köthe, Conrad, Gross, Ringeler, Selige. 2002. **Soil Regionalisation by Means of Terrain Analysis and Process Parameterisation.** In: Micheli E, Nachtergaele F, Montanarella L, editors. *Soil Classification 2001*. Vol. EUR 20398. Ispra: The European Soil Bureau, Joint Research Centre; 213–222.
- Ter Braak, Smilauer. 1998. **CANOCO reference manual and User’s guide to Canoco for windows: software for canonical community ordination (version 4.5)** Cajo JF ter Braak and Petr Smilauer. Centre for Biometry.

- Bro, Mayot, Corda, Reitz. 2004. **Impact of habitat management on grey partridge populations: Assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment.** *Journal of Applied Ecology*. 41:846–857.
- Brown. 1984. **Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring.** In: Dyer AF, Duckett JG, editors. *The experimental biology of bryophytes*. London: Academic Press.
- Brown. 1992. **Impact of agriculture on bryophytes and lichens.** In: Bates J, Farmer A, editors. *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Oxford: Clarendon Press; 259–283.
- Bukovský, Čermák, Fiala, Hruška, Jelínek, Jílek, Klement, Kučera, Medonos, Němec, et al. 2012. **Situační a výhledová zpráva půda.** Budňáková M, Jacko K, editors. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR.
- Cardwell, Hassal, White. 1994. **Effects of headland management on carabid beetle communities in breckland cereal fields.** *Pedobiologia*. 38:50–62.
- Critchley, Allen, Fowbert, Mole, Gundrey. 2004. **Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK.** *Biological conservation*. 119:429–442.
- Crundwell, Nyholm. 1964. **The European Species of the Bryum erythrocarpum Complex.** *Transactions of the British Bryological Society*. 4:597–637.
- Derksen, Thomas, Lafond, Loepky, Swanton. 1995. **Impact of post-emergence herbicides on weed community diversity within conservation-tillage systems.** *Weed Research*. 35:311–320.
- Dierssen. 2001. **Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes.** Gradstein SR, Frahm J., Long D, Vitt DH, editors. Berlin: J. Cramer.
- During, Horst. 1983. **The Diaspore Bank of Bryophytes and Ferns in Chalk Grassland.** *Lindbergia*. 9:57–64.
- During. 1979. **Life Strategies of Bryophytes: A Preliminary Review.** *Lindbergia*. 5:2–18.
- Ervio, Salonen. 1987. **Changes in the weed population of spring cereals in Finland.** *Annales agriculturae fenniae*. 26:201–226.
- Frahm. 2008. **Diversity, dispersal and biogeography of bryophytes (mosses).** *Biodiversity & Conservation*. 17:277–284.
- Gleason. 1922. **On the Relation Between Species and Area.** *Ecology*. 3: 158–162.

- Hájková, Hájek. 2004. **Bryophyte and vascular plant responses to base-richness and water level gradients in Western Carpathian Sphagnum-rich mires.** *Folia Geobotanica*. 39:335–351.
- Hassal, Hawthorne, Maudsley, White, Cardwell. 1992. **Effects of headland management on invertebrate communities in cereal fields.** *Agriculture ecosystems & environment*. 40:155–178.
- Haugwitz, Michelsen. 2011. **Long-term addition of fertilizer, labile carbon, and fungicide alters the biomass of plant functional groups in a subarctic-alpine community.** *Plant Ecology*. 212:715–726.
- Herzog, Steiner, Bailey, Baudry, Billeter, Bukáček, De Blust, De Cock, Dirksen, Dormann, et al. 2006. **Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale.** *European Journal of Agronomy*. 24:165–181.
- Hocking. 1976. **A Biometrics Invited Paper. The Analysis and Selection of Variables in Linear Regression.** *Biometrics*. 32:1–49.
- Horrocks, Baisden, Nieuwoudt, Flenley, Feek, González Nualart, Haoa-cardinali, Edmunds Gorman. 2012. **Microfossils of Polynesian cultigens in lake sediment cores from Rano Kau, Easter Island.** *Journal of Paleolimnology*. 47:185–204.
- Hrabalová, Dittrichová, Koutná. 2011. **Statistická šetření ekologického zemědělství – Základní statistické údaje.** Brno: Ústav zemědělské ekonomiky a informací.
- Hutsemekers, Dopagne, Vanderpoorten. 2008. **How far and how fast do bryophytes travel at the landscape scale?** *Diversity and distributions*. 14:483–492.
- Hyvönen, Salonen. 2002. **Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels - a six-year experiment.** *Plant Ecology*. 159:73–81.
- Chambers. 1992. **Linear models.** In: Chambers JM, Hastie TJ, editors. *Statistical models in S*.
- Chen, Lou, Guo, Cao. 2009. **Successful tissue culture of the medicinal moss *Rhodobryum giganteum* and factors influencing proliferation of its protonemata.** *Annales botanici fennici*. 46:516–524.
- Chytrý, Chytrý, Tichý, Tichý, Holt, Holt, Botta-Dukát, Botta-Dukát. 2002. **Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures.** *Journal of Vegetation Science*.:79–90.
- Jonsson. 1993. **The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest.** *Journal of Vegetation Science*. 4:819–826.

- Kleijn, Baquero, Clough, Díaz, De Esteban, Fernández, Gabriel, Herzog, Holzschuh, Jöhl, et al. 2006. **Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries.** *Ecology Letters*. 9:243–254.
- Kleijn, Sutherland. 2003. **How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?** *Journal of Applied Ecology*. 40:947–969.
- Klement, Sušil. 2013. **Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2007–2012.** Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.
- Koranda, Kerschbaum, Wanek, Zechmeister, Richter. 2007. **Physiological Responses of Bryophytes *Thuidium tamariscinum* and *Hylocomium splendens* to Increased Nitrogen Deposition.** *Annals of Botany*. 99:161–169.
- Kresáňová. 2007. **Machorasty a ich spoločenstvá v agroecénózach Slovenska.** Univerzita Komenského v Bratislave.
- Kruess, Tscharntke. 2002. **Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity.** *Biological Conservation*. 106:293–302.
- Kučera, Váňa, Hradílek. 2012. **Bryoflóra České republiky: aktualizace seznamu a červeného seznamu a stručná analýza.** *Preslia*. 84:813–850.
- Lavorel, Lebreton, Debussche, Lepar. 1991. **Nested spatial patterns in seed bank and vegetation of Mediterranean old-fields.** *Journal of Vegetation Science*. 2:367–376.
- Liira, Schmidt, Aavik, Arens, Augenstein, Bailey, Billeter, Bukacek, Burel, De Blust, et al. 2008. **Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes.** *Journal of Vegetation Science*. 19:3–14.
- Löbel, Dengler, Hobohm. 2006. **Species Richness of Vascular Plants, Bryophytes and Lichens in Dry Grasslands: The Effects of Environment, Landscape Structure and competition.** :377–393.
- Man. 2013. **Mechorosty agroecénóz.** Univerzita Karlova v Praze.
- Manhoudt, Udo De Haes, De Snoo. 2005. **An indicator of plant species richness of semi-natural habitats and crops on arable farms.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 109:166–174.
- Miller, McDaniel. 2004. **Bryophyte dispersal inferred from colonization of an introduced substratum on Whiteface Mountain, New York.** *American journal of botany*. 91:1173–1182.
- Muller, Klaus, Kleinebecker, Prati, Holzel, Fischer. 2012. **Impact of land-use intensity and productivity on bryophyte diversity in agricultural grasslands.** *PLoS One*. 7:51–52.

- Mulugeta, Stoltenberg, Boerboom. 2001. **Weed species–area relationships as influenced by tillage.** *Weed Science*. 49:217–223.
- Musil. 2015. **Spotřeba přípravků na Ochranu Rostlin v roce 2014 dle kategorií.** Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.
- Newmaster, Bell, Vitt. 1999. **The effects of glyphosate and triclopyr on common bryophytes and lichens in northwestern Ontario.** *Canadian Journal of Forest Research*. 29:1101–1111.
- O'Toole, Synnot. 1971. **the Bryophyte Succession on Blanket Peat Following Calcium Carbonate , Nitrogen , Phosphorus and Potassium Fertilizers.** *Journal of Ecology*. 59:121–126.
- Økland, Eilertsen. 1994. **Canonical Correspondence Analysis with variance partitioning: some comments and an application.** *Journal of Vegetation Science*. 5:117–126.
- Pilous, Duda. 1960. **Klíč k určování mechorostů ČSR.**
- Porley. 2001. **Bryophytes of arable fields: Current state of knowledge and conservation.** *Bulletin of the British Bryological Society*. 77:50–62.
- Porley. 2008. **Arable bryophytes - A field guide to the mosses, liverworts and hornworts of cultivated land in Britain and Ireland.**
- Potter, Press, Callaghan, Lee J A. 1995. **Growth responses of Polytrichum commune and Hylocomium splendens to simulated environmental change in the sub-arctic.** *New Phytologist*. 131:533–541.
- Preston, Hill, Porley, Bosanquet, Preston. 2010. **Survey of the bryophytes of arable land in Britain and Ireland 1: A classification of arable field assemblages.** *Journal of Bryology*. 32:61–79.
- Pyšek, Lepš. 1991. **Response of a Weed Community to Nitrogen Fertilization: A Multivariate Analysis.** *Journal of Vegetation Science*. 2:237–244.
- Rivola. 1987. **Agrocenózy mechorostů a jejich syntaxonomické postavení.** *Preslia*. 59:51–64.
- Shapiro, Wilk. 1965. **An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples).** *Biometrika*. 52:591–611.
- Shaw, Goffinet. 2000. **Bryophyte biology.**
- Shaw. 1986. **A New Approach to the Experimental Propagation of Bryophytes.** *Taxon*. 35:671–675.

- Schoener. 1976. **The species-area relationship within archipelagoes: Models and evidence from island birds.** In: *Proceedings of the XVI International Ornithological Congress* 6. p. 629–642.
- Simpson. 1949. **Measurement of diversity.** *Nature*. 163.
- Smith, Edwin. 2004. **Moss Flora of Britain and Ireland.**
- Streibig. 1988. **Weeds: The Pioneer Flora of Arable Land.** *Ecological Bulletins*.:59–62.
- Suding, Collins, Gough, Clarke, Al. 2005. **Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization.** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 102:4387–4392.
- Suchara. 2007. **Praktikum vybraných ekologických metod.**
- Synnott. 1987. **The effects of drainage, shelter and fertilisers on bryophyte colonisation and succession on blanket peat in western Ireland.** *Glacra*.:83–99.
- Takala, Kouki, Tahvanainen. 2014. **Bryophytes and their microhabitats in coniferous forest pastures: should they be considered in the pasture management?** *Biodiversity and Conservation*. 23:3127–3142.
- Virtanen, Johnston, Crawley, Edwards. 2000. **Bryophyte Biomass and Species Richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK.** *Plant Ecology*. 151:129–141.
- Vitt, Li, Belland. 1995. **Patterns of Bryophyte Diversity in Peatlands of Continental Western Canada** **Patterns of Bryophyte Diversity in Peatlands of Continental Western Canada.** *The Bryologist*. 98:218–227.
- Vitt, Wieder. 2000. **The structure and function of bryophyte-dominated peatlands.** In: Shaw AJ, Goffinet B, editors. *Bryophyte Biology*. II. Cambridge University Press; 357 – 393.
- Walker, Critchley, Sherwood, Large, Nuttall, Hulmes, Rose, Mountford. 2007. **The conservation of arable plants on cereal field margins.** *Biological Conservation*. vol. 136:260–270.
- Wang, Liu. 2006. **An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling.** *International Journal of Geographical Information Science*. 20:193–213.
- Wilcox. 1998. **Early plant succession on former arable land.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 69:143–157.
- Williamson, Gaston, Lonsdale, Williamson, Gaston. 2001. **The species-area relationship does not have an asymptote.** 28:827–830.

- Zechmeister, Moser. 2001. **The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness.** *Biodiversity and Conservation*. 10:1609–1625.
- Zechmeister, Tribsch, Moser, Peterseil, Wrabka. 2003. **Biodiversity “hot spots” for bryophytes in landscapes dominated by agriculture in Austria.** *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 94:159–167.
- Zobel, Otsus, Liira, Moora, Mols. 2000. **Is Small-Scale Richness Limited by Seed Availability or Microsite Availability?** *Ecology*. 81:3274–3282.
- Zobel, Pilt, Moora, Pärtel, Liira. 1999. **Small-scale dynamics of plant communities in an experimentally polluted and fungicide-treated subarctic birch-pine forest.** *Acta Oecologica*. 20:29–37.

10. PŘÍLOHY

Seznam příloh

Příloha 1: Seznam procentuální pokrývnosti druhů zaznamenaných na půdních blocích; *2 strany*

Příloha 2: Seznam identifikátorů, indexů a proměnných prostředí; *2 strany*

Příloha 3: Lokality odběru; *7 stran*

Příloha 4: Proměnné prostředí, indexy a identifikátory průměrované na hladině pole; *1 strana*

Příloha 1: Seznam procentuální pokrývnosti druhů zaznamenaných na půdních blocích - část 2.

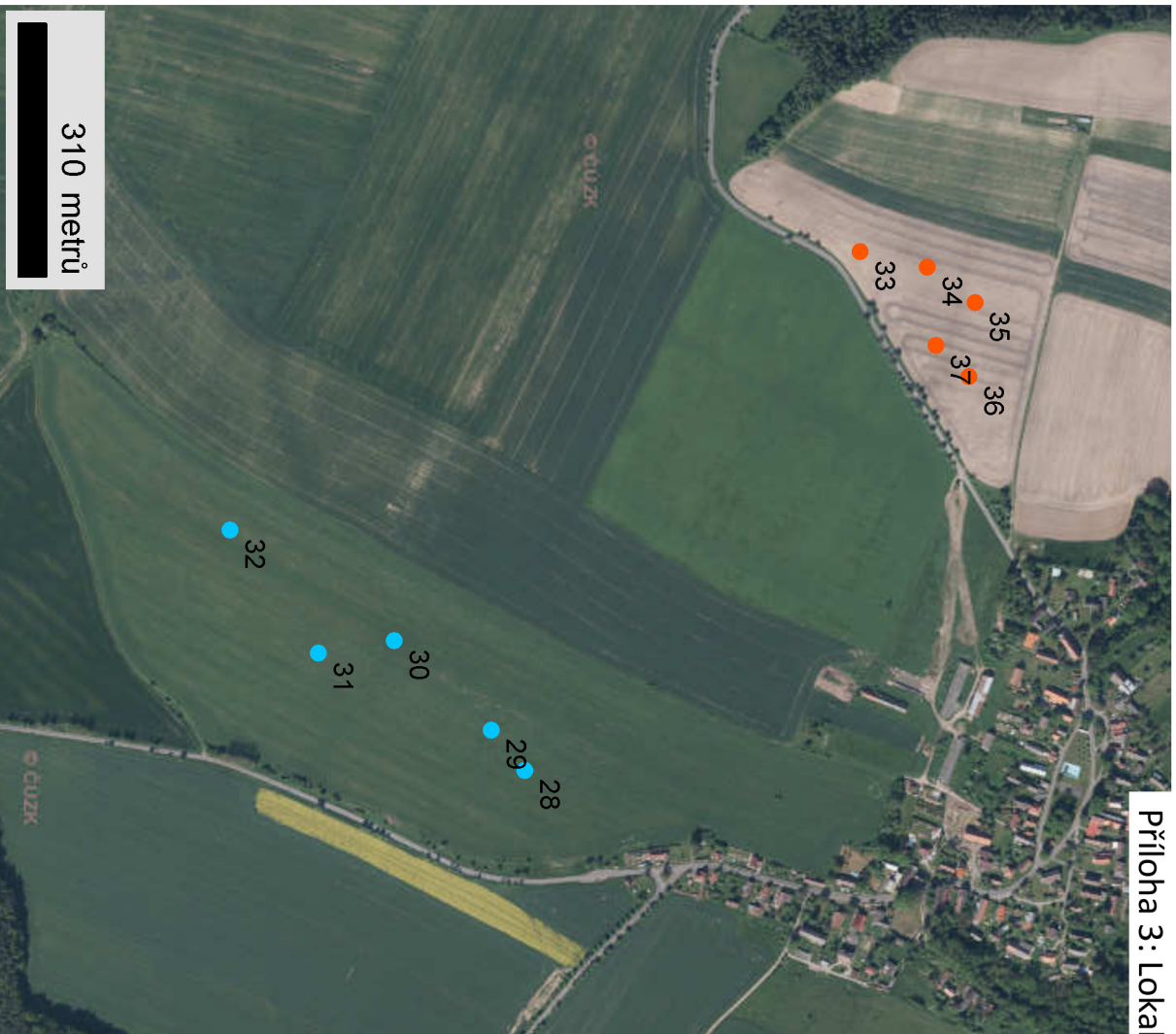
Číslo půdního bloku	48	51	52	49	50	42	38	39	41	40	53	56	54	55	57	31	32	28	30	29	34	35	36	37	33	
Protonema	40	40	50	30	10	90	0	10	0	0	10	5	0	80	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Streblotrichum convolutum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryum species	0	5	0	0	10	0	5	5	0	5	10	1	5	0	5	10	0	0	1	2	2	20	1	0	20	0
Tortula acaulon	0	2	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	10	20	10	5	10	2	15	0	0
Riccia sorocarpa	0	0	0	2	5	2	0	0	1	0	0	0	5	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Dicranella staphylina	0	0	5	0	1	1	0	0	0	0	10	10	5	10	0	5	0	5	20	5	2	0	0	0	0	0
Bryum argenteum	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2	1	1	2	0	2	1	5	0	0	0	0	0	0	0
Dicranella varia	5	5	0	5	4	0	10	2	2	0	0	0	0	0	15	0	10	0	0	0	0	20	0	0	0	0
Bryum klinggraeffii	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	5	30	10	2	0	0	0
Bryum violaceum	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryum ruderale	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Riccia glauca	0	0	2	0	0	0	2	2	0	0	3	5	2	0	0	0	0	1	0	2	10	0	1	2	0	0
Anthoceros agrestis	0	0	2	5	0	10	0	10	1	1	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Tortula truncata	0	0	5	0	0	5	5	2	2	0	2	0	0	0	5	20	20	10	1	15	5	0	10	20	15	0
Bryum dichotomum	10	0	0	10	1	0	0	0	0	0	2	15	20	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratodon purpureus	0	0	0	0	0	0	0	0	2	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachythecium rutabulum	1	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptobryum pyriforme	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryum subapiculatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemereum species	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	0	
Bryum sauteri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Brachytheciastrum velutinum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pohlia nutans	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fissidens taxifolius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
Barbula unguiculata	0	2	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0	0
Marchantia polymorpha	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bryum rubens	0	10	20	2	10	5	0	0	20	1	0	2	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Trichodon cylindricus	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Oxyrrhynchium hians	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
Fossombronia wondraczekii	0	0	0	0	0	0	40	20	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemereum minutissimum	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	80	40	1	0	0	0	0	5	0	2

Příloha 2: Seznam identifikátorů, indexů a proměnných prostředí - část 1.

číslo půdního bloku	celková pokryvnost [%]	unikátní kód páru polí	kód pole	počet dní ve skleníku	typ managementu	datum odběru	celkový počet druhů	ph	konduktivita	vlhkostní index	potencionální osluněnost	sklon svahu [°]	Shannonův index diverzity	Simpsonův index diverzity
70	53	E	1210_eko	94	Ekologický	2.11.2014	7	6.38	346	9.544	1307.42	0.0237	1.641	0.7668
71	20	E	1210_eko	95	Ekologický	2.11.2014	1	6.51	104	7.889	1327.74	0.0629	0	0
69	2	E	1210_eko	94	Ekologický	2.11.2014	1	6.52	105	7.037	1342.56	0.0888	0	0
72	98	E	1210_eko	95	Ekologický	2.11.2014	8	6.62	160	10.09	1315.5	0.0361	1.424	0.6703
68	100	E	1210_eko	94	Ekologický	2.11.2014	11	6.28	619	7.199	1345.32	0.0902	1.627	0.7097
78	87	F	1283_int	93	Konvenční	15.11.2014	8	5.32	236	7.628	1295.99	0.1295	1.291	0.6189
79	60	F	1283_int	93	Konvenční	15.11.2014	10	5.4	191	7.136	1276.23	0.0818	1.557	0.69
80	84	F	1283_int	93	Konvenční	15.11.2014	6	6.11	112	9.131	1281.39	0.129	1.424	0.7223
82	100	F	1283_int	93	Konvenční	15.11.2014	6	5.76	93	11.85	1298.41	0.0203	1.103	0.5587
81	87	F	1283_int	93	Konvenční	15.11.2014	9	6.04	110	13.53	1306.82	0.0103	1.681	0.7542
63	100	D	1371_int	120	Konvenční	5.10.2014	8	5.55	103	7.494	1293.81	0.1489	1.208	0.555
65	33	D	1371_int	121	Konvenční	5.10.2014	6	5.57	119	8.261	1295.1	0.11	1.571	0.7658
66	67	D	1371_int	121	Konvenční	5.10.2014	9	5.63	94	8.215	1286.36	0.1222	1.34	0.5964
67	68	D	1371_int	121	Konvenční	5.10.2014	7	5.98	109	8.242	1287.42	0.1401	1.336	0.6151
64	100	D	1371_int	121	Konvenční	5.10.2014	8	5.55	90	8.054	1312.7	0.1298	0.769	0.3318
87	21	F	1519_eko	109	Ekologický	15.11.2014	6	7.23	113	13.63	1301.73	0.0152	1.461	0.7029
86	69	F	1519_eko	109	Ekologický	15.11.2014	6	7.03	93	10.05	1331.21	0.0502	0.961	0.525
84	10	F	1519_eko	109	Ekologický	15.11.2014	8	6.32	62	8.609	1276.86	0.0535	1.973	0.84
85	72	F	1519_eko	109	Ekologický	15.11.2014	4	6.39	79	7.089	1257.69	0.1052	0.545	0.2859
83	15	F	1519_eko	109	Ekologický	15.11.2014	6	6.39	66	7.968	1283.25	0.0471	1.543	0.7467
44	100	B	156_int	122	Konvenční	13.9.2014	9	5.68	153	10.37	1298.65	0.0103	1.447	0.6285
45	18	B	156_int	122	Konvenční	13.9.2014	4	6.22	113	9.653	1301.78	0.0178	1.087	0.5988
46	77	B	156_int	123	Konvenční	13.9.2014	6	5.81	196	9.96	1318.77	0.0403	1.374	0.6662
47	74	B	156_int	123	Konvenční	13.9.2014	9	6.16	91	10.2	1314.44	0.0217	1.545	0.6702
43	13	B	156_int	122	Konvenční	13.9.2014	6	6.08	89	11.93	1296.37	0.0117	1.583	0.75
59	83	D	1733_eko	117	Ekologický	5.10.2014	8	5.96	84	7.461	1351.7	0.1277	1.671	0.767
62	48	D	1733_eko	117	Ekologický	5.10.2014	9	6.27	77	7.583	1323.52	0.1064	1.817	0.7985
60	55	D	1733_eko	117	Ekologický	5.10.2014	3	5.88	91	7.927	1339.37	0.1077	0.76	0.4298
61	32	D	1733_eko	117	Ekologický	5.10.2014	6	6.31	68	7.597	1333.69	0.106	1.524	0.7539
58	100	D	1733_eko	115	Ekologický	5.10.2014	9	6.29	100	8.171	1326.73	0.1239	1.35	0.5929
73	44	E	1752_int	101	Konvenční	2.11.2014	5	5.59	161	9.684	1339.1	0.0874	1.301	0.6849
74	100	E	1752_int	101	Konvenční	2.11.2014	10	5.32	75	10.18	1297.55	0.0615	1.301	0.5546
77	27	E	1752_int	101	Konvenční	2.11.2014	11	6.48	185	9.658	1344.07	0.0913	2.218	0.8752
76	100	E	1752_int	101	Konvenční	2.11.2014	11	5.75	86	8.793	1328.58	0.0849	1.466	0.6495
75	100	E	1752_int	101	Konvenční	2.11.2014	12	5.8	75	10.8	1315.25	0.0505	1	0.3978
48	61	C	1756_eko	111	Ekologický	2.10.2014	5	6.06	84	7.112	1322.6	0.0525	1.051	0.5294
51	70	C	1756_eko	113	Ekologický	2.10.2014	10	5.91	146	13.11	1296.25	0.0147	1.502	0.6392
52	91	C	1756_eko	113	Ekologický	2.10.2014	8	6.5	141	8.73	1316.71	0.0371	1.392	0.6393
49	61	C	1756_eko	111	Ekologický	2.10.2014	8	6.08	140	6.448	1223.64	0.1106	1.597	0.7079
50	46	C	1756_eko	113	Ekologický	2.10.2014	10	5.86	237	7.505	1219.57	0.1284	1.939	0.8277

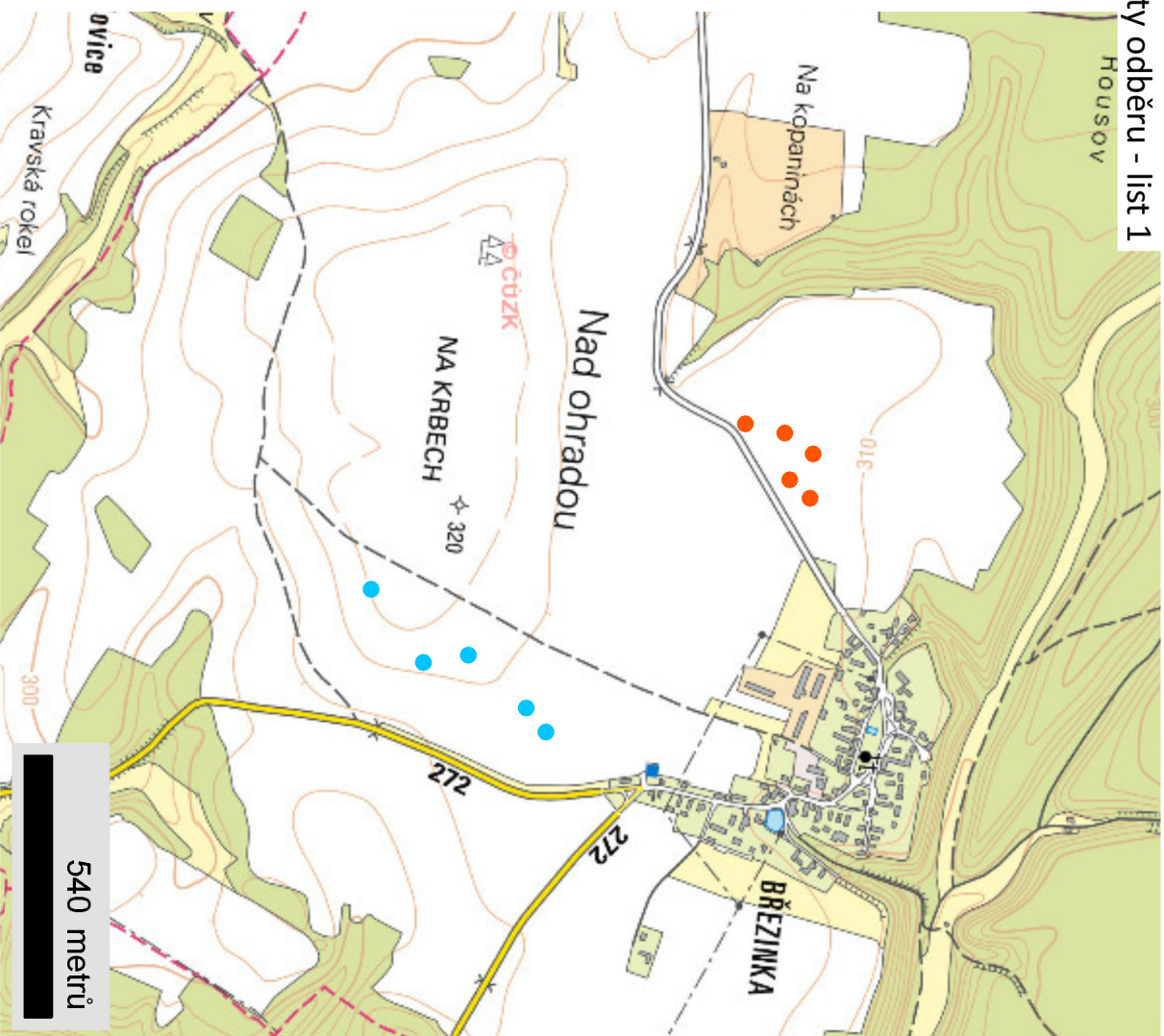
Příloha 2: Seznam identifikátorů, indexů a proměnných prostředí - část 2.

číslo půdního bloku	celková pokryvnost [%] unikátní kód páru polí	kód pole	počet dní ve skleníku	typ managementu	datum odběru	celkový počet druhů	ph	konduktivita	vlhkostní index	potencionální osluněnost	sklon svahu [°]	Shannonův index diverzity	Simpsonův index diverzity
38	42 B	195_eko	117	Ekologický	13.9.2014	5	5.5	35	6.909	1348.23	0.0818	1.094	0.5437
39	52 B	195_eko	117	Ekologický	13.9.2014	10	5.48	46	8.708	1347.54	0.0818	1.801	0.7805
41	39 B	195_eko	121	Ekologický	13.9.2014	8	5.77	37	8.196	1316.25	0.0836	1.43	0.6614
40	69 B	195_eko	121	Ekologický	13.9.2014	6	5.17	40	6.779	1317.75	0.1416	0.557	0.2378
53	42 C	2372_int	117	Konvenční	2.10.2014	9	5.96	259	8.369	1326.1	0.0695	1.917	0.8221
56	44 C	2372_int	118	Konvenční	2.10.2014	10	5.85	191	7.768	1320.92	0.0391	1.877	0.7986
54	34 C	2372_int	117	Konvenční	2.10.2014	6	5.49	273	7.907	1341.13	0.0889	1.25	0.6055
55	100 C	2372_int	117	Konvenční	2.10.2014	9	5.82	203	7.713	1324.62	0.0588	1.144	0.4966
57	100 C	2372_int	118	Konvenční	2.10.2014	9	6.07	135	8.29	1313.08	0.0227	1.274	0.5574
31	40 A	279_eko	118	Ekologický	11.9.2014	4	6.39	132	9.113	1290.99	0.0298	1.213	0.6563
32	100 A	279_eko	118	Ekologický	11.9.2014	6	6.22	223	9.043	1290.7	0.0178	0.981	0.4863
28	60 A	279_eko	118	Ekologický	11.9.2014	6	6.3	256	13.11	1285.97	0.0077	0.981	0.4863
30	36 A	279_eko	118	Ekologický	11.9.2014	10	6.17	355	12.98	1277.09	0.0085	1.676	0.7372
29	43 A	279_eko	118	Ekologický	11.9.2014	5	6.82	233	13.46	1285.09	0.0075	1.204	0.6458
34	37 A	477_int	117	Konvenční	11.9.2014	8	6.09	454	12.81	1284.78	0.0065	1.819	0.8079
35	100 A	477_int	117	Konvenční	11.9.2014	7	6.27	322	11.24	1282.11	0.0126	1.715	0.795
36	58 A	477_int	117	Konvenční	11.9.2014	8	6.2	466	10.11	1273.86	0.012	1.698	0.7836
37	42 A	477_int	117	Konvenční	11.9.2014	8	5.83	555	9.446	1274.61	0.0241	1.505	0.6961
33	59 A	477_int	117	Konvenční	11.9.2014	5	6.06	217	12.56	1283.08	0.0059	1.324	0.7058



vzorek číslo	GPS
28	50.472495 N 14.776913 E
29	50.472072 N 14.776298 E
30	50.47088 N 14.774989 E
31	50.470068 N 14.77538 E
32	50.468929 N 14.773465 E

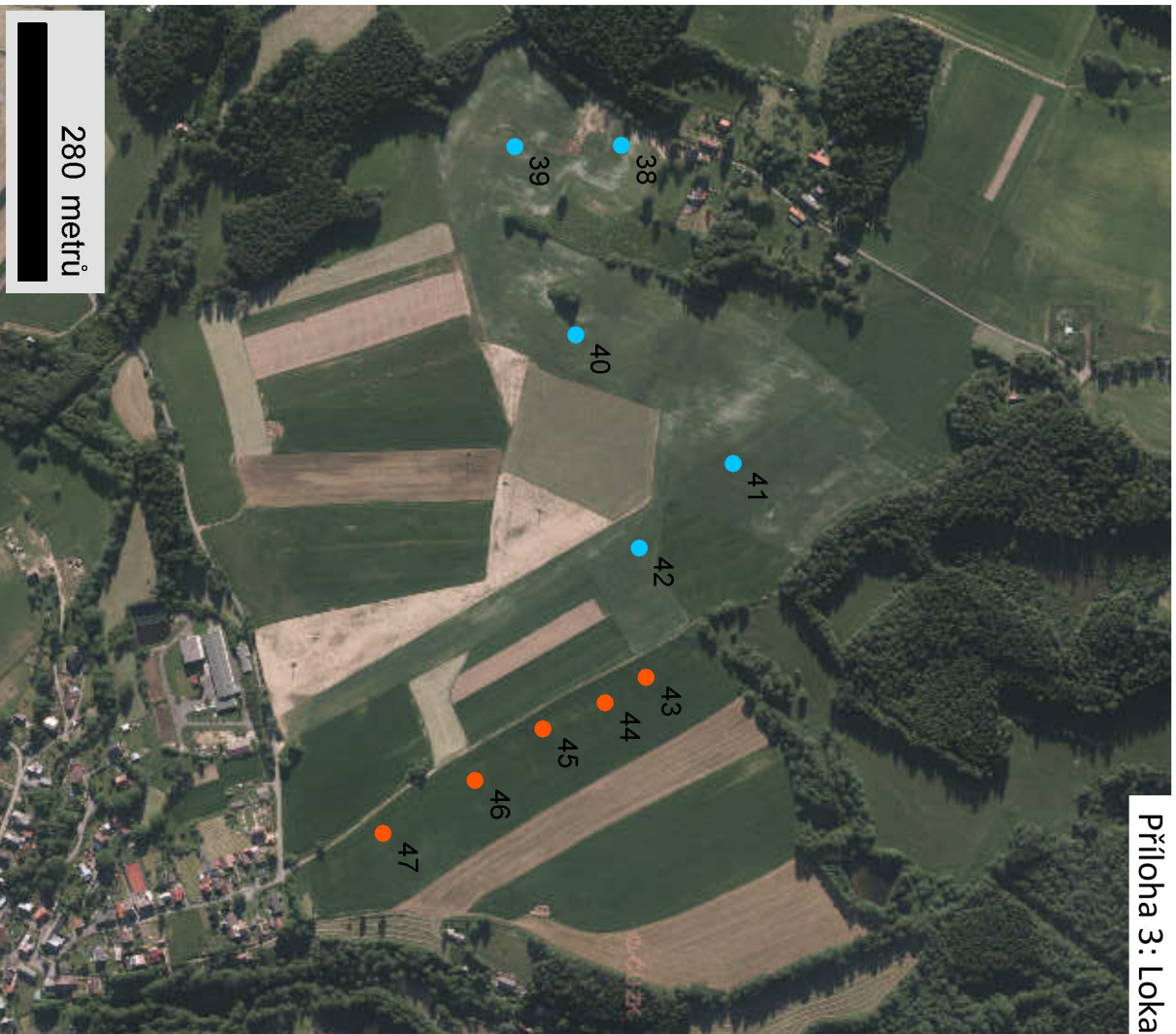
vzorek číslo	GPS
37	50.476366 N 14.768707 E
36	50.476775 N 14.769165 E
35	50.476731 N 14.767877 E
34	50.47616 N 14.767382 E
33	50.475405 N 14.767267 E



místa odběrů vzorků

- ekologické pole
- konvenční pole

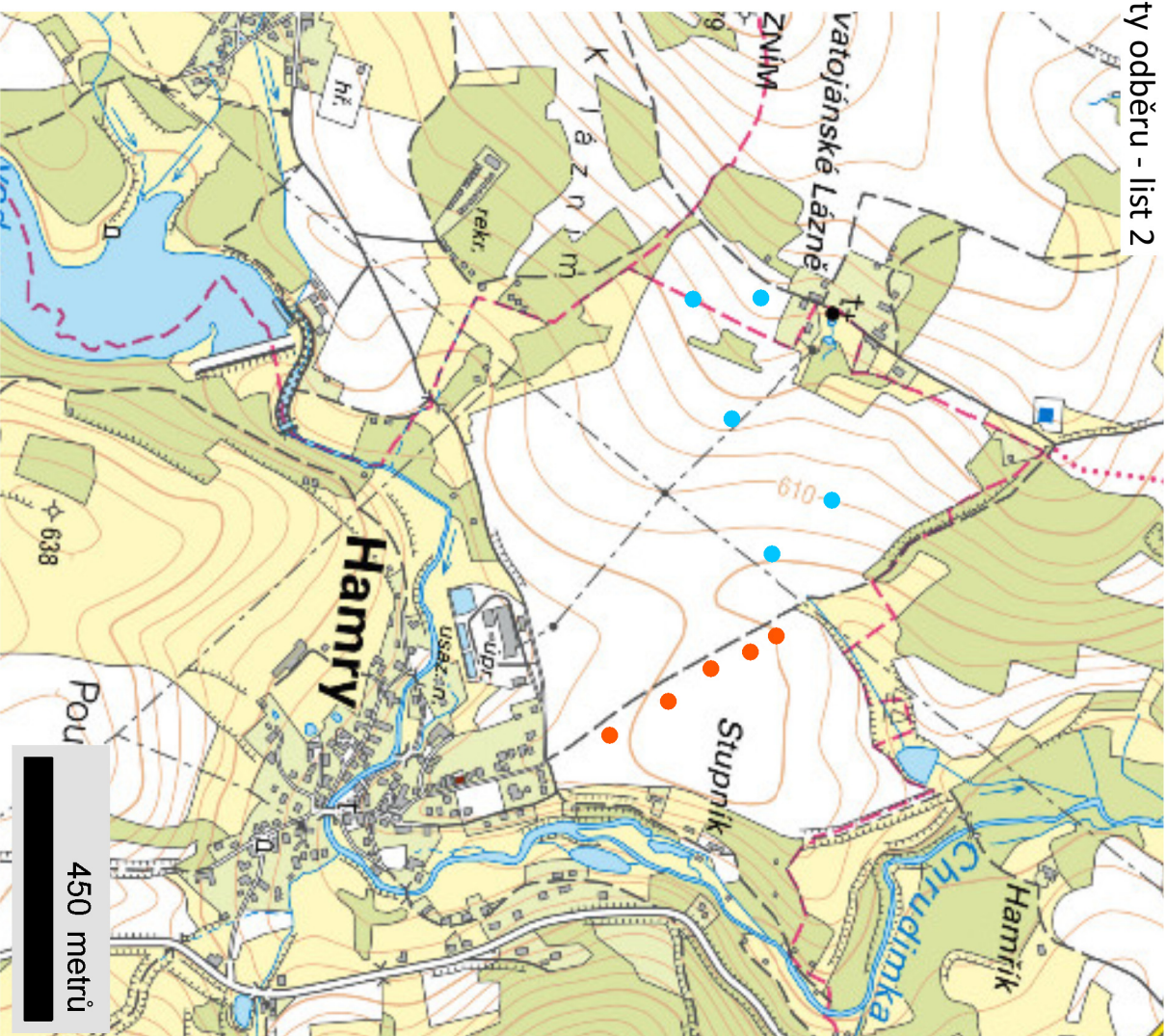




280 metrů

vzorek číslo	GPS
38	49.74529 N 15.912509 E
39	49.744255 N 15.912721 E
40	49.745063 N 15.915444 E
41	49.746741 N 15.917096 E
42	49.745923 N 15.918533 E

vzorek číslo	GPS
43	49.746139 N 15.92046 E
44	49.745766 N 15.920913 E
45	49.745192 N 15.921416 E
46	49.744596 N 15.922311 E
47	49.743758 N 15.923266 E



450 metrů

místa odběrů vzorků

- ekologické pole
- konvenční pole



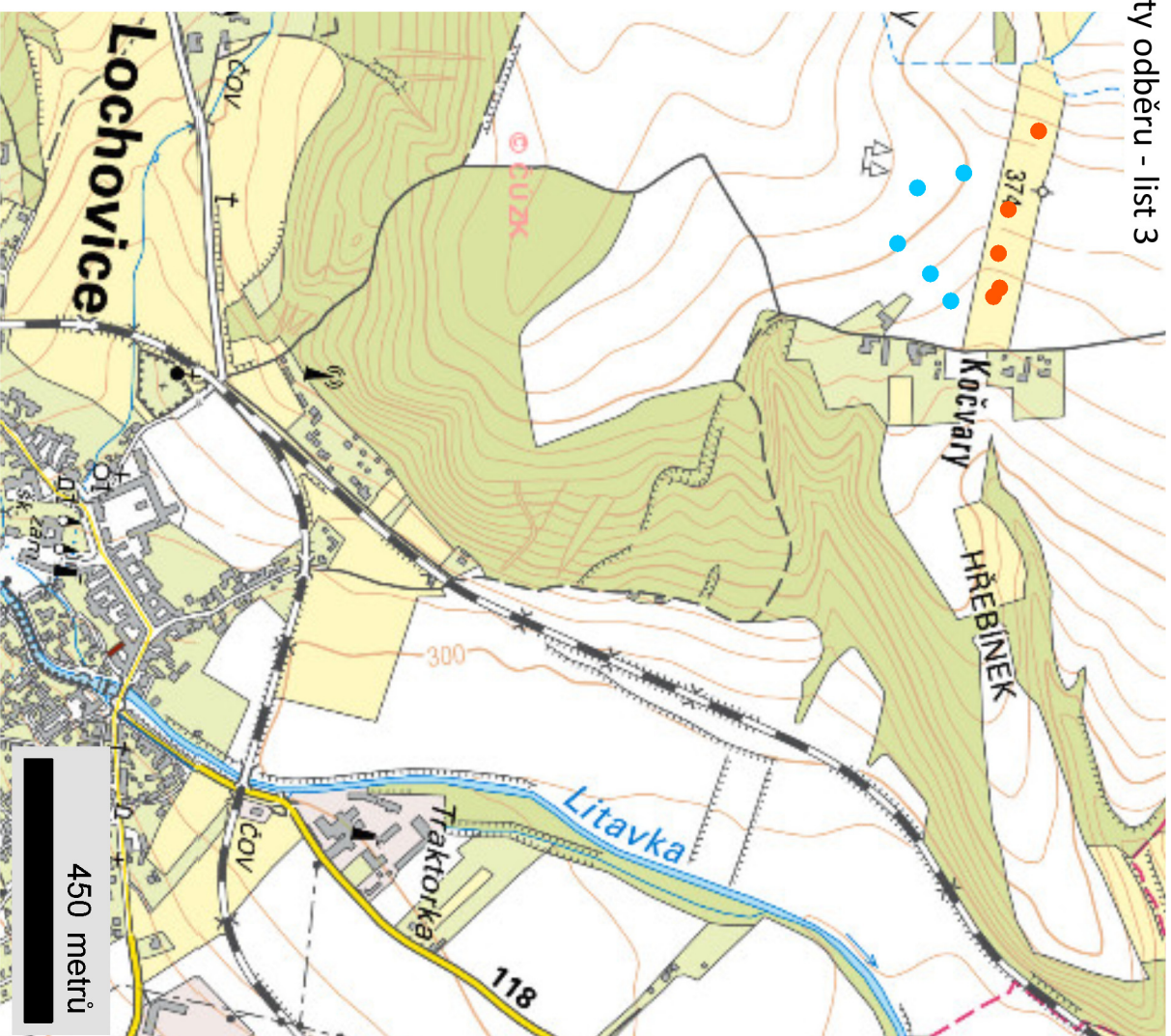
Hamry, Hlinsko



140 metrů

vzorek číslo	GPS
18	49.865649 N 13.966483 E
19	49.865317 N 13.970544 E
20	49.865393 N 13.970311 E
21	49.865303 N 13.969509 E
22	49.865354 N 13.968444 E

vzorek číslo	GPS
27	49.864598 N 13.967721 E
26	49.863922 N 13.968237 E
25	49.863745 N 13.969611 E
24	49.864314 N 13.970218 E
23	49.864683 N 13.970794 E



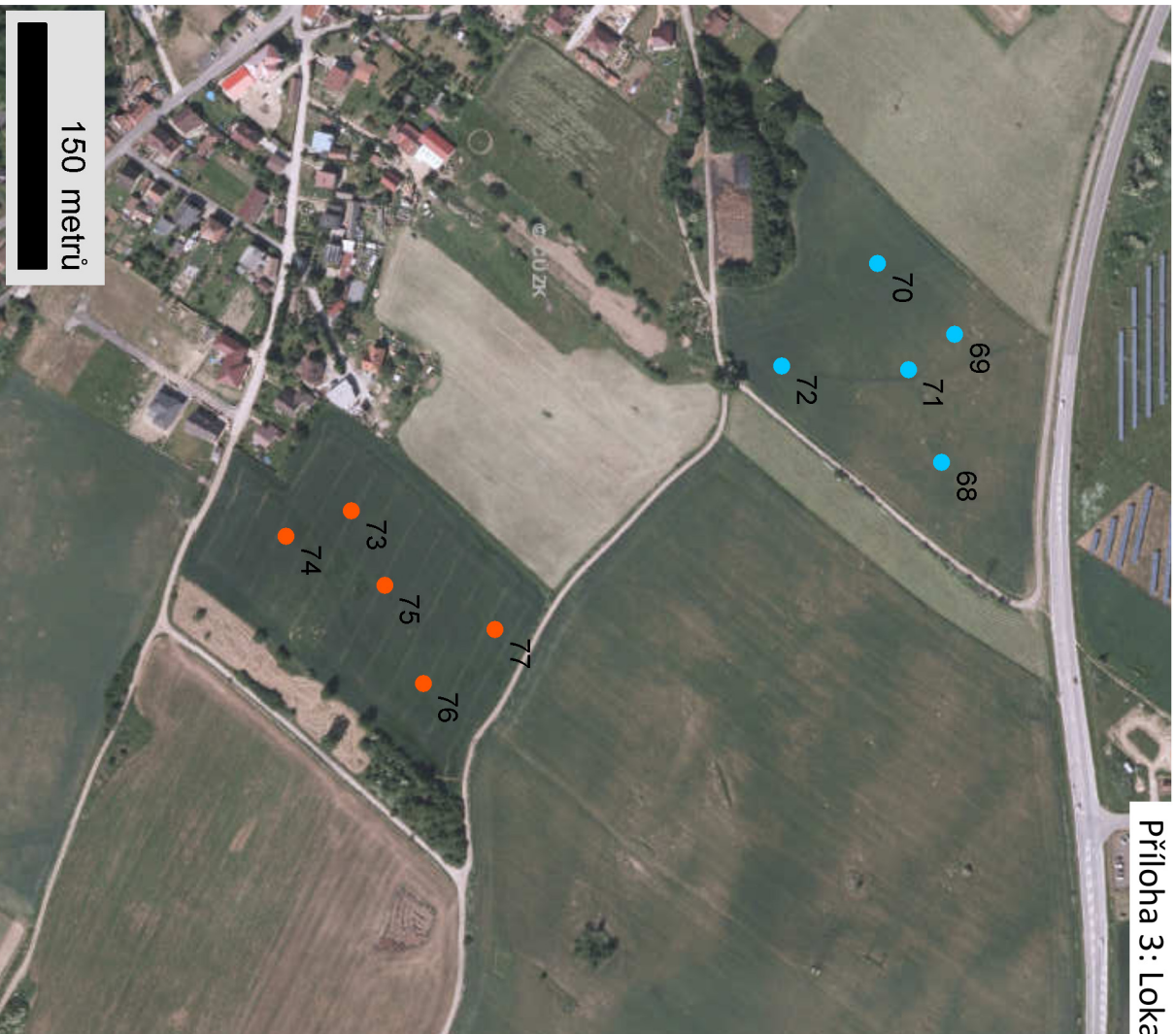
450 metrů

místa odběrů vzorků

- ekologické pole
- konvenční pole

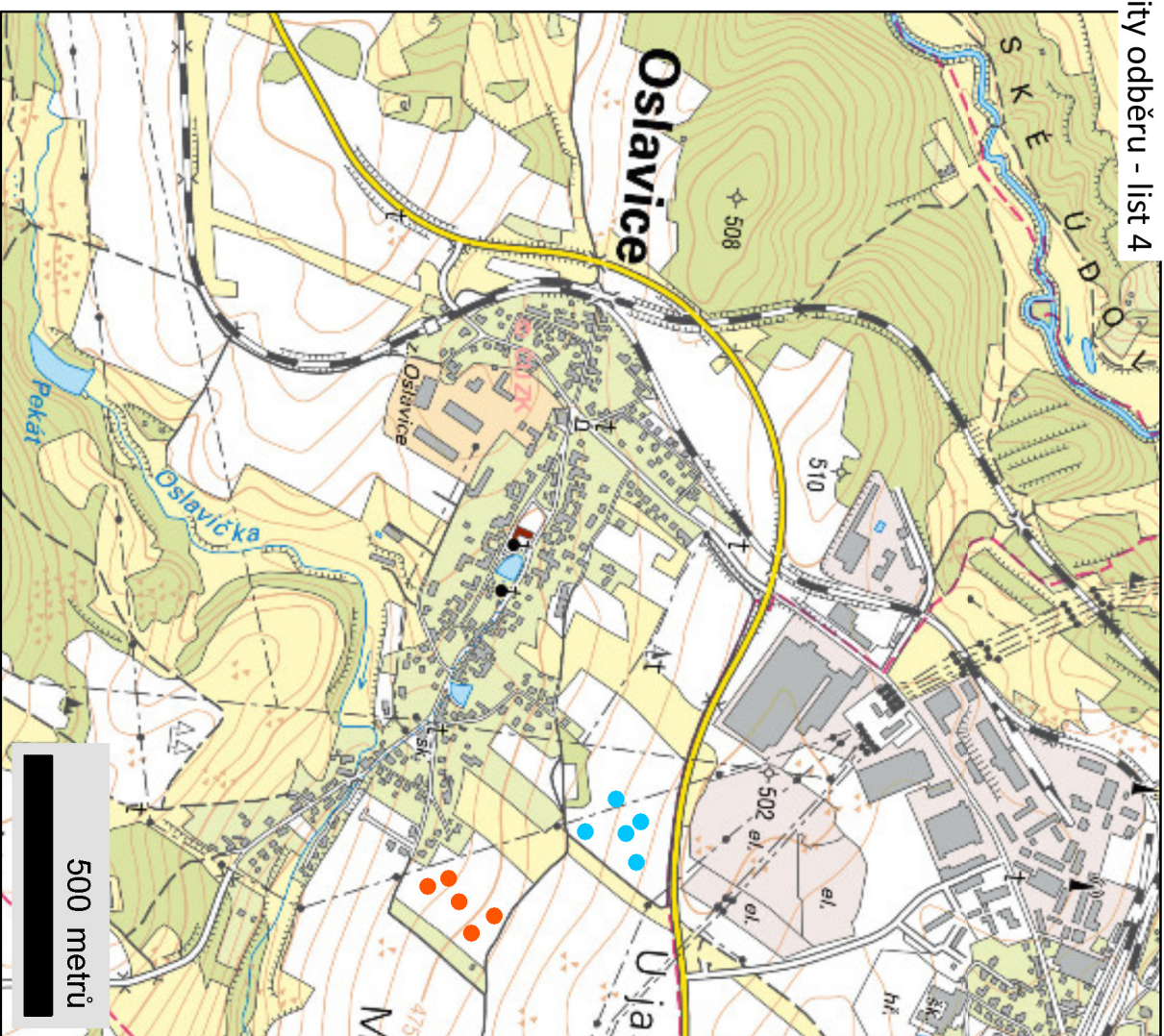


Kočvary, Lochovice



vzorek číslo	GPS
68	49.342946 N 16.00236 E
69	49.342935 N 16.001274 E
70	49.342468 N 16.000753 E
71	49.342704 N 16.001616 E
72	49.342009 N 16.001705 E

vzorek číslo	GPS
77	49.340608 N 16.004196 E
76	49.340249 N 16.004718 E
75	49.339975 N 16.003933 E
74	49.339405 N 16.003616 E
73	49.339746 N 16.003341 E

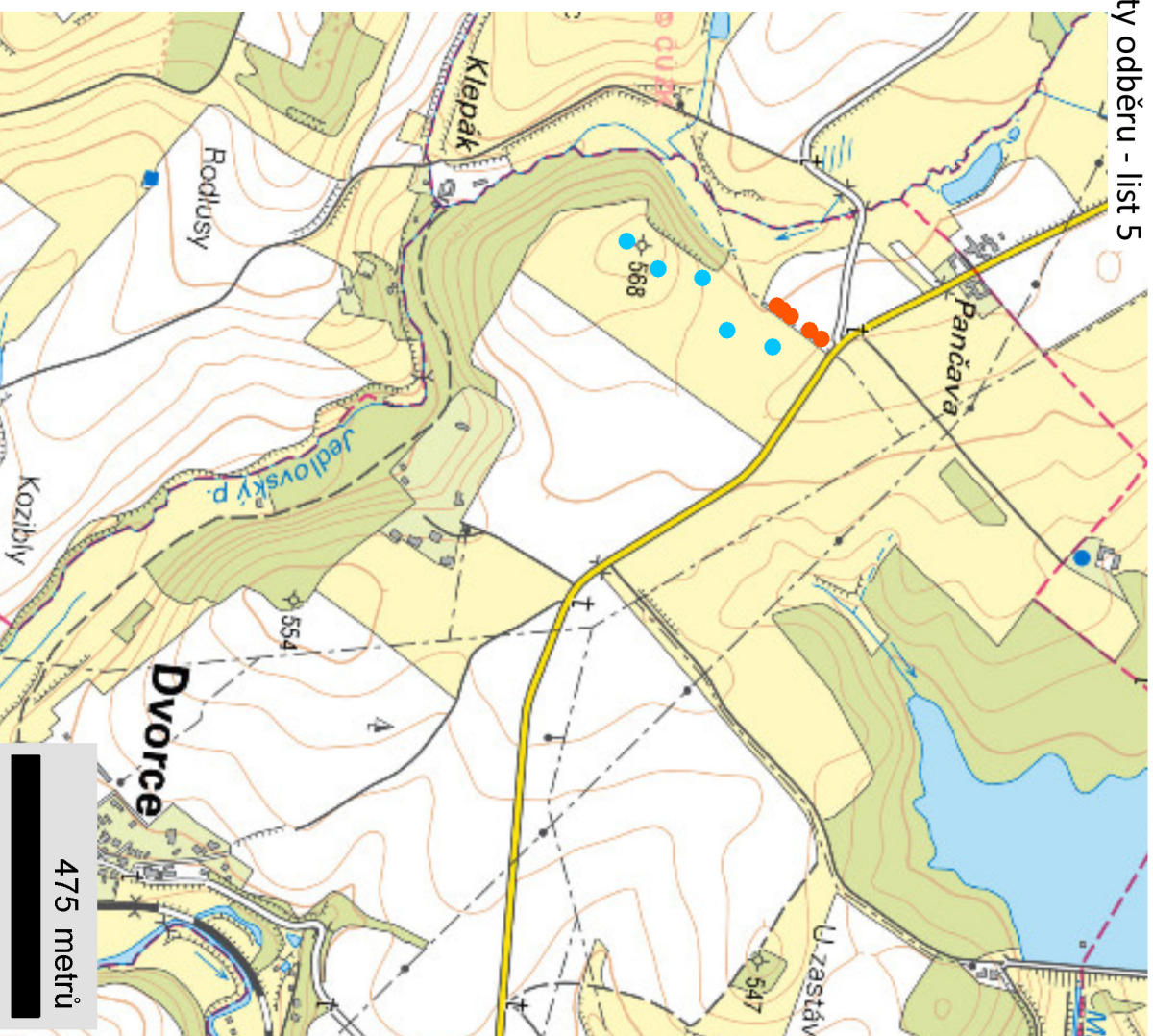


místa odběru vzorků

- ekologické pole
- konvenční pole



Oslavice, Velké Meziříčí



vzorek číslo	GPS
53	49.385756 N 15.47441 E
54	49.38587 N 15.47451 E
55	49.385996 N 15.474643 E
56	49.386336 N 15.474932 E
57	49.386548 N 15.47511 E

vzorek číslo	GPS
48	49.383186 N 15.473263 E
49	49.383751 N 15.473862 E
50	49.384492 N 15.473955 E
51	49.384996 N 15.475184 E
52	49.385767 N 15.475459 E

místa odběru vzorků

- ekologické pole
- konvenční pole

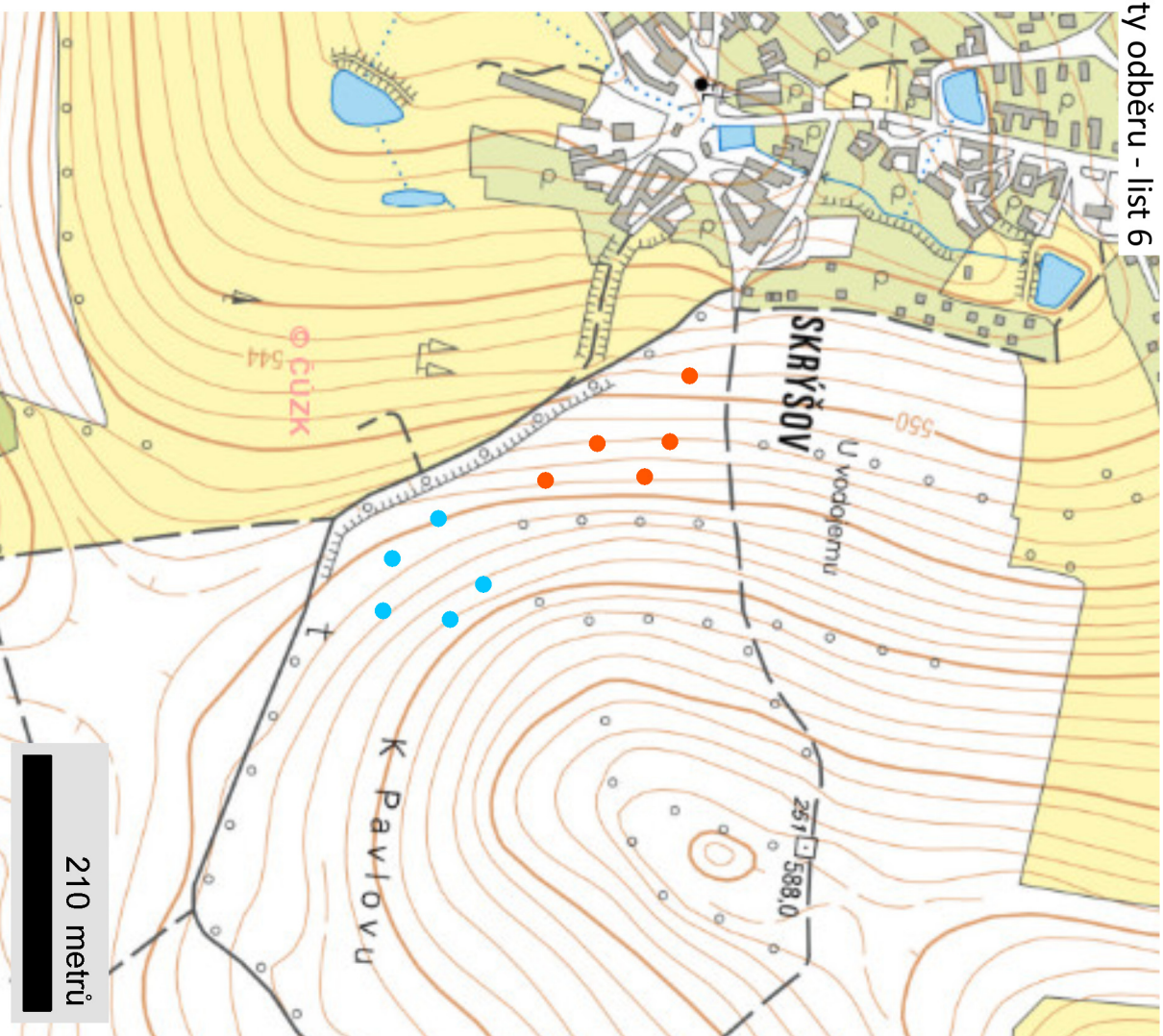


Pančava, Dvorce



vzorek číslo	GPS
63	49.409618 N 15.24573 E
64	49.409966 N 15.245237 E
65	49.410346 N 15.245541 E
66	49.410498 N 15.245114 E
67	49.410582 N 15.244341 E

vzorek číslo	GPS
58	49.408864 N 15.246313 E
59	49.408563 N 15.246827 E
60	49.408542 N 15.247431 E
61	49.409045 N 15.247433 E
62	49.409255 N 15.246992 E



místa odběrů vzorků

- ekologické pole
- konvenční pole

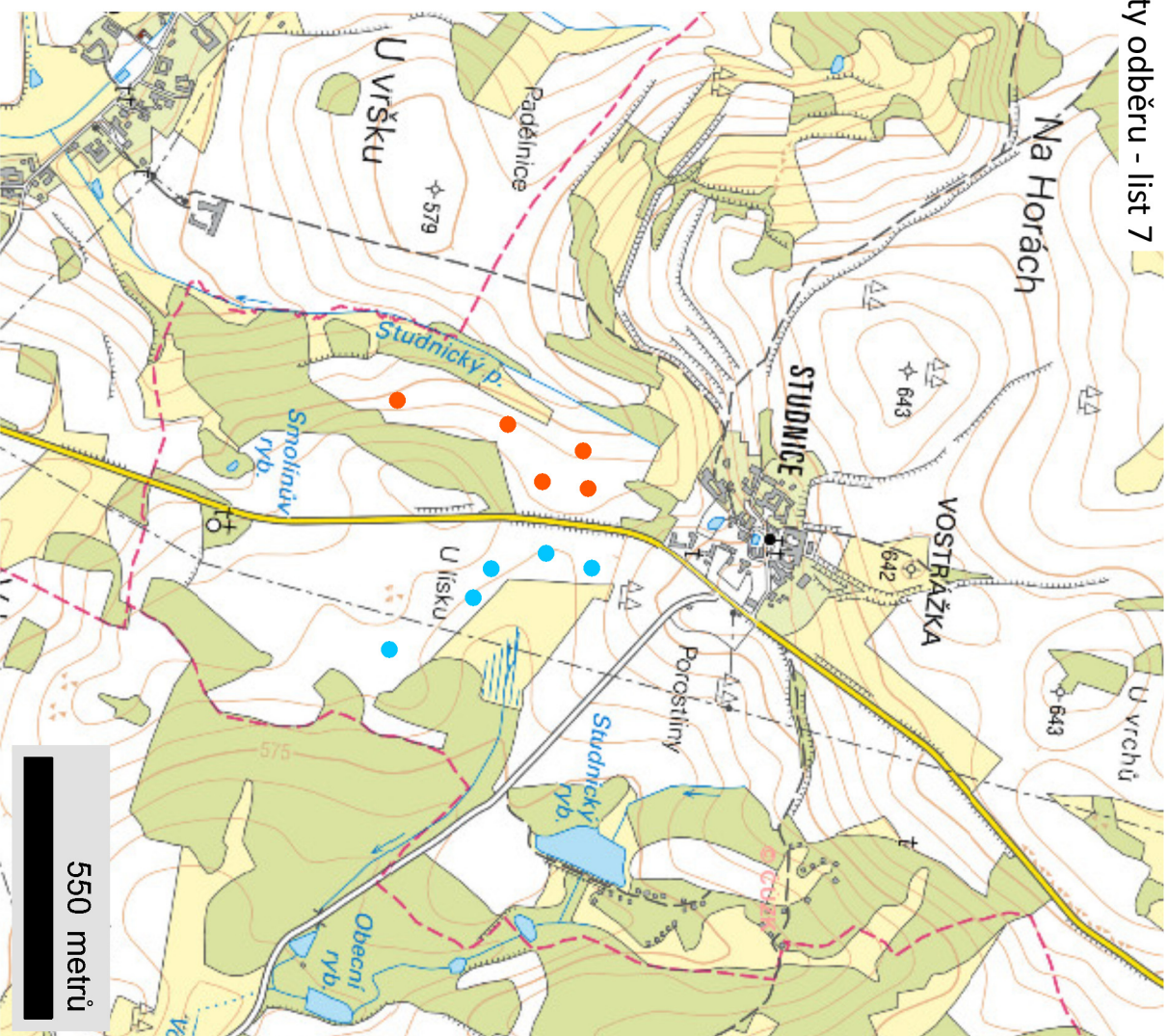
N

Podkladová data © ČÚZK



vzorek číslo	GPS
78	49.216942 N 15.451797 E
79	49.219082 N 15.452087 E
80	49.220562 N 15.452592 E
81	49.220738 N 15.453656 E
82	49.219863 N 15.453616 E

vzorek číslo	GPS
83	49.217366 N 15.458991 E
84	49.218834 N 15.457213 E
85	49.219095 N 15.456311 E
86	49.220997 N 15.455925 E
87	49.2201 N 15.455667 E



místa odběrů vzorků

- ekologické pole
- konvenční pole



Studnice, Telč

Příloha 4: Proměnné prostředí, indexy a identifikátory průměrované na hladině pole

kód pole	pH	konduktivita	vlhkostní index	potencionální osluněnost	kód páru	typ managementu	počet druhů	výměra pole [m ²]	průměrná pokryvnost	lokalita
156_int	5.99	128.4	10.4212678	1306.002563	B	int	15	31744	7.14	Hamry
195_eko	5.626	41.2	7.9642998	1323.843872	B	eko	17	133263	8.42	Hamry
279_eko	6.38	239.8	11.5401646	1285.967334	A	eko	13	230121	7.84	Brezinka
477_int	6.09	402.8	11.2346694	1279.688037	A	int	16	49148	7.35	Brezinka
1210_eko	6.462	266.8	8.3521378	1327.707886	E	eko	17	22824	7.2	Oslavice
1283_int	5.726	148.4	9.854051	1291.766894	F	int	16	89048	8.41	Studnice
1371_int	5.656	103	8.05318	1295.077466	D	int	15	16321	6.62	Skrysov
1519_eko	6.672	82.6	9.4690144	1290.149292	F	eko	14	200184	3.33	Studnice
1733_eko	6.142	84	7.7478422	1335.000586	D	eko	17	14283	9.99	Skrysov
1752_int	5.788	116.4	9.823207	1324.910229	E	int	20	20042	7.72	Oslavice
1756_eko	6.082	149.6	8.5812174	1275.752734	C	eko	19	42224	5.32	Pancava
2372_int	5.838	212.2	8.0093936	1325.171802	C	int	17	955	6.71	Pancava