

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Analýza společenstev edafonu v prostředí zatíženém
rizikovými prvky**

Diplomová práce

Bc. Jana Vaníčková

Rozvoj venkovského prostoru

Ing. Jakub Hlava, Ph.D.

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Analýza společenstev edafonu v prostředí zatíženém rizikovými prvky" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13.4.2018

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Jakobovi Hlavovi, Ph.D. za vstřícnost a trpělivost při odborném vedení mé diplomové práce a za poskytování zpětné vazby při zpracování a vyhodnocování informací potřebných pro dokončení diplomové práce.

Analýza společenstev edafonu v prostředí zatíženém rizikovými prvky

Souhrn

Práce je zaměřena na studium půdní fauny na vybraných lokalitách, které jsou historicky zatíženy těžkými kovy. Cílem práce bylo porovnání jednotlivých zatížených lokalit z hlediska složení půdního společenstva. Ze získaných půdních vzorků, extrakce půdní fauny a následného třídění získaného materiálu práce posuzuje diverzitu vyšších taxonomických skupin na jednotlivých lokalitách.

V teoretické části jsou uvedeny informace o půdní fauně, která představuje typické obyvatelé půdního prostředí v České republice. Pro přiblížení problematiky kontaminace půd rizikovými prvky je v teoretické části tomuto tématu věnován prostor.

Praktická část práce je věnována postupu získávání půdního materiálu a jeho následné analýze v laboratoři. Pro analýzu jednotlivých lokalit byly použity indexy diverzity. Pro porovnání lokalit mezi sebou a zjišťování podobnosti lokalit byl použit Jaccardův index. K zjištění biologické kvality půdy je stanoven QBS index. Pro hodnocení rozdílů rozptylu získaných dat byla aplikována analýza rozptylu (Anova).

Výsledky této práce poukazují na to, že lokality vykazují odlišnou početnost taxonomických skupin a jednotlivá společenství se liší v závislosti na lokalitě. Dle výskytu půdních živočichů na jednotlivých lokalitách jsou výsledky porovnány s půdním společenstvím, které se vyskytuje v půdách na lokalitě skládek komunálního odpadu.

Klíčová slova: půdní fauna, diverzita, těžké kovy, společenstvo

The soil faunal analysis in risk elements loaded areas

Summary

The thesis is focused on study of soil fauna at selected areas, loaded with heavy metals in the history. The aim of the work was to compare the individual load sites in terms of the composition of the soil community. From the soil samples obtained, the extraction of soil fauna and the subsequent sorting of the obtained material, it assesses the diversity of higher taxonomic groups at individual localities.

In the theoretical part are informations about soil fauna, which represents typical inhabitants of the soil environment in the Czech Republic. To approaching the issue of soil contamination with hazardous elements, the theoretical part is devoted to this topic.

The practical part is devoted to the process of obtaining the soil material and it's subsequent analysis in the laboratory. Diversity indexes were used to analyze individual locations. The Jaccard index was used to compare sites between themselves and to determine the similarity of sites. To determine the biological quality of the soil, the QBS index is used. Scattering analysis (Anova) was applied to assess differences in scattering.

The results of this work point to the fact that the sites show a different number of taxonomic groups and the different communities vary depending on the locality. According to the occurrence of soil fauna at individual localities, the results are compared with the soil community, which is found in soils at the site of municipal waste dumps.

Keywords: soil fauna, diversity, heavy metals, community

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Edafon	3
3.1.1 Hlístice (Nematoda)	4
3.1.2 Chvostoskoci (Collembola).....	5
3.1.3 Roztoči (Acari)	5
3.1.4 Pancířníci (Oribatida)	6
3.1.5 Vidličnatky (Diplura)	6
3.1.6 Hmyzenky (Protura)	7
3.1.7 Stonožky (Chilopoda)	8
3.1.8 Mnohonožky (Diplopoda)	8
3.2 Kontaminace půdy Příbram	9
3.2.1 Těžké kovy.....	9
3.2.1.1 Kadmium	11
3.2.1.2 Olovo	11
3.2.1.3 Rtuť.....	12
3.2.1.4 Arsen	13
3.2.1.5 Zinek	13
4 Metodika	14
4.1 Kovohutě Příbram	14
4.2 Stadion Příbram	14
4.3 Jince	15
4.4 Trhové Dušníky	15
4.5 Lhota u Příbramě	15
4.6 Postup získávání materiálu	17
4.7 Statistické metody	18
4.7.1 Simpsonův index diverzity	18
4.7.1.1 Druhová ekvitabilita	19
4.7.2 Jaccardův index.....	19
4.7.3 BSQ index – index biologické kvality půdy.....	20
4.7.4 ANOVA	21
5 Výsledky	22

6	Diskuze.....	39
7	Závěr	42
8	Seznam literatury.....	43

1 Úvod

Edafon tvoří nedílnou součást půdy. V minulosti docházelo k velkému znečišťování půdy zejména vlivem antropogenní činnosti. Pokud dojde ke kontaminaci rizikovými prvky, jako je například olovo, kadmium, chrom, rtuť a další, pak může hledat přímou souvislost s absencí některých půdních živočichů či celých společenstev.

Příbramsko patří k nejvíce postižené lokalitě v České republice, kde kontaminaci rizikovými prvky způsobila těžba a zpracování olova. Atmosférickou depozicí se rizikové prvky dostávají do půdy, kde tvoří součást půdního prostředí. V půdním prostředí se tyto cizorodé látky stávají nepříznivým faktorem pro fungování půdních procesů a pro existenci edafonu. Účinky a pohyb rizikových prvků v půdním profilu ovlivňuje celá řada faktorů jako je zejména vlhkost, složení půdy a obsah ostatních složek. Dle výskytu jednotlivých prvků může docházet k eliminaci druhů edafonu a tím i k narušování funkcí půdy.

V práci se pojednává zejména o vlivu těžkých kovů v prostředí, na velikosti a složení půdního společenství. Limity pro ochranu životního prostředí zde nehrají roli, protože těžké kovy jsou dlouhou dobu součástí prostředí, kde nejsou schopny se biologicky rozložit, a tak i nyní se v půdě vyskytují rizikové prvky z dob minulých.

Půdní živočichové se v poslední době ukazují, jako velmi vhodný bioindikátor rizikových prvků v půdě. Na základě jejich četnosti a složení populace můžeme odhadovat míru zatížení daného ekosystému.

2 Cíl práce

Cílem práce je analýza složení půdního společenstva v lokalitě Příbram a vyhodnocení získaných dat. Získaná data budou použita pro stanovení početnosti a diverzity na každé lokalitě. Dle dostupných informací o půdním společenstvu České republiky bude hodnocena míra negativního působení kontaminace těžkými kovy na půdní bezobratlí v postižených lokalitách.

Hypotéza: Sledované oblasti, které jsou zatíženy těžkými kovy, budou vykazovat různě bohatá půdní společenstva v závislosti na obsahu (koncentraci) rizikových prvků v půdě.

3 Literární rešerše

Pro uvedení do problematiky je součástí práce shrnutí poznatků o půdní fauně České republiky. Rešerše je věnována informacím o vhodných půdních bioindikátorech v oblasti znečištění půdního prostředí. Další část je věnována samotným rizikovým prvkům, které ovlivňují půdní prostředí a tím i odlišné ekosystémové složení jednotlivých živočichů.

3.1 Edafon

Živá složka půdy, kterou tvoří půdní edafon je nedílnou součástí půdního profilu. Půdní živočichové mají nezastupitelnou úlohu v půdním prostředí a změny ve společenstvu jsou často odrazem vnějšího působení. Pomocí organismů probíhají dynamické půdní procesy a bez jejich činnosti by nebyla možná existence rostlin a dalších živočichů. Díky činnosti živé půdní složky dochází k potřebnému toku energie a látek půdním profilem. Dalším přínosem edafonu je vytváření procesů v půdním prostředí, zejména procesů rozkladných či syntetických (Šimek, 2015).

Aktivitou edafonu v půdním prostředí dochází k působení enzymů, čímž dochází k ovlivňování struktury půdy. Další prospěšnou úlohou je samotný pohyb organismů v půdě, při kterém dochází k nakypření půdy velmi specifickým a nezaměnitelným způsobem (Smrž, 2013).

Obecně platí, že znečištění přirozeného stanoviště snižuje hojnost a počet druhů, avšak jednotlivé druhy se liší ve své citlivosti na podmínky prostředí a je známo, že určitou míru znečištění mohou některé druhy naopak vítat a využívat ji k prospěchu (Eeva a Penttinen, 2009).

Edafonem jsou označovány všechny půdní druhy živočichů žijící na povrchu půdy či v ní, a to jak permanentně, tak periodicky. Temporální druhy živočichů žijí část vývojového stádia v půdě a část mimo půdy (Smrž, 2013).

Některé druhy mají specifické adaptace, které jsou určené pro život v půdě. Takové druhy nazýváme edafobionty. Mezi adaptace patří zejména absence ochlupení, vymizení či omezení zraku, přizpůsobení povrchu těla pro pohyb v půdě, či světlé zbarvení těla. Do skupiny edafobiontů patří chvostoskoci (Collembola) nebo žížaly (Lumbricina). Kde z řádu chvostoskoků pouze euedafické formy, které jsou specifické světlým zbarvením těla, absencí skákací vidlice a také méně vyvinutým zrakem. Dle morfologických znaků lze snadno odlišit formy chvostoskoků (Collembola), kteří žijí na povrchu půdy nebo hlubší půdě. Mezi obvyklé zástupce edafonu v přirozených podmínkách České republiky řadíme zejména zástupce

roztočů (Acari), chvostoskoků (Collembola), pavoukoců (Arachnida), mnohonožek (Diplopoda), stonožek (Chilopoda), hmyzu (Insecta) a hlístic (Nematoda). Dále také půda bývá vhodným prostředím pro některá vývojová stádia živočichů zejména pak larev a různých housenek, jako je například larva chrousta (*Melolontha melolontha*), hrobařika (*Nicrophorus*) nebo drátovce (*Elateridae*). Tyto larvy pak slouží jako zdroj potravy obratlovcům (Říhová, 2013).

Jako každý organismus, tak i jednotlivé druhy edafonu odrážejí stav svého prostředí. Z prostředí čerpají vodu, vzduch a živiny, a to aktivně i pasivně. Rizikové prvky v tomto případě mají negativní úlohu, protože představují negativní dopad na prostředí a samotné organismy. Přítomnost rizikových prvků v prostředí vede ke změnám ve struktuře a vývoji společenstva. V půdním prostředí bezobratlí živočichové využívají všechny složky, které jsou v půdě dostupné, a zde vniká problém při kontaminaci rizikovými prvky. Rizikové prvky jsou bioakumulativní a to znamená, že jsou schopny vázat se na živý organismus a změnit jeho strukturu. Do těl živočichů se tyto prvky nejvíce dostávají difúzí z prostředí nebo konzumací kontaminované potravy. V těle se tyto rizikové prvky ukládají a mohou mít negativní dopad na životní funkce. Určitá část rizikové látky odchází z těla ven ve formě odpadních nebo enzymatických látek. Někteří živočichové mají vyvinutý obranný mechanismus ve formě speciálního proteinu, na který se rizikové prvky mohou vázat, a tak bez větších škod opustí tělo organismu (Stankovic et al., 2014).

3.1.1 Hlístice (Nematoda)

Již v několika experimentech bylo prokázáno, že hlístice jsou vhodným bioindikátorem kontaminace prostředí. Hlístic existuje mnoho druhů a odlišující se jak vzhledově, tak podle způsobu potravy a soustavy ústního ústrojí. Z důvodu, že jsou hlístice častými škůdci kulturních rostlin, je k dispozici dostatek informací ohledně jejich vývoje a funkce v ekosystému. V půdě hrají důležitou roli, a to zejména jako regulátoři míry rozkladu půdní organické hmoty, díky účinku na mikrobiální aktivitu mikroorganismů v půdě (Neher, 2001).

Na rozdíl od žížal (Lumbricina) jsou hojnější ve větším spektru půdních ekosystémů a tím jsou v oblasti bioindikace cennější. Ve vlhčích půdách se hlístice lépe pohybují, naopak při vysychání půdy dochází k omezení pohybu hlístic v půdě a následnému vyschnutí. Díky své adaptaci dokáže hlístice přečkat sušší období a při zvýšení půdní vlhkosti se opět navrácí tělesná aktivita. Je známo, že v narušených lokalitách se setkáme s hlísticemi jako s posledními obyvateli půdního prostředí a tak jsou velmi odolné v různě zatížených

lokality. Dále byl v kontrolovaných pokusech prokázán přímý účinek hlístic na mineralizaci dusíku a distribuce biomasy v rostlinách (Neher, 2001).

3.1.2 Chvostoscoci (Collembola)

Tento živočišný řád najdeme skoro v každé půdní sféře. Chvostoscoci vytvářejí velká společenství a jejich počty na jednotku plochy bývají velmi vysoké. Jednotlivé druhy obývají různé typy stanovišť. Rozmanitost druhů je velmi vysoká, a dle druhového složení jednotlivých populací můžeme předpokládat daný stav ekosystému, ve kterém se chvostoscoci vyskytují. Chvostoscoci jsou velmi citliví na změnu mikroprostředí a změny v populaci často odrážejí změny v ekosystému, proto často bývají vybráni, jako organismus pro indikaci znečištění v experimentech kontaminace prostředí. Na znečištěných půdách většinou populace nevymizí, jen dojde k omezení počtu druhů na daném stanovišti. Některé druhy jsou kov tolerantní a tak jsou schopny existence v prostředí zatíženými těžkými kovy. Avšak tento stav bývá pouze adaptací, která se odráží ve snížení tělesného růstu, reprodukce a zvýšení mortality jedinců daného druhu (Fiera, 2009).

Svou schopností reagovat na širokou škálu změn v prostředí se chvostoscoci řadí k velmi významnému organismu z hlediska posuzování disturbance. Kvalita půdy je důležitá pro posouzení kontaminace a při změně chemických, fyzikálních či biologických vlastností se mění pH. Na tuto změnu reaguje i komunita chvostoskoků a to transformací variability, na základě které je možné posouzení narušení určité lokality. Citlivost chvostoskoků na pH půdy byla již experimentálně prokázána. Dále bylo prokázáno, že na složení komunity chvostoskoků má primárně vliv půdního stanoviště větší význam, než vliv vegetačního typu na daném stanovišti. To naznačuje, že stav půdy je pro chvostoskoky velmi důležitý na rozdíl od stavu prostředí nad půdním profilem (Sousa et al., 2004).

3.1.3 Roztoči (Acari)

Roztoči patří mezi nejpočetnější půdní bezobratlí. Dle svých rozměrů se řadí do půdní mezofauny. V závislosti na typu biotopu existuje nespočet druhů půdních roztočů. Při posuzování antropogenních vlivů na půdní faunu mohou být roztoči velmi dobře zohledněni jako pokusný organismus pro potencionální zatížení ekosystému. Většina roztočů žije v tenkých vrstvách pod povrchem půdy v horních půdních horizontech. V rámci ekosystému mají mnoho ekologických rolí. Některé druhy žijí parazitickým způsobem života, jiné pasivně rozkládají půdní organickou hmotu a další druhy řadíme mezi dravce. Jako dravci často loví jiné, menší roztoče či půdní hlístice (Gulvik, 2007).

V experimentech bylo zjištěno, že jsou schopni přežít na různých typech potravy, proto je tedy možné, že mohou změnit stravovací návyky dle zdroje dostupné potravy. Celostátní studium půdy ve Velké Británii zjistilo, že roztoči byli zaznamenáni v 94 % ve všech vzorcích, což dokazuje jejich dominantní početní roli v půdě. Díky svému vlivu na půdní houby, které tvoří jejich část potravy, napomáhají k tvorbě půdní struktury (Gulvik, 2007).

3.1.4 Pancířníci (Oribatida)

Pancířníci patří mezi lépe adaptované živočichy díky svému sklerotizovanému povrchu těla. V půdě se pohybují volně a velmi pomalu. Tento řád patří téměř vždy mezi nejpočetnější, většinou jejich početní zastoupení představuje 60-90 % ze všech jedinců půdní fauny na konkrétním stanovišti. Pravděpodobně se jedná o nejpočetnější skupinu půdních suchozemských roztočů vůbec. Tento fakt může být způsoben mimo jiné i jejich velmi dobrou schopností adaptovat se v různých podmínkách prostředí, díky které jsou schopni půdu efektivně kolonizovat. Pancířníci mohou být vektorem tasemnic a tak mají význam i pro veterinární vědy (Gulvik, 2007).

El-Sharabasy a Ibrahim (2010), uvádějí, že v zástupcích z řádu pancířníků může docházet k akumulaci těžkých kovů z prostředí, avšak samotný vliv na živočichy nebyl zcela prokazatelně doložen.

Při studiích ve Finsku se vědci snažili zjistit, zda může mít znečištěné prostředí vliv na individuální jedince pancířníků, zejména pak na deformace končetin či sklerotizované kutikuly. Bylo zjištěno, že možné deformace mohou vznikat nízkým obsahem vápníku, který je pro pancířníky důležitý z hlediska utváření exoskeletu. V kyselých půdách či půdách chudých na vápník mohou být populace pancířníků postiženy deformacemi končetin či malformací exoskeletu (Eeva and Penttinen, 2009).

3.1.5 Vidličnatky (Diplura)

Vidličnatky nejsou v půdě tak početné jako jejich příbuzní chvostoskoci. Hustota osídlení na stanovišti je obvykle velmi nízká. Při zkoumání diverzity vidličnatek na Slovensku byly objeveny na dané lokalitě pouze dva druhy vidličnatek, což ukazuje na jejich menší druhové zastoupení v půdní mezofauně (Dubovský et al., 2010).

Patří mezi typické obyvatele vlhkých prostředí ve velmi široké škále biotopů. Vidličnatky najdeme v lesích i v městských oblastech nebo v průmyslových zónách, jejichž součástí jsou i nebezpečné skládky a půdy kontaminované různými polutanty. Málokdy se nacházejí velké populace a tak je jejich význam z hlediska experimentálního šetření spíše sekundární, proto také neexistuje mnoho studií, které by se zabývaly bližšími interakcemi mezi vidličnatkami a prostředím. Ve výzkumu v Belgii Lock et al. (2010) objevili devět druhů vidličnatek, které mohou společně obývat stejná stanoviště. Při experimentech často dochází vlivem manipulace se vzorky k poškození samotných vidličnatek, protože jim velmi lehce odpadávají antény či jiné části těla a následné třídění může být zkreslené a nepřesné a díky tomu může docházet k záměně s jinými půdními živočichy.

Svůj název mají především díky své abdominální části, která je tvořena dvěma vidlicemi a od toho je odvozen název vidličnatky (*Diplura*). Jejich potravou bývají ostatní půdní živočichové, ale také zbytky organické hmoty. Podřád škvorovky (*Japygina*) loví především chvostoskoky a tím mohou mít vliv na složení půdního společenstva. Tělo vidličnatek je dlouhé a protáhlé s dominantní dvojitou vidlicí na abdominální části, která se dle jednotlivých druhů liší v délce a šířce. Oči jsou zcela redukovány a tělo je bez pigmentace, což naznačuje euedafický způsob života (Mussadiq and Sohail, 2015).

3.1.6 Hmyzenky (*Protura*)

Společně s vidličnatkami patří k méně početným druhům z kmene členovců. Žijí v hlubších vrstvách půdy a v opadu organické hmoty. Jejich potravu tvoří zejména hyfy hub. V půdním prostředí tvoří méně početné populace s nižší druhovou diverzitou a tak je stejně jako vidličnatky řadíme k méně významným organismům z hlediska indikace znečištění (Smrž, 2013).

Hmyzenky patří k relativně novým živočichům. Objevení hmyzenek se datuje do roku 1907, což je z entomologického hlediska spíše krátká doba. O jejich způsobech rozmnožování a životě není známo příliš mnoho. Pokroky ve výzkumu jsou zejména v oblasti taxonomie, protože třídění jednotlivých druhů je značně obtížné. Přibližný odhad druhů hmyzenek je kolem 787 druhů a osob, které jsou schopné rozeznat jednotlivé druhy je málo. Hmyzenky obývají širokou škálu stanovišť a tak je můžeme najít téměř ve všech ekosystémech světa s výjimkou Arktidy a Antarktidy. Kromě půdy také často obývají hnízda malých savců, například hnízdo Krtka evropského (*Talpa europaea*). Některé výzkumy naznačují, že abundance hmyzenek může souviset s půdními houbami a vývojem mykorhizy (Pass and Szucsich, 2011).

3.1.7 Stonožky (Chilopoda)

Díky své velikosti můžeme dospělé stonožky zahlédnout v půdním prostředí pouhým okem. Patří mezi významné dravce půdních bezobratlých živočichů. Řadí se mezi typické obyvatele opadu a svrchních vrstev půdy. Jedinci žijí samostatně, a tak při experimentálních pokusech najdeme vždy jen pár jedinců stonožek v závislosti na velikosti testované plochy. Stanoviště různých druhů stonožek se většinou společně překrývají. Z hlediska půdotvorných procesů mají stonožky spíše nepřímý význam a to zejména díky regulaci a ovlivňování jiných populací živočichů. Stonožky jsou velmi pohybově výkonné a aktivní. Pod zemí se pohybují po starých již vytvořených chodbách, tak zesiluje jejich nepřímé působení na utváření půdního prostředí (Tajovský, 2015).

Stonožky (Chilopoda) společně s hmyzem (Insecta) a pavoukovci (Arachnida), patří mezi první živočichy, kteří kolonizují narušený ekosystém. Jsou schopny migrovat z různých biocenóz a střídat své stanoviště dle dostupných zdrojů potravy, což dokazují výzkumy na uhelných skládkách v oblasti Kemerova regionu v Rusku (Luzyanin and Ereemeeva, 2017).

3.1.8 Mnohonožky (Diplopoda)

Na rozdíl od stonožek jsou mnohonožky řazeny mezi saprofágní živočichy, tedy živí se výhradně odumřelou organickou hmotou. Stejně jako stonožky (Chilopoda), tak i mnohonožky řadíme mezi makrofaunu. V půdě tvoří důležitou funkci, díky rozměňování větších částí organické hmoty, které mohou sloužit jako potrava pro menší organismy či mikroorganismy. Díky této vlastnosti řadíme mnohonožky mezi primární dekompozitory. Další důležitou úlohou mnohonožek v půdním ekosystému je přenášení vezikulární arbuskulární mykorhizy, která vytváří prospěšné symbiotické vztahy s vyššími rostlinami. Z hlediska půdotvorných procesů mají mnohonožky větší, přímý význam než stonožky. Tím, že si aktivně vytvářejí komůrky a chodby v půdě, mohou přímo přispívat k tvorbě půdního prostředí (Tajovský, 2015).

3.2 Kontaminace půdy Příbram

Příbram patří k významné hutní lokalitě v rámci České republiky. Jako významná hutní lokalita se však také vyznačuje zvýšenou kontaminací rizikovými prvky v půdě. Tato skutečnost byla dokázána v minulosti a v dnešní době stále přetrvává. Příčina znečištění lokality Příbram pochází ze dvou zdrojů. Prvním zdrojem jsou emisní výstupy z metalurgického průmyslu v blízkosti lokality. Druhým zdrojem jsou povodně se znečištěnou vodou a následným usazením kontaminujících prvků v nivních sedimentech (Vaněk et al., 2005).

Vysoké obsahy anorganických kontaminantů v půdách a to zejména kadmia, zinku, olova, arsenu nebo antimonu se vyskytují v celé oblasti Příbrami. Hutní činnost v lokalitě Příbram byla již pozastavena, díky tomu kontaminace prostředí neprobíhá aktivně, ale je zde riziko staré zátěže, kdy kontaminace z předešlých let stále setrvává v půdě, vodě i ovzduší. Těžké kovy jsou v prostředí velmi setrvačné a jejich odstranění z prostředí je prakticky nemožné. V dnešní době ve městě Příbram dochází ke zpracování olovněného odpadu a díky moderním technologiím je negativní dopad na okolní ekosystémy minimální (Sýkorová, 2014).

V důsledku těžby stříbra, olova a zinku mezi 18. a 20. stoletím došlo ke kontaminaci říčního systému řeky Litavky a v dnešní době je řeka Litavka přetrvávajícím kontaminovaným prostředím. Vysoký obsah kadmia, olova a zinku v nivě řeky Litavky překračuje evropské limity. Dlouhodobé nadlimitní obsahy kontaminujících prvků devalvují říční ekosystém řeky Litavky. Díky tomu se kontaminanty dostávají do okolních půd. Řeka Litavka patří mezi největší sekundární zdroje znečištění pro Českou republiku. Obsah kontaminantů v řece Litavce je proměnlivý, což naznačuje kolísání zdrojů znečištění (Nováková et al., 2015).

3.2.1 Těžké kovy

Z environmentálního hlediska se těžké kovy řadí k velmi závažným nežádoucím složkám půdy a to zejména díky jejich dlouhodobé setrvačnosti v prostředí. Chování těžkých kovů v půdním prostředí je závislé na stavu půdy a obsahu dalších složek. Hustota těžkých kovů přesahuje $5\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Mezi těžké kovy se řadí kadmium, arsen, olovo, berylium, kobalt, chrom, nikl, měď, rtuť, molybden, vanad a zinek. V přirozených podmínkách se tyto prvky nacházejí v prostředí v zanedbatelném množství, avšak v důsledku antropogenní činnosti dochází ke zvyšování obsahu těžkých kovů v půdách České republiky. Hlavním zdrojem kontaminace je

průmyslová činnost a atmosférická depozice. Samotná přítomnost těžkého kovu v půdě ještě nemusí znamenat potenciální riziko. Při hodnocení těžkých kovů v půdě je třeba také zjistit jeho přístupnost v půdě, která je ovlivněna dalšími vlastnostmi půdního prostředí (Tlustoš a kol, 2007).

Vlastnosti půdy ovlivňující mobilitu kovů:

- pH
- kationtová výměnná kapacita
- redox potenciál
- kvalita a kvantita organické hmoty, oxidů a minerálů
- provzdušnění půdy
- úroveň mikrobiální aktivity

Vysoká mobilita představuje větší riziko kovu v půdním prostředí a to zejména z důvodu akumulace do ostatních složek půdy, zvláště do živých organismů, kdy dochází k narušování biologické aktivity a také k rozšíření kovu v prostředí. Nejvíce mobilní v půdě je kadmium a naopak nejméně mobilní je olovo. Vlivem změny pH půdy dochází i ke změně koncentrace dostupných těžkých kovů v půdě. Při poklesu pH dochází ke zvýšení koncentrace přístupného těžkého kovu a tím se zvyšuje riziko negativní interakce s prostředím. Naopak při zvýšení pH v půdním prostředí dochází ke snížení mobility těžkých kovů v půdním prostředí. Výjimku tvoří Arsen, u kterého byly naměřeny vyšší přístupné koncentrace při zvýšení hodnoty pH (Tlustoš a kol, 2007).

Samotné půdní vlastnosti nejsou jediným faktorem, který ovlivňuje osud a následky kovů v půdním prostředí, protože kromě těžkých kovů zde působí celá řada dalších znečišťujících látek, které přímo nebo nepřímo ovlivňují chemismus půdy a jako takové mohou ovlivňovat pH i jiné půdní vlastnosti. Kovy se srážejí do nerozpustných sloučenin nebo se absorbují na rozpustné minerály. Často se vážou na pevnou půdní složku a usazují se v půdních sedimentech (Ustohalová, 2011).

3.2.1.1 Kadmium

Kadmium se v půdě vyskytuje přirozeně, avšak jeho přítomnost je velmi minimální a nemá žádné negativní dopady na zdraví a vývoj ekosystému a tedy nijak nenarušuje potravní řetězce. Problémy spojené s kadmiiem nastávají při jeho vyšším obsahu v půdě v důsledku antropogenní činnosti. Rozvoj metalurgického průmyslu v minulých letech má za následek zvýšení obsahu kadmia v půdě. Dle zdrojových podkladů se obsah kadmia zvýšil během posledních stopadesáti let v průměru o 41 %. Kadmium se usazuje zejména v horní svrchní vrstvě půdy a s hloubkou jeho koncentrace klesá. Pokud je v půdě obsah kadmia vyšší než 3 mg.kg^{-1} , pak se hovoří o nadměrné koncentraci, která může být toxická pro své okolí (Beneš, 1994).

Limitující faktor pro obsah kadmia v půdě je chemické složení mateční horniny. Pokud například bude půda přirozeně kyselejší díky svému základu v mateční hornině, bude zde docházet k větší kontaminaci kadmiiem a to proto, že při klesající hodnotě pH v půdě stoupá rozpustnost a uvolňování kadmia do prostředí s následnou vyšší mobilitou. Pokud však bude mateční hornina spíše zásaditějšího charakteru, pak bude docházet k menší pohyblivosti a k nižšímu uvolňování kadmia, čímž je riziko kontaminace menší. Při hodnotách pH nad 7,5 přestává být kadmium rozpustné a o jeho koloběhu rozhodují další přítomné prvky. Zvýšená půdní vlhkost a salinita přispívá k rozpustnosti a mobilitě kadmia v půdě (Ustohalová, 2011).

Za přítomnosti síranů dochází k vysrážení kadmia a tím se snižuje jeho rozpustnost, tedy se i snižuje riziko kontaminace, naopak chloridové ionty přispívají k pohyblivosti kadmia a tak je zde jev opačný. Komplexy, které tvoří kadmium s huminovými kyselinami, jsou méně stabilní v porovnání s komplexy olova nebo mědi. Samotné interakce mezi jednotlivými půdními prvky však nejsou hlavním negativním dopadem kadmia v půdě. Negativní vliv kadmia vytváří zejména inhibiční vlivy a to jak na rostliny, tak živočichy. Je známo, že vyšší a dlouhodobý obsah kadmia v půdě má potlačující efekt na růst půdních mikroorganismů a rostlin. Při vysokých dávkách kadmia bylo prokázáno, že dochází k poškození samotných půdních mikroorganismů (Ustohalová, 2011).

3.2.1.2 Olovo

Nejnámější a nejrozšířenější těžký kov je olovo. Kontaminace olovem probíhá zejména díky automobilovému provozu, ze skladování hutního odpadu, z těžby rud a také z čistírenských kalů. Díky své snížené migraci v půdě je vyšší koncentrace olova v okolí zdroje znečištění a ve vzdálenějších oblastech jsou koncentrace olova nižší. Vyšší

koncentrace olova v půdě působí toxicky na rostliny i živočichy. Na lidský organismus má negativní dopad hlavně díky poruchám krve tvorby a negativnímu dopadu na ledviny a nervový systém. Olovo se vyznačuje vysokou afinitou k tvorbě nerozpustných komplexů a tím dochází k jeho fixaci v půdě. Mikrobiální aktivita je olovem ovlivněna, pokud je v půdě vhodná zrnitostní struktura a koncentrace olova. V jílových půdách nedochází k inhibici mikroorganismů tak, jak v půdách písčítých. Při zvýšení hodnoty půdního pH může docházet k potlačení rozpustnosti olova v půdě (Tlustoš a kol., 2007).

V přírodě se vyskytuje přirozeně jako minerál galenit, cerusit nebo anglesit, tyto minerály slouží jako materiál pro další zpracování. Přístupnost olova v půdě může být potlačena vyšším obsahem fosforu. Avšak vysoké obsahy fosforu v půdách také nejsou žádoucí. Rizikové obsahy olova v půdě mají přímou souvislost s obsahem olova ve vodním zdroji (Krajíčková, 2014).

3.2.1.3 Rtut'

Rtut' se v životním prostředí vyskytuje běžně, avšak díky lidské činnosti a to zejména průmyslové a hutní činnosti se v životním prostředí stala rtut' více mobilní, což má za následek negativní interakce s půdními živočichy. Hlavním problémem dopadu na životní prostředí je dálkový přenos, tím se značně pozměnil životní cyklus rtuti, což má za následek negativní dopady na prostředí a lidské zdraví. Přeměnou na metylrtut' se stává dostupnou pro živé organismy a tím dochází k bioakumulaci a k přenosu do potravního řetězce. Ke změně rtuti na metylrtut' dochází ve vodním prostředí, a to způsobuje, že více jak 90 % methylrtuti se nachází v rybách. Z ryb může docházet k přenosu na ostatní organismy a způsobovat poškození vitality. Účinky rtuti na lidský organismus jsou zejména poruchy nervové soustavy, reprodukce a mozkových funkcí. Transformace rtuti na formu nedostupnou pro živé organismy je značně časově náročná a udává se až v tisících let. Rtut' je stopovou částí rud barevných a drahých kovů (Sýkorová, 2014).

V Itálii probíhaly výzkumy říčního sedimentu, kde průmyslová aktivita z minulých let zapříčinila vyšší koncentrace rtuti v říčním sedimentu. Pomocí vodních bezobratlých živočichů a toxikologického testování, bylo posouzeno riziko zbytkové kontaminace říčního toku v návaznosti na ukončení průmyslové činnosti před dvaceti lety na zkoumané lokalitě. Výsledky tohoto experimentu ukazují na to, že po téměř dvacetileté ukončené průmyslové činnosti, říční sedimenty stále obsahují nadlimitní obsahy rtuti, což má nepříznivý vliv na ekosystémy vodních bezobratlých. Tento experiment dokazuje dlouhodobé setrvání rtuti, jako polutantu v ekosystému (Marziali et al., 2017).

3.2.1.4 Arsen

Arsen je polokov, který se přirozeně vyskytuje v zemské kůře. Ve vyšších koncentracích působí toxicky. Přirozeně je součástí sulfidických minerálů. Do půdy i vody se dostává přirozenou cestou a to zejména zvětráváním hornin, vulkanickou a biologickou aktivitou. Antropogenní činnost však zapříčinila kontaminaci ekosystémů nadlimitním obsahem arsenu v prostředí a v živých organismech. Do prostředí se dostává spalováním fosilních paliv, ze zpracování kovů a z důlních vod. Protože arsen doprovází fosfor, často může být obsažen v odpadní vodě z praní prádla. S klesajícím pH roste dostupnost arsenu v půdě, což znamená, že při nízkých hodnotách pH na kontaminované půdě, jsou ohroženy rostliny i živočichové toxickým působením arsenu, pokud se zde arsen vyskytuje ve vyšších koncentracích. V půdách s vysokým obsahem mykorhizních hub může docházet k potlačení toxického účinku na rostliny, neboť zde symbiotické houby vytváří bariéru na kořenech rostlin. Pro půdní organismy však tato bariéra neexistuje (Soudek a kol, 2006).

3.2.1.5 Zinek

V přírodě se zinek přirozeně vyskytuje pouze ve sloučeninách. Hlavní a nejznámější zinkovou rudou je minerál sfalerit neboli sulfid zinečnatý a další významnou rudou je kalamit neboli uhličitán zinečnatý. Zinek je biogenní prvek a jeho obsah můžeme najít ve všech živých organismech. Hlavní příčina toxicity je jako u všech těžkých kovů jeho nadlimitní obsah v prostředí. Svými vlastnostmi se podobá kadmiu, ale na rozdíl od kadmia je zinek amfoterní a je schopen reakcí s kyselinami a hydroxidy. Největší využití zinku je zejména na pozinkování korodujících předmětů, což jim zaručí delší životnost. Až 90 % zinku se vyrábí z rud sulfidů a vedlejší produkt oxid siřičitý se využívá na výrobu kyseliny sírové. Zinek obsažený ve vodě zvyšuje pH vody (Tlustoš a kol., 2007).

Na půdní živočichy nejsou účinky zinku příliš zkoumány a to zejména proto, že jeho rychlý rozpad není vhodný pro dlouhodobé monitorování. Byly však zkoumány účinky vyšších koncentrací zinku na raka říčního (*Astacus astacus*), kdy bylo zjištěno, že zinek se bioakumuluje do exoskeletu a svalstva juvenilních jedinců. Koncentrace zinku však záleží na množství a době expozice. Nebezpečí zinku spočívá především v jeho fytotoxicitě s následným snižováním biomasy v půdě (Kouba et al., 2010).

4 Metodika

Pro odběr půdní fauny bylo vybráno pět lokalit, které sloužily jako pokusná místa pro odběr směsných půdních vzorků ve dvou opakováních (19. 6. 2017 a 19. 10. 2017). Charakteristika území je pro všechny lokality podobná. Jednalo se o luční společenství v blízkosti vodního zdroje (Litavka), z části podmáčené. V době odebrání vzorků nebyla žádná z lokalit sečena.

4.1 Kovohutě Příbram

Lokalita Kovohutě se nachází ve městě Příbram v městské části Březové hory. Již historicky je zde známo zatížení okolních ekosystému rizikovými prvky, zejména pak těžkými kovy a to z důvodu těžby železné rudy. Na této lokalitě byly odebrány dva půdní vzorky z půdního horizontu nacházející se nad Kovohutí. Nežádoucím faktorem v této oblasti je přítomnost řeky Litavky v blízkosti zdroje průmyslového znečištění.

Řeka Litavka ústí do řeky Berounky a tak je pravděpodobné riziko rozšíření reziduí rizikových prvků vodní cestou. Kontaminace řeky Litavky je způsobena zejména erozí, prosakem z důlních skládek a jemnými segmenty z rozptýlených částic tavené strusky. Koncentrace rozpuštěných kovů v řece Litavce jsou velmi nízké, což je způsobeno neutrálním pH řeky, avšak kovy se zde vyskytují i ve formě pevných částic, které ve svém obsahu přesahující koncentrace rozpuštěných kovů (Žák et al., 2009).

4.2 Stadion Příbram

Tato lokalita se nachází v blízkosti sportovního stadionu města Příbram. Je to rušná oblast z hlediska dopravy a osídlení. V blízkosti se také nachází hornické muzeum, aquapark a vyhlídka. Na místě je velké množství dřevin a také zeleně. Při odebrání vzorků se muselo odstranit množství organického materiálu, které pokrývalo půdu. Díky blízkosti lesní oblasti se zde občas vyskytuje i lesní zvěř, která zde byla i době odběru. Na této lokalitě se vzorky odebíraly nejhůře to zejména díky utužení půdy a také díky vysokému obsahu velkých kamenů v půdě, které zamezovaly odebrání půdního bloku. Vzdálenost lokality od Kovohuti Příbram je necelé 4 km, přesně 3,7 km a jedná se tedy o druhou nejvzdálenější lokalitu z porovnávaných oblastí v této práci.

4.3 Jince

Lokalita se nachází na přibližně 8 km severně od Kovohutí Příbram a tím je nejbližší lokalitou z hlediska posuzování vzdálenosti od zdroje znečištění. Zdrojem znečištění je myšlena oblast Kovohutí Příbram. Půdní vzorky se odebíraly na travnaté louce v blízkosti lesního porostu. Povrch půdy byl pokryt mnoha travnatými druhy a tak součástí vzorku byli i některé části organického materiálu. V okolí této travnaté louky se nachází naučná stezka, která vede podél vodního toku řeky Litavky.

4.4 Trhové Dušníky

Tato lokalita se nachází přibližně 2,35 km od Kovohutí Příbram. Jedná to samostatná vesnice v okrese Příbram. Pro získání půdních bločků pro pokusné účely bylo zapotřebí přejít přes travnatou louku, která se nacházela za novou zástavbou obytných domů na kraji vesnice. Přístup k odběrovému místu vedl po úzké vyšlapané stezce, která vedla podél řeky Litavky. V zákrutu řeky Litavky se pak prováděl odběr ze dvou vytipovaných míst.

V této oblasti je minimální antropogenní rušení a spíše se jedná o přirozenou přírodní oblast. Zástavba v blízkosti odběrového místa není žádná. Místo je určené spíše pro rekreaci obyvatel z okolí a na procházky přírodou.

4.5 Lhota u Příbramě

Tato lokalita byla pro účely zkoumání označena Hal, díky přítomnosti odpadů z kovohutní výroby, které tvoří haldu. Na Příbramsku je několik hald, které tvoří ekologickou zátěž v kraji a tak dochází k jejich pozvolnému odstraňování.

Lokalita se nachází ve vzdálenosti necelého kilometru od Kovohutí Příbram. Odběry probíhaly bez problému. Půda byla prostupná a snadno oddělitelná. V blízkosti byla řeka Litavka. Kolem řeky Litavky bylo dostatek dřevin a pokryvu půdy, tak mohl být součástí půdních vzorků i organický materiál.



Obrázek 1: Rozmístění daných lokalit

Tabulka 1: Souřadnice jednotlivých lokalit

Souřadnice jednotlivých lokalit	
Jin	49.7847, 13.98748
Duš	49.7227, 14.01288
Hal	49.70672, 13.98302
Kov	49.71027, 13.98851
Sta	49.67907, 13.97546

4.6 Postup získávání materiálu

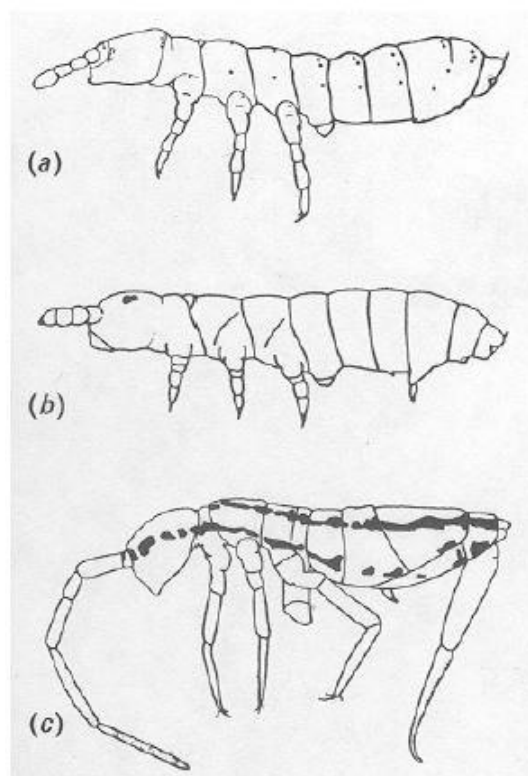
Na každé lokalitě byly do uzavíratelného plastového sáčku odebrány dva směsné půdní vzorky z půdních bloků o rozměrech 50x50 cm. Každý vzorek byl o objemu 650 cm³.

Sebrané vzorky půdy byly ihned po odběru převezeny do pokusné laboratoře ČZU, kde byly předány do Tullgrenova extraktoru (Tullgren, 1918).

V extraktoru se vzorky nechaly po dobu deseti dnů extrahovat za pomoci tepelného zdroje umístěným nad nálevkou extraktoru. Teplo a světlo produkované žárovkou (40 W), zapříčiní sestup půdních živočichů do nálevky extraktoru a následné zachycení v nádobě s konzervační tekutinou (70% ethanolem).

Po uplynutí extrakční doby byly vzorky roztříděny a determinovány pomocí binokulárního mikroskopu a byl zaznamenán počet jedinců v jednotlivých taxonech půdní fauny v daných vzorcích. Tyto zjištěné hodnoty byly následně použity pro další zpracování statistickými metodami a pro výpočet ostatních ukazatelů biodiverzity.

Chvostokoci zde byli roztříděni dle morfologických znaků do 3 skupin (Obrázek 2).



Obrázek 2: Determinační znaky chvostokoců (Gardi et al., 2002).

- **Collembola 1** – epigeické druhy žijící u povrchu půdy. Přítomnost skákací vidlice, očí a pigmentované tělo. Končetiny jsou protáhlé (Obrázek 1c).
- **Collembola 2** – druhy žijící ve střední vrstvě půdy. Přejít mezi epigeickým a euedafickým druhem (Obrázek 1b).
- **Collembola 3** – euedafické druhy. Druhy bez přítomnosti skákací vidlice, absence očí a bez pigmentace. Končetiny jsou kratší (Obrázek 1a).

4.7 Statistické metody

Údaje získané při laboratorní analýze byly použity pro stanovení indexů diverzity. Pro určení biologické kvality půdy byl použit BSQ index. Pro lepší představu o rozdílnosti lokalit na základě rozptylu byla pro porovnání použita analýza rozptylu, která byla vyhodnocena v programu Statistica ver. 12.0. (StatSoft, 2013).

K posouzení početnosti jednotlivých taxonů a pro stanovení alfa diverzity byl vybrán Simpsonův index diverzity. Alfa diverzita se zohledňuje na lokální škále a klade důraz na druhovou bohatost a vyrovnanost. Optimální vyrovnanost je při rovnoměrném zastoupení všech taxonů (Magurran, 2004).

K bližšímu porovnání lokalit mezi sebou je použit Jaccardův index, který se řadí k indexům beta diverzity. Indexy beta diverzity popisují rozdílnost druhového složení mezi vzorky. V případě Jaccardova indexu se jedná o mnohorozměrný index podobnosti (Jarkovský a kol, 2012).

4.7.1 Simpsonův index diverzity

Tento index se používá pro zjištění dominance druhu. Díky tomu je silně závislý na nejpočetnějším druhu, nevýhodou je jeho nižší citlivost na druhy vzácné. Při výpočtu indexu nabývá výsledek hodnot od nuly do jedné. Získaná hodnota indexu záporně koreluje s indexy, které zkoumají poměrnou početnost druhů jako je například Shannon – Wienerův index nebo Brillouinův index. Čím více se hodnota Simpsonova indexu přibližuje jedné, tím se zvyšuje dominance a naopak se společenstvo stává méně vyrovnané. Pro vzorky s více jak deseti taxony je velmi důležité rozdělení abundancí taxonů (Jarkovský a kol, 2012).

$$D = \sum_{i=1}^S \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

S – počet taxonů, n_i - počet jedinců i-tého taxonu, N – celkový počet jedinců

4.7.1.1 Druhová ekvitabilita

Od Simpsonova indexu se dále odvozuje druhová ekvitabilita neboli vyrovnanost společenstva. Jedná se o míru rovnoměrnosti zastoupení jednotlivých taxonů. Výsledek je podíl indexu diverzity a nejvyšší možné hodnoty pro daný počet taxonů (Jarkovský a kol, 2012).

$$E = D/D_{\max}$$

D_{\max} – maximální možná hodnota D pro daný počet druhů (taxonů), D – hodnota Simpsonova indexu

$$D_{\max} = 1 - 1/S$$

S – počet taxonů, D_{\max} – maximální možná hodnota D pro daný počet druhů (taxonů), D – hodnota Simpsonova indexu

4.7.2 Jaccardův index

Index se využívá pro srovnání druhové podobnosti na lokalitách. Jedná se o index sledující beta diverzitu, která popisuje strukturní komplexitu v rámci prostředí. Hodnoty tohoto indexu se vyjadřují v procentech. Čím vyšší je procento Jaccardova indexu, tím více je společný obsah taxonů na porovnávaných lokalitách (Jarkovský a kol, 2012).

$$QJ = C/(A+B-C) * 100$$

A a B - počty druhů (taxonů) ve srovnávaných lokalitách, C – počet společných druhů (taxonů)

4.7.3 BSQ index – index biologické kvality půdy

Tento index vychází z předpokladu, že čím je půda kvalitnější, tím větší v ní bude zastoupení malých členovců (Arthropoda). Metoda stanovení BSQ indexu je založena na třídění extrahovaných půdních živočichů do homogenních skupin s totožnými morfologickými znaky. Dle rozřazení do příslušných skupin se přiřadí každému taxonu hodnota ekomorfoloického indexu (Tabulka 2) a po sečtení hodnot EMI je výsledek roven hodnotě BSQ indexu dané lokality. Edafické formy živočichů mají nízkou hodnotu EMI opakem jsou euedafické formy živočichů, které mají vysoké hodnoty EMI. Protože jsou chvostokoci nejhojnějšími půdními členovci, byl pro ně sestaven BSQ_c index. Vztah BSQ_{ar} a BSQ_c není vždy korelován, ale dá se předpokládat, že tyto hodnoty nesou jistou závislost (Gardi et al., 2002).

Tabulka 2: Hodnoty ekomorfoloického indexu (Gardi et al., 2002).

Hodnoty ekomorfoloického indexu (EMI)	
Taxon	Hodnota EMI
Roztoči (Acari)	10-20
Chvostokoci (Collembola)	1-20
Panciřníci (Oribatida)	10-20
Stonožky (Chilopoda)	10-20
Mnohonožky (Diplopoda)	5-20
Pavoukovci (Arachnida)	1-5
Hmyz (Insecta)	1-10
Vidličnatky (Diplura)	20
Hmyzenky (Protura)	20

4.7.4 ANOVA

Analýza rozptylu porovnáva shody středních hodnot pro více souborů. Obecná nulová hypotéza pro analýzu rozptylu je, že všechny střední hodnoty jsou si rovny. Analýza rozptylu je jedním ze základních statistických ukazatelů pro porovnávání více výběrových souborů. Na základě seříděných dat získaných z analýzy půdních vzorků z prvních a druhých odběrů byla pomocí metody analýzy rozptylu stanovena odchylka jednotlivých lokalit navzájem. Pro vyhodnocení bylo nutné seřídít data do požadované struktury tak, aby byl program schopen data zpracovat a vyhodnotit. Data byla tříděna odděleně pro první a druhé odběry. Data byla zpracována programem Statistica, ver. 12.0. (StatSoft, 2013).

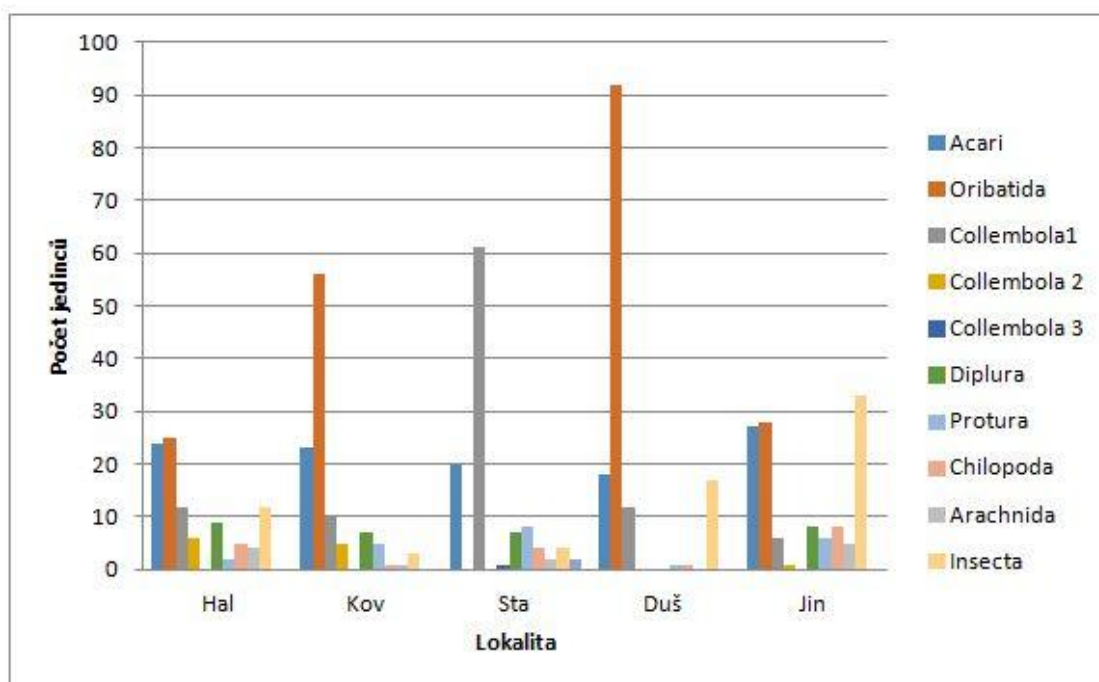
5 Výsledky

Tabulka 3: Počet nalezených jedinců v 1. vzorkovacím období

1. odběry	Hal 1	Hal 2	Kov 1	Kov 2	Sta 1	Sta 2	Duš 1	Duš 2	Jin 1	Jin 2
Acari	18	6	6	17	9	11	9	9	12	15
Oribatita	14	11	25	31	0	0	12	80	8	20
Collembola 1	3	9	7	3	1	60	6	6	0	6
Collembola 2	3	3	0	5	0	0	0	0	0	1
Collembola 3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Diplura	5	4	0	7	2	5	0	0	5	3
Protura	2	0	2	3	8	0	0	1	4	2
Chilopoda	3	2	0	1	0	4	1	0	8	0
Arachnida	3	1	0	1	1	1	0	0	5	0
Insecta	11	1	3	0	1	3	3	14	20	13

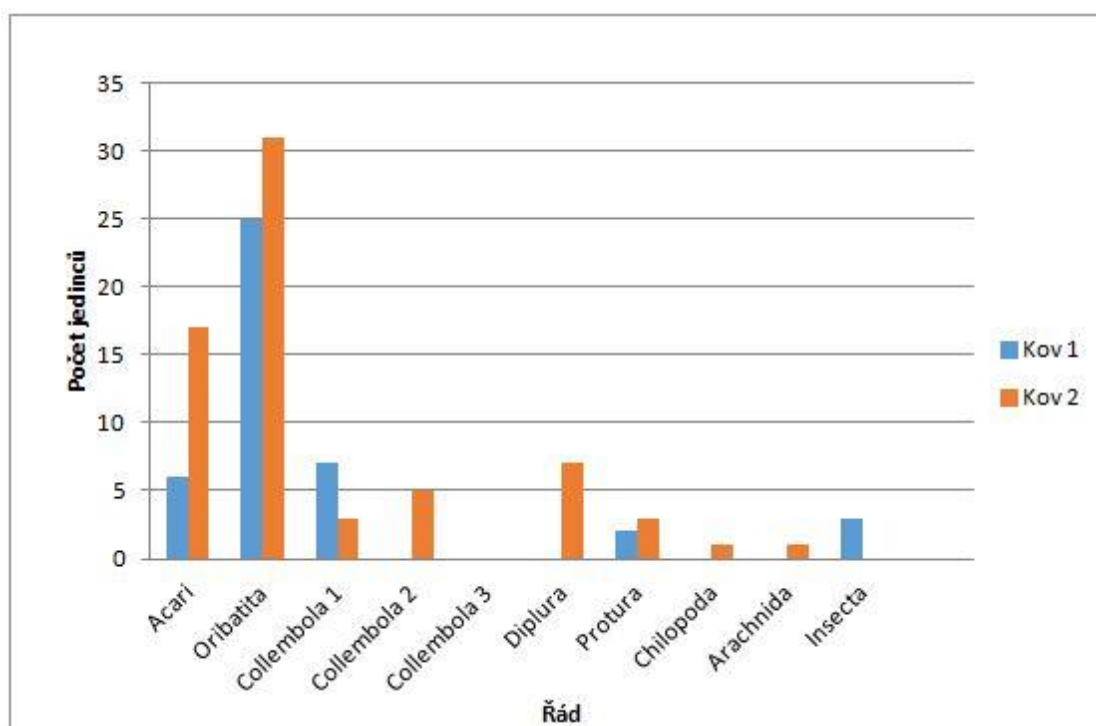
V tabulce 3 mají nejvyšší zastoupení pancířníci, roztoči a chvostoskoci. Výjimku v zastoupení pancířníků tvoří lokalita Sta, kde jejich přítomnost chybí. Na lokalitě Sta byly nalezeny větší počty jedinců chvostoskoků s edafickými determinačními znaky. Na lokalitě bylo nalezeno celkem 60 jedinců, což je v rámci 1. odběrového období nejvyšší počet (tabulka 3). Ostatní živočichové se pohybují v menších počtech v rámci osídlení jednotlivých lokalit a netvoří zde dominantní skupiny.

Lokalita Duš 2, Jin 1 a Jin 2 vykazují větší míru obydlí půdního prostředí zástupci z řádu hmyzu, na rozdíl od ostatních lokalit, kde je přítomnost zástupců hmyzu minimální.



Graf 1: Grafické znázornění nalezených jedinců na jednotlivých lokalitách v 1. odběrovém období

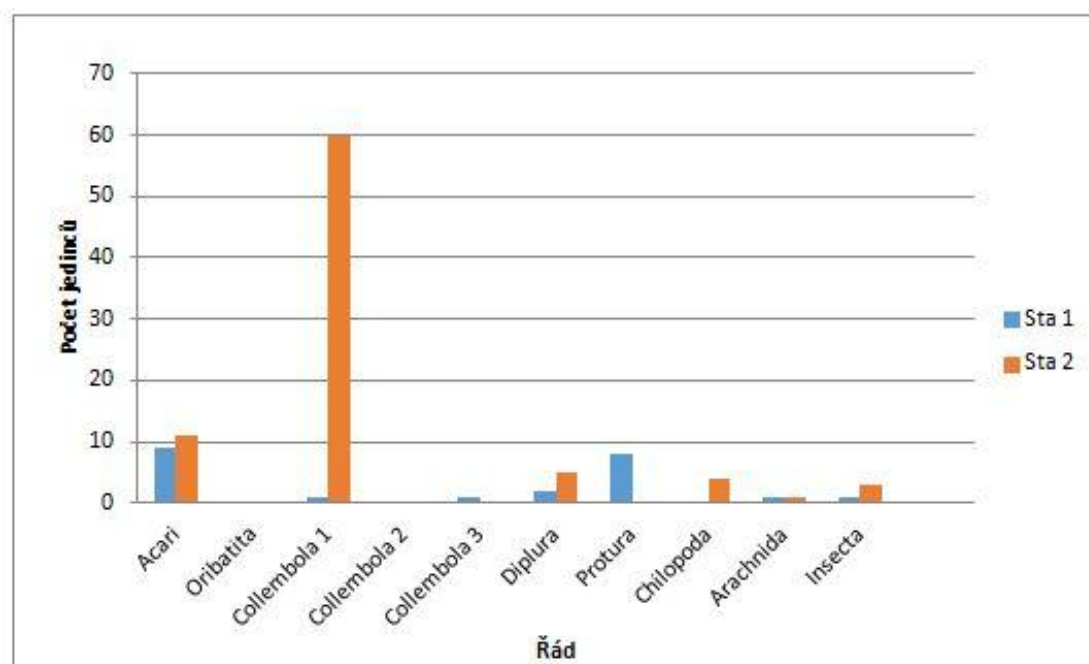
Pro lepší demonstraci zastoupení jednotlivých taxonomických skupin na daných lokalitách slouží grafické znázornění počtu jedinců v závislosti na lokalitě (Graf 1). Z grafu 1 je patrná dominance pancířníků na všech lokalitách s výjimkou lokality Sta, kde bylo zjištěno více zástupců chvostoskoků a absence pancířníků.



Graf 2: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Kov

V grafu 2 jsou znázorněny taxony vyskytující se na lokalitě Kov. Zjištěné počty jedinců vykazují normální složení půdní fauny a to zejména díky přítomnosti roztočů, pancířníků a chvostoskoků. Euedafické druhy chvostoskoků zde nebyly zjištěny. Ostatní živočišné řády zde byly nalezeny v menším množství než výše zmíněné. Tyto živočišné řády však netvoří příliš velká společenství a tak se jejich malý počet v jednom odběru předpokládá za normální výskyt jedinců (Graf 2).

Stonožky i pavoukovci jsou velmi pohybliví ve svém prostředí a jsou schopni urazit dlouhé vzdálenosti. Ve vzorcích bylo jejich zastoupení minimální (Graf 2).

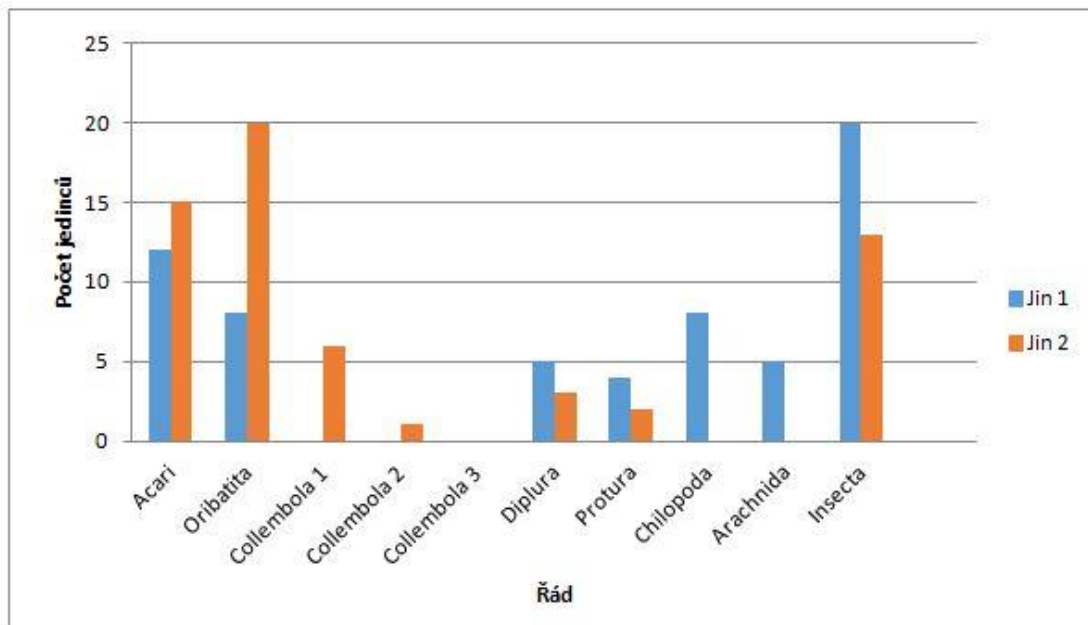


Graf 3: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Sta

Lokalita Sta vykazuje zvláštní odchylku od ostatních lokalit, totiž absenci pancířníků. Ani v jednom ze dvou získaných půdních bloků nebyl jejich výskyt zaznamenán. Celkový počet roztočů na obou místech byl vyrovnaný a jejich počet se zdá být normální (Graf 3).

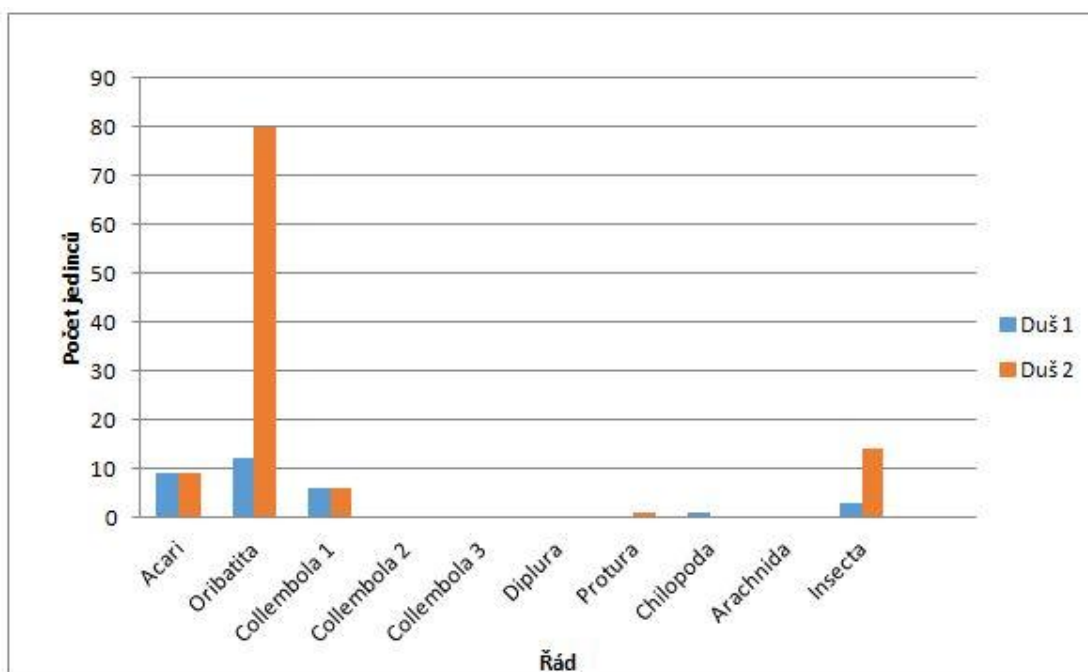
Ostatní jedinci taxonomických skupin zde byli zjištěni ve velmi malém zastoupení. Dominujícími živočichy této lokality jsou dle získaných dat epigeické formy chvostoskoků.

Dominantní jsou chvostoskoci pouze na lokalitě Sta 2, která je od lokality Sta 1 vzdálena okolo cca 20 metrů. Ve vzorku Sta 1 byla zjištěna přítomnost euedafických forem chvostoskoků (Graf 3).



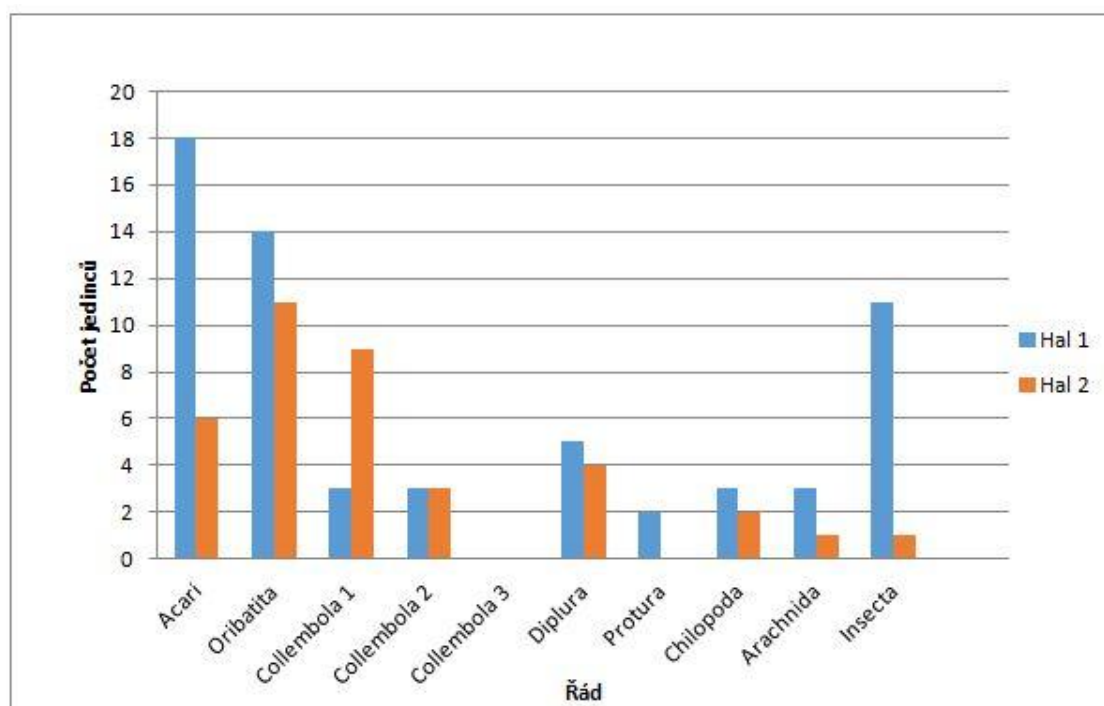
Graf 4: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Jin

Lokalita Jin vykazuje vyšší počty jedinců ve vzorku. Jak z grafu 4 vyplývá, na lokalitě Jin 2 převládají roztoči a pancířníci. Naopak na lokalitě Jin1 převládají zástupci z řádu hmyzu. Zástupci chvostoskoků byli zjištěni pouze v jednom ze dvou půdních vzorků a to na Jin 2 (Graf 4).



Graf 5: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Duš

Z grafu 5 je patrná dominující přítomnost pancířníků na lokalitě Duš 2. Ostatní zástupci, kteří byli zjištěni na předchozích lokalitách, zde nebyli zaznamenáni. Bylo zde nalezeno několik zástupců z řádu hmyzu a to jak na místě Duš 1, tak na místě Duš 2. Dále pak byly zaznamenány v minimálních počtech stonožky na místě Duš 1 a hmyzenky na místě Duš 2 (Graf 5).



Graf 6: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Hal

Na lokalitě Hal poblíž haldy byly dominantní zejména roztoči společně s pancířníky a hmyzem a to na místě Ha 1 (Graf 6). Na místě Hal 2 byly dominantní v počtu jedinců zejména roztoči, pancířníci, chvostoskoci, kteří žijí u povrchu.

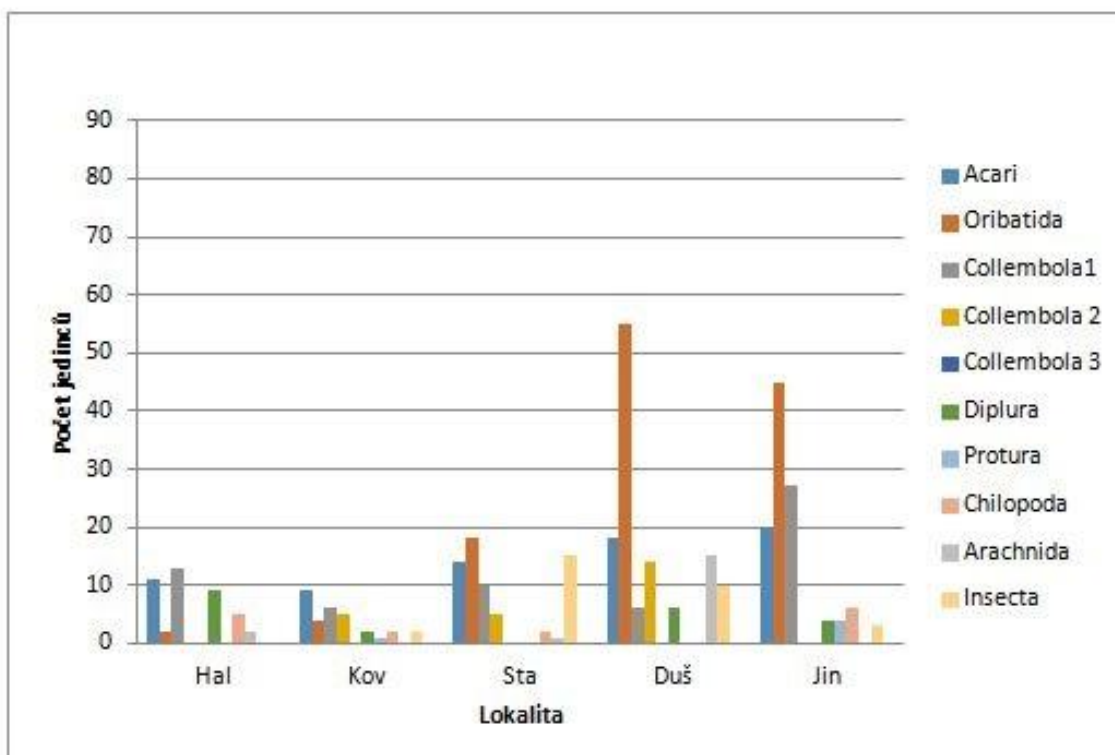
Na rozdíl od ostatních lokalit byl zde nalezen i větší počet vidličnatek a hmyzenek (Graf 6).

Tabulka 4: Počet nalezených jedinců ve 2. vzorkovacím období

2. odběry	Hal 1	Hal 2	Kov 1	Kov 2	Sta 1	Sta 2	Duš 1	Duš 2	Jin 1	Jin 2
Acari	4	7	7	2	7	7	8	10	2	18
Oribatita	0	2	4	0	4	14	13	42	9	36
Collembola 1	8	5	5	1	9	1	5	1	0	27
Collembola 2	0	0	3	2	0	5	10	4	0	0
Collembola 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplura	5	4	0	2	0	0	4	2	1	3
Protura	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0
Chilopoda	4	1	2	0	0	2	0	0	1	5
Arachnida	2	0	0	0	1	0	7	8	0	0
Insecta	0	0	1	1	3	12	2	8	3	0

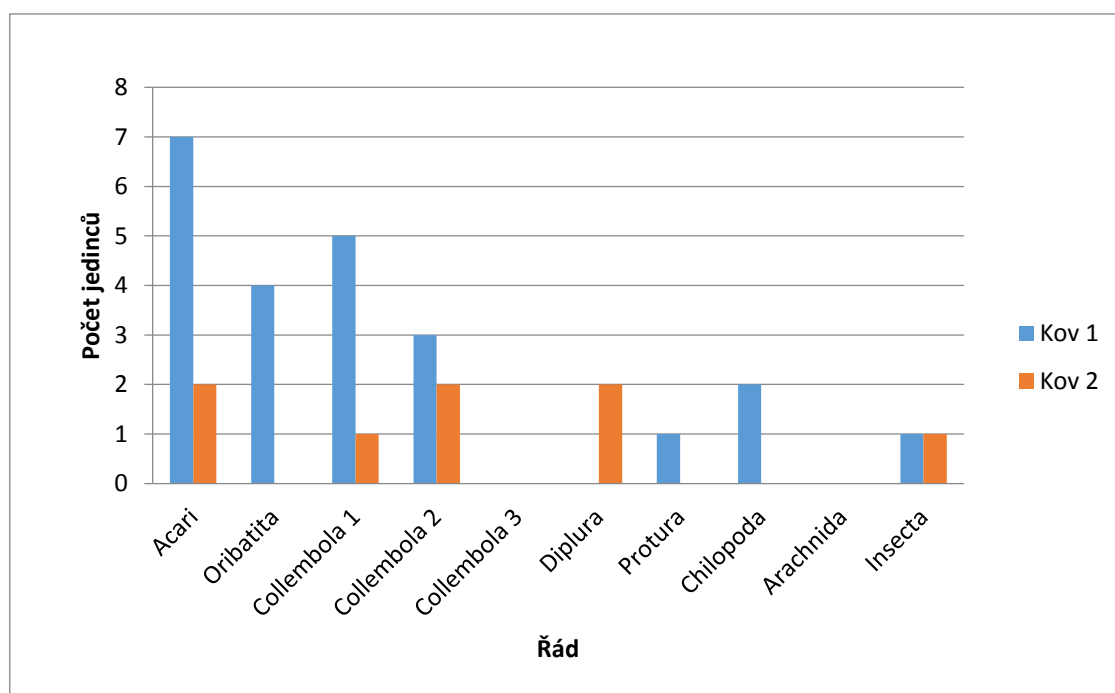
Nejvíce chudou lokalitou na početnost jednotlivých taxonomických skupin byla v druhém vzorkovacím období lokalita Duš. Na lokalitě Duš bylo přítomno nejvíce jedinců pancířníků (Tabulka 4). Na všech lokalitách bylo pozorováno zastoupení jedinců z řádů roztočů, pancířníků a chvostoskoků. Jedinou výjimku zde tvoří lokalita Sta, kde nebyli zjištěni žádní zástupci řádu pancířníků (Tabulka 4).

Z grafu 7 lze vypořadovat, že lokalita Kov vykazuje velmi dobrou rozmanitost, avšak na rozdíl od ostatních lokalit jsou zde počty jedinců nižší než na jiných lokalitách s nižší diverzitou.



Graf 7: Grafické znázornění nalezených jedinců na jednotlivých lokalitách při 2. odběrech

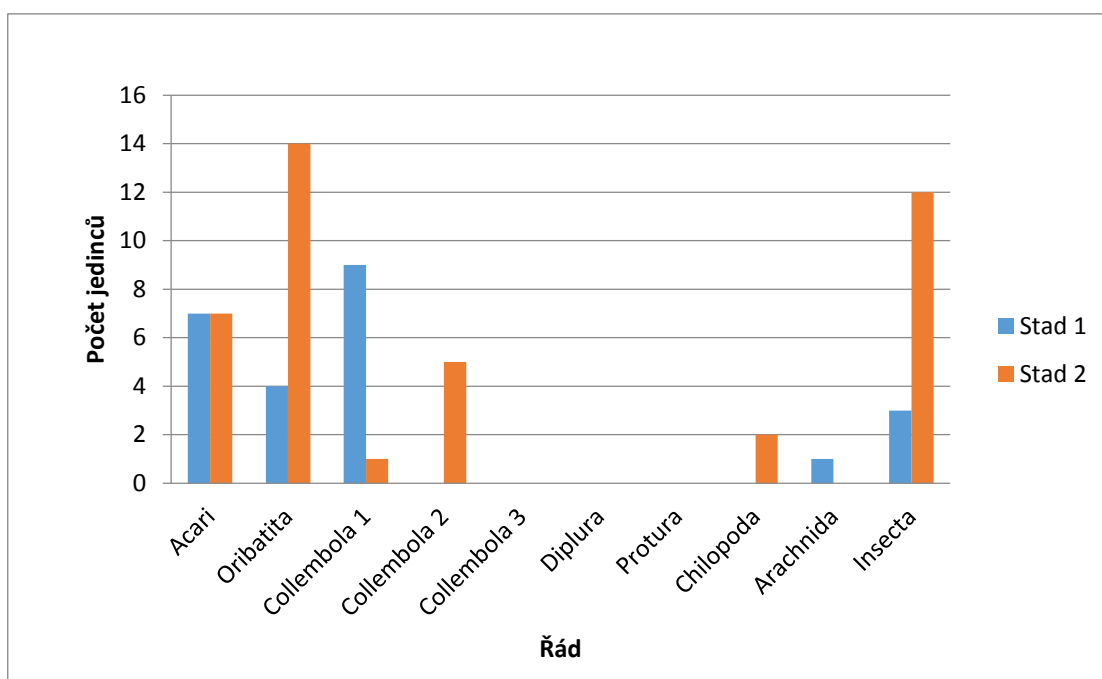
Lokalita Duš vykazuje nejvyšší podíl pancířníků a společně s lokalitou Jince tvoří ve druhém období lokality dominantní na pancířníky. Na ostatních lokalitách je výskyt pancířníků nižší. Na všech lokalitách se vyskytovali roztoči. Lokalita Hal má nejnižší početnost společně s lokalitou Kov. Nejvyšší zastoupení chvostoskoků bylo zaznamenáno na lokalitě Jin (Graf 7).



Graf 8: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Kov

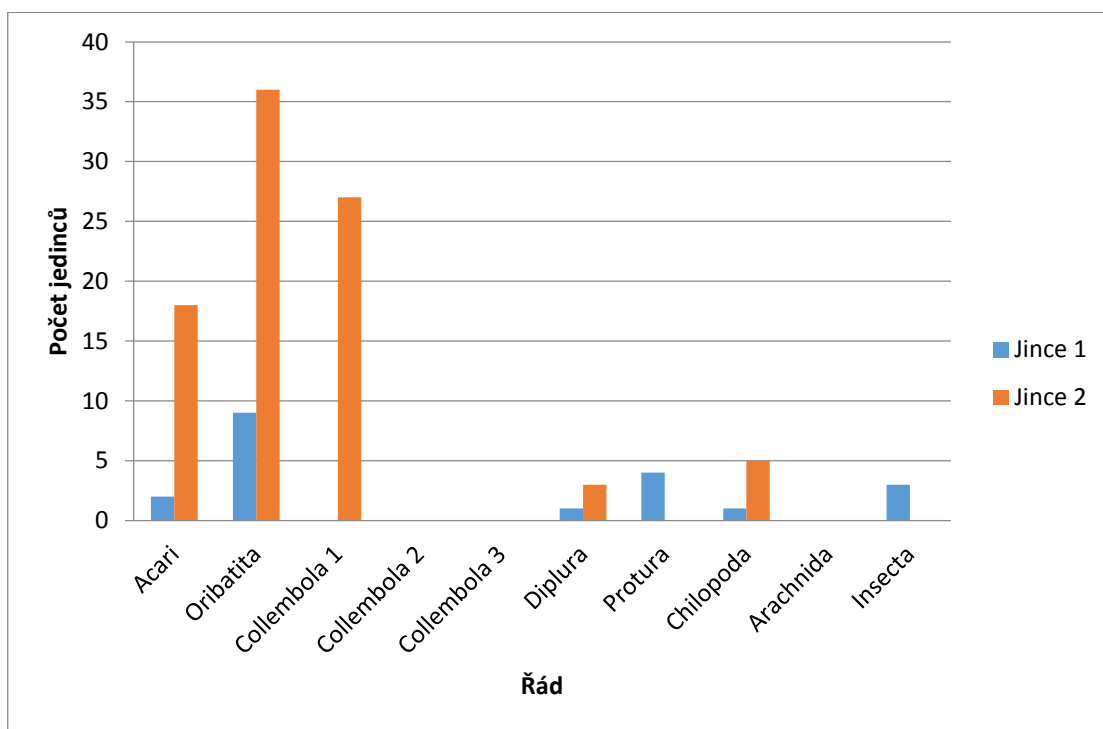
Ve druhém odběrovém období lze vidět značný pokles počtu jedinců u všech zástupců (Graf 8). Pancířníci, byli nalezeni pouze na Kov 1 při druhých odběrech. Mezi opakováním odběrů uběhla doba čtyř měsíců a pokles jedinců ve druhých směsných vzorcích na lokalitě Kov může mít mnoho příčin, které vyžadují bližší zkoumání.

Nejvíce nalezených jedinců bylo zjištěno z živočišného řádu roztočů. Vzácně zde byli nalezeni zástupci chvostoskoků ze středních vrstev půdy označených jako Collembola 2 (Graf 8).



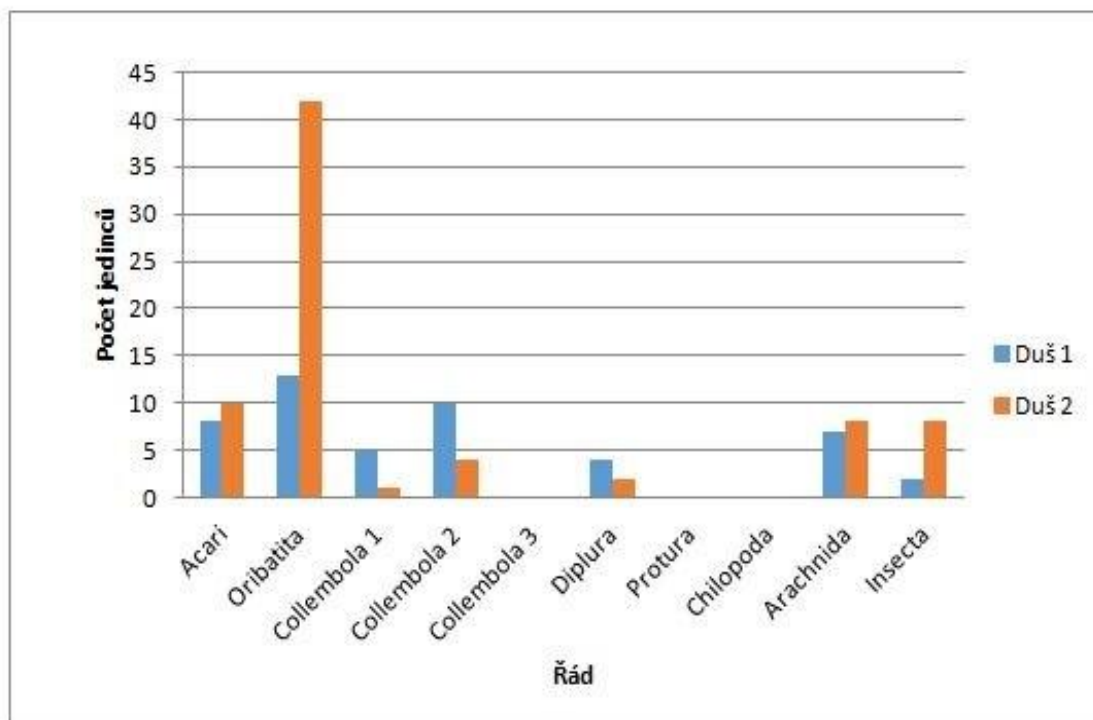
Graf 9: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Sta

Druhé odběry na lokalitě Sta vykazují podobný pokles množství jedinců a taxonů jako na předchozí lokalitě Kov (Graf 9). Důležitá je zde přítomnost pancířníků, která se na rozdíl od prvních odběrů mírně zvýšila, což může znamenat jejich rozrůstající se populaci. Naopak velmi vysoký pokles zástupců chvostoskoků, ukazuje na jejich klesající populace na daném místě. Počet jedinců roztočů poklesl minimálně mezi prvním a druhým vzorkováním. Také je zde vidět minimální nárůst zástupců hmyzu (Graf 9).



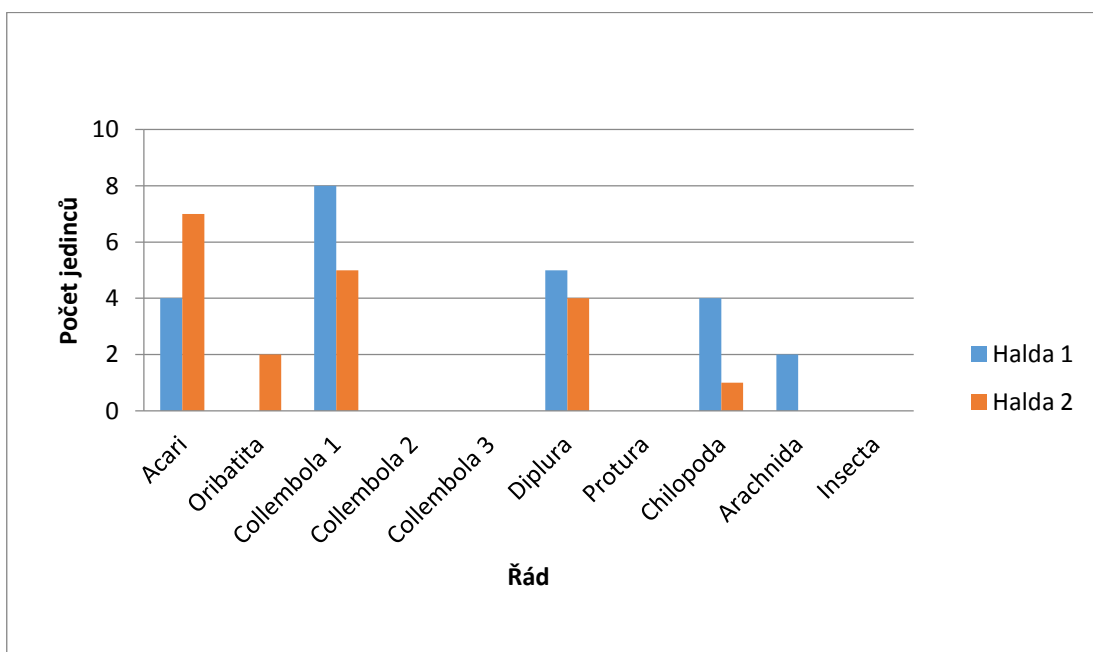
Graf 10: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Jin

Lokalita Jin vykazuje snížení počtu roztočů a zástupců hmyzu (Graf 10). Lehce vzrostl počet chvostoskoků a pancířníků ve vzorku Jin 2 oproti vzorku Jin 1 z prvních odběrů. Jedinci nalezeni na ostatních lokalitách jsou zde v menších počtech. Oproti získaným údajům z prvních vzorků je zde mnohem menší početnost (Graf 10).



Graf 11: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Duš

Při druhém opakovaní odběru půdních vzorků, bylo po extrakci zjištěno, že dominance pancířníků na lokalitě Duš přetrvává. Avšak ostatní zástupci od posledního pozorování své počty v půdě znásobili a tedy při druhém pozorování je složení půdního společenstva na lokalitě Duš různorodější a rozmanitější (Graf 11).



Graf 12: Grafické znázornění nalezených jedinců na lokalitě Hal

Rozdíly mezi prvními a druhými směsnými vzory jsou na první pohled patrné a to ve výrazném poklesu jednotlivých počtů jedinců každého živočišného řádu. Razantní pokles v počtu jedinců můžeme vidět u pancířníků (zejména lokality Hal a Kov). Zajímavý je zde i pokles počtu jedinců roztočů, kteří jsou obecně přítomni v hojných počtech téměř v každém prostředí (Graf 12).

Z grafu 12 je patrné, že úbytek jedinců je v druhém pokusném materiálu zřejmý a tento jev může mít být způsoben proměnami stavu půdního prostředí a tak může mít vliv na složení půdních společenstev, což je ovšem nutné demonstrovat rozsáhlejším experimentem.

Tabulka 5: Výsledky Simpsonova indexu

Simpsonův index diverzity			
1. odběry	D	2. odběry	D
Hal	1	Hal	1
Kov	0,98	Kov	0,98
Sta	1	Sta	0,98
Duš	1	Duš	1
Jin	0,57	Jin	0,82

Zjištěné hodnoty Simpsonova indexu nevykazují přílišné odchylky (Tabulka 5). Na lokalitě Jin je zjištěna lepší vyrovnanost společenstva než na ostatních lokalitách. Ostatní lokality se jen málo odchyľují od výsledku hodnoty 1, který znamená dominanci určité skupiny živočichů na lokalitě a tím se společenstvo považuje za nevyrovnané. Lokality, kde nebyla zjištěna hodnota Simpsonova indexu 1, byly v hodnotách blízko jedné a tak lze soudit na stejný dominantní efekt skupiny živočichů na lokalitách (Tabulka 5).

Ze získaných hodnot Simpsonova indexu diverzity se dále vypočítá druhová ekvitabilita, která posoudí míru rovnoměrného zastoupení druhů na lokalitě (Tabulka 6).

Tabulka 6: Výsledky druhové ekvitability

Druhová ekvitabilita			
1. odběry	E	2. odběry	E
Hal	1,14	Hal	1,2
Kov	1,12	Kov	1,12
Sta	1,14	Sta	1,14
Duš	1,2	Duš	1,17
Jin	0,65	Jin	0,96

Zjištěná druhová ekvitabilita ukazuje na nevyrovnanost živočišných skupin ve sledovaných lokalitách. Výjimku tvoří lokalita Jin, kde jsou zjištěné hodnoty menší než 1, což může naznačovat jistou míru vyrovnanosti společenstva (Tabulka 6).

Tabulka 7: Výsledky Jaccardova indexu pro 1. odběry

Jaccardův index podobnosti - 1. odběry					
	Hal	Kov	Sta	Duš	Jin
Hal	x	100%	64%	67%	100%
Kov	100%	x	64%	67%	100%
Sta	64%	64%	x	50%	64%
Duš	67%	67%	50%	x	67%
Jin	100%	100%	64%	67%	x

Tabulka 8: Výsledky Jaccardova indexu pro 2. odběry

Jaccardův index podobnosti - 2. odběry					
	Hal	Kov	Sta	Duš	Jin
Hal	x	56%	63%	63%	63%
Kov	56%	x	67%	67%	67%
Sta	63%	67%	x	75%	56%
Duš	63%	67%	75%	x	56%
Jin	63%	67%	56%	56%	x

Hodnoty Jaccardova indexu ukazují míru podobnosti společenstev půdních organismů mezi jednotlivými odběry. Stejně taxonomické skupiny se nacházely ve vzorcích z 1. odběrového materiálu, a to na lokalitách Hal, Kov a Jin. Tyto tři lokality vykazují stejné složení společenstva z hlediska přítomnosti stejných živočišných řádů (Tabulka 7). U těchto lokalit se ve 2. odběrovém materiálu jejich podobnost v obsahu stejných taxonomických jednotek změnila zhruba o 30 – 40 %. Tyto zjištěné hodnoty naznačují, že podobnost taxonomických skupin v 2. odběrovém materiálu klesá pro všechny tři lokality (Tabulka 8).

Nejvíce odlišné jsou lokality Sta a Duš, v prvním odběru, kde byla zjištěna hodnota indexu pouze 50 % a tím je z porovnávaných lokalit nejnižší (Tabulka 7). To naznačuje odlišné složení půdní fauny a tím i odlišné ekologické podmínky na těchto lokalitách. Ve 2. odběrovém materiálu byla hodnota Jaccardova indexu pro lokality Sta a Duš 75 %, což naznačuje vývoj zoocenóz a zvýšení diverzity půdní fauny na těchto lokalitách (Tabulka 8). Ostatní lokality nevykazují ve složení společenstev větší rozdíly mezi 1. a 2. analýzou vzorků a zjištěných taxonomických skupin.

Tabulka 9: Výsledky BSQ indexů pro 1. odběry

BSQ-ar index - 1. odběry	
lokalita	hodnota EMI
Hal	110
Kov	110
Sta	108
Duš	76
Jin	110

BSQ-c index - 1. odběry	
lokalita	hodnota EMI
Hal	18
Kov	18
Sta	24
Duš	6
Jin	18

Dle přiřazených hodnot EMI byl pro jednotlivé lokality stanoven BSQ_{ar} index (Tabulka 9). Nejnižší biologickou hodnotu půdy vykazuje lokalita Duš.

BSQ_c index, který je odvozen od přítomnosti chvostoskoků v půdním vzorku určil lokalitu Sta, jako lokalitu s nejvyšší biologickou hodnotou půdy. Toto zjištění je způsobenou přítomností euedafického typu chvostoskoka v půdním vzorku pro lokalitu Sta. Ostatní lokality až na lokalitu Duš, která vykazuje nejnižší úroveň biologické kvality půdy, jsou v hodnocení biologické hodnoty půdy na stejné úrovni (Tabulka 9).

Tabulka 10: Výsledky BSQ indexů pro 2. odběry

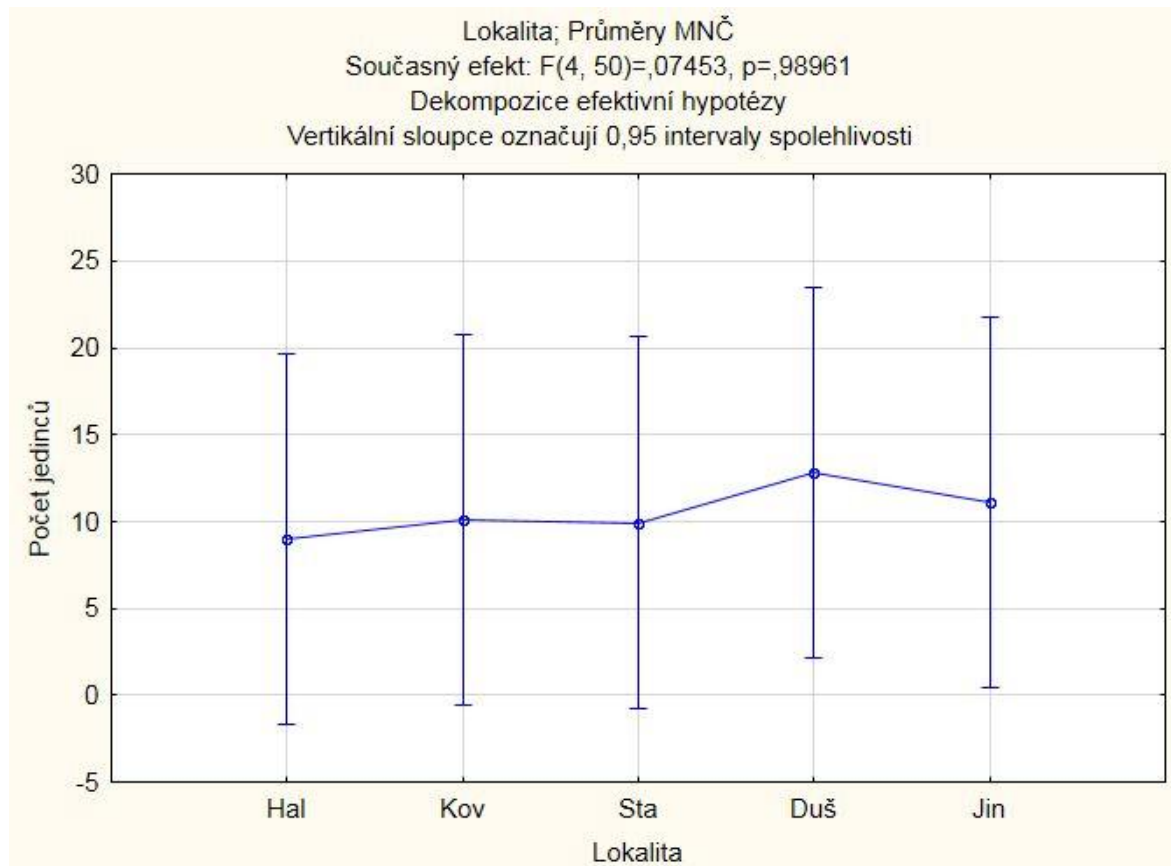
BSQ-ar index - 2. odběry	
lokalita	hodnota EMI
Hal	68
Kov	108
Sta	70
Duš	85
Jin	96

BSQ-c index - 2. odběry	
lokalita	hodnota EMI
Hal	6
Kov	18
Sta	18
Duš	18
Jin	6

Hodnoty BSQ_{-ar} indexu se pozměnily mezi prvním a druhým obdobím (Tabulka 10). Mimo lokalitu Duš došlo k poklesu hodnoty BSQ_{-ar} indexu pro jednotlivé lokality. V tabulce 10 je znázorněna absence pancířníků, hmyzenek a vidličnatek poklesem BSQ_{-ar} indexu.

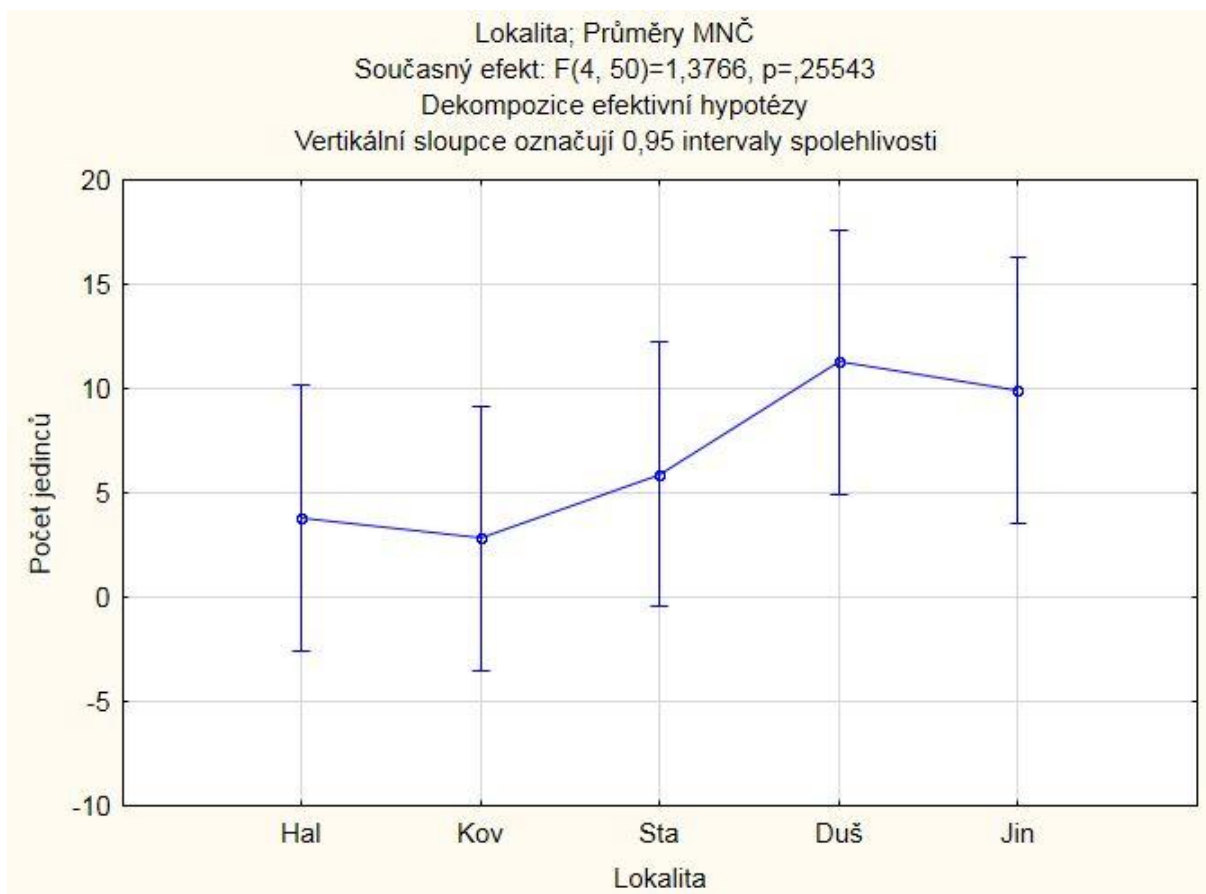
Index hodnotící biologickou kvalitu půdy dle přítomnosti chvostoskoků BSQ_{-c} zaznamenal také změny oproti hodnotám z prvního vzorkování (Tabulka 10). Index BSQ_{-c} klesá u lokality Sta. U ostatních lokalit dochází ke změnám hodnot BSQ_{-c} . Na lokalitě Hal a Duš je ve vzorcích z 2. půdních odběrů více forem chvostoskoků, kteří vykazují determinální znaky euedafických zástupců chvostoskoků více než edafických zástupců chvostoskoků a vykazují vyšší hodnoty BSQ_{-c} indexu (Tabulka 10).

Statistická analýza dat (ANOVA)



Graf 13: Anova pro 1. odběry

Analýza rozptylu, která byla vyhodnocena na základě dat z prvních půdních vzorků jednotlivých lokalit, potvrzuje podobnost lokality Kov, Hal a Sta. Z grafu 13 je možné zjistit odchylku lokality Duš od ostatních lokalit, která je znázorněna vychýlením směrem nahoru. Lokalita Jin se svou přítomností půdních živočichů spíše přibližuje k lokalitě Duš. Obě tyto lokality nejsou součástí obce Příbram jako takové, ale jsou to dvě samostatné obce v oblasti Příbram.



Graf 14: Anova pro 2. odběry

Druhá analýza rozptylu jednotlivých lokalit z půdních vzorků ve druhém odběrovém období vykazuje větší odchylky lokalit. Podobnost lokalit Hal, Kov a Sta se více odchýlila v porovnání se vzorky z prvního šetření. Výrazně zde vzrostla odlišnost lokalit Duš a Jin, kde stále platí největší odchylka a tudíž i jiné složení společenstva na této lokalitě. Rozdíly ve druhém vzorkovacím materiálu jsou znatelnější a více proměnlivější, než tomu bylo ve vzorcích v prvním odběrovém období, i když statisticky neprůkazné.

6 Diskuze

Pro výzkum narušení ekosystému půdy jsou zástupci z půdní mezofauny používáni v mnoha studiích a to díky jejich početnosti a široké ekologické valenci napříč kontinenty. Nejdůležitějšími jsou zástupci chvostoskoků a roztočů, kteří jsou v půdních ekosystémech velmi rozšířeni, a o jejich životních strategiích je známo velmi mnoho (Huhta, 2007).

Dle výzkumu půdních bezobratlých v roce 2016 (Vaníčková, 2016), lze porovnat lokality zatížené těžkými kovy s lokalitami skládek komunálního odpadu. Na obou lokalitách byly nalezené téměř shodné taxony, avšak početnost jednotlivých taxonů se lišila. Odlišnosti mezi skládkami a těžebními lokalitami souvisí zejména v počtu jedinců chvostoskoků, pancířníků a roztočů.

Na lokalitách skládek komunálního odpadu bylo zjištěno dominantní zastoupení řádu roztočů, pancířníků, a euedafických forem chvostoskoků. Oproti tomu na lokalitách zatížených těžkými kovy byli zjištěni dominantní zástupci řádu pancířníků, roztočů a edafických forem chvostoskoků. Rozdíl spočívá v prvenství dominujícího řádu a také různými adaptacemi u chvostoskoků. Oproti skládkové lokalitě byla na lokalitách v Příbrami zjištěna větší abundance. Dle dominantních herbivorů lze konstatovat, že půdy na daných lokalitách mají dostatečné zásoby organické hmoty v půdě (Vaníčková, 2016).

Je možné, že díky dlouhodobé setrvačnosti těžkých kovů v půdě dochází u půdních živočichů k pomalé adaptaci a jejich tolerance se zvyšuje na rozdíl od skládkové půdní fauny, kde díky přísunu nového odpadového materiálu vznikají různé podmínky. Na skládkových lokalitách může docházet k proměnám koncentrací rizikových polutantů v půdě a tak je půdní společenstvo neustále vystavováno měnícím se podmínkám prostředí. Na základě toho by se mohlo zdát, že stabilní obsah těžkých kovů je pro určité skupiny půdní fauny „přijatelnější“, než stále měnící se prostředí skládek. Toto tvrzení však vyžaduje bližší zkoumání se zaměřením na půdní faunu společně s analýzou jednotlivých kontaminantů půdního prostředí v čase (Vaníčková, 2016).

Dle dominantního postavení pancířníků lze usuzovat, že půdy na zjištěných lokalitách nejsou zatíženy nedostatkem vápníku, ale naopak je ho zde dostatek. Při determinaci materiálu nebyly zjištěny žádné tělesné deformace u pancířníků, které by mohly naznačovat nízké obsahy vápníku, jak tomu bylo zjištěno při výzkumech v Itálii (Eeva a Penttinen, 2009). Díky tomu jsou společenství pancířníků relativně početná.

Těžké kovy většinou inhibují rozvoj populací na stanovišti a negativně ovlivňují stávající společenstva v ekosystému a to zejména díky své bioakumulaci a následnému narušení enzymů (Boshoff et al. 2014).

Pomocí difúze z prostředí může docházet k přijímání těžkých kovů z prostředí a na základě potravních strategií se rozšiřovat i mezi druhy, které nejsou stálými obyvateli dané lokality. Může tomu například být u různých druhů ptáků, kteří se živí půdními živočichy (Stankovic et al., 2014).

Nízká přítomnost hmyzenek, může znamenat, že půdy jsou bohaté na houby, což je v tomto případě pozitivní v utváření půdní struktury a vzniku symbiotických vztahů vyšších rostlin s houbami. Hmyzenky ovlivňují růst a vývoj hub v půdě, protože houby tvoří zdroj potravy pro hmyzenky. Avšak lze jen soudit na základě předchozích prací, protože netvoří příliš velká společenstva a tak je jejich nízký obsah relativní v souvislosti se získanými údaji (Pass and Szucsich, 2011).

Díky symbiotickým vztahům jsou rostliny lépe schopny zvládat stress z prostředí a tím se zlepšují jejich ekologické podmínky na daném stanovišti. Růst, vývoj a stabilita floristického složení na stanovišti, mohou být důležité z hlediska výživy a přísunu organické hmoty do půdy (Soudek a kol, 2006).

Nedostatek organické hmoty může mít za následek početní pokles půdního edafonu, hlavně mezoedafonu, který má společně s houbami vliv na utváření půdní struktury. Půdní struktura může mít v jistých případech vliv na mobilitu kovů v půdě a tak je důležité, aby půda měla strukturu, která brání mobilitě kovu v půdě a zamezuje přístupu kovu k živým organismům (Tlustoš a kol, 2007).

Studium účinku digestátu na zlepšení podmínek prostředí pro půdní mikrofaunu na lokalitě Trhové Dušníky dokazuje přetvárající kontaminaci půdy (Garcia- Sánchez et al., 2015).

Byly provedeny testy, kdy se do kontaminované půdy po dobu 30 dnů aplikoval popílek a digestát, který měl přispět k ozdravení kontaminované půdy. Účinek tohoto experimentu byl pozitivní a při kontrole byl zjištěn pozitivní nárůst mikrobiální aktivity a hub v kontaminované půdě. Opakování kontroly probíhalo po dalších 30 dnech a výsledky ukázaly, že dlouhodobá dodávka živin do kontaminované půdy může mít pozitivní vliv na rozvoj mikroorganismů a s tím může souviset i rozvoj půdních bezobratlých. Tím se ukazuje digestát jako vhodný nástroj pro remediaci postižených lokalit (Garcia- Sánchez et al., 2015).

Výzkum potvrdil dominanci pancířníků, která přesahuje roztoče a chvostoskoky zhruba o 50 % a tato dominance byla zjištěna na všech lokalitách. Zjištěná dominance

pancířníků je však považována za normální jev, neboť pancířníci patří mezi velmi početné zástupce půdní fauny a díky svému sklerotizovanému exoskeletu jsou i odolnější v prostředí (Gulvik, 2007).

Absence jednotlivých taxonů na lokalitě Duš může být způsobena malým obsahem vzorkovacího materiálu a je možné, že při početnějších a opakujících se odběrech půdního materiálu na této lokalitě by mohlo dojít ke zjištění všech z nalezených zástupců na ostatních lokalitách.

Dominantní živočichové lokalit jsou řády, které jsou v normálních půdách přítomny také ve velké míře, a tak není jejich dominance zásadní pro posouzení daných lokalit z hlediska zatížení, protože tito zástupci vynikají i mnoha adaptacemi v půdním prostředí. Na základě toho lze konstatovat, že půdní prostředí ve sledovaných lokalitách nevykazuje eliminaci typických půdních živočichů v návaznosti na obsah těžkých kovů v půdě.

7 Závěr

Lokality dle složení živočišných společenství vykazují podobné ekologické podmínky. Shromážděná data poukazují na dominanci určitých taxonů na lokalitách a nevyváženost společenstva.

Dle stanovené hypotézy dochází k menším odchylkám v oblasti početnosti jednotlivých živočišných skupin. Odlišnost jednotlivých lokalit může souviset s různými úrovněmi kontaminace, které mohou být přímo ovlivněny vnějšími podmínkami daného prostředí. Lokalita Trhové Dušníky se nejvíce přibližuje vyrovnanému společenstvu.

Je důležité neopomíjet pufrační schopnost půdy, která může přispívat k různým ekologickým podmínkám na lokalitách v závislosti na stavu a degradaci půdy.

Na rozdíl od skládek komunálního odpadu jsou lokality zatížené těžkými kovy více osídleny půdními živočichy, a tak se tyto lokality zdají být z hlediska ekosystému stabilnější než skládky. Pozitivní je vysoké zastoupení typických taxonů půdní fauny a přítomnost dalších živočichů, kteří nežijí v půdě permanentně.

Vhodným námětem pro další výzkum by mohla být studie zaměřená na vývoj půdních společenstev v čase. Výsledky odběrů v kratších časových intervalech by mohly zachytit a popsat trend změny společenstev v čase. V této práci je zjištěn klesající trend mezi prvními a druhými odběry a není zcela známo, jaká příčina vedla k takovému poklesu. S tak malým množstvím dat však nelze s jistotou určit faktor, který měl na změnu společenstva vliv.

Zdá se, že lokality zatížené těžkými kovy poskytují vhodné životní podmínky pro půdní živočichy, ale toto tvrzení vyžaduje další experimentální šetření v návaznosti na konkrétní půdní podmínky a aktuální stav půdy na jednotlivých lokalitách.

8 Seznam literatury

- Beneš, S. 1994. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. II. část, Ministerstvo Zemědělství ČR. Praha. 158 s.
- Boshoff, M., De Jonge, M., Dardenne, F., Blust, R., Bervoets, L. 2014. The impact of metal pollution on soil faunal and microbial activity in two grassland ecosystems. *Environmental Research*. Vol. 134. pp. 169-180.
- Coyle, D.R., Zalesny, J.A., Zalesny, R.S., Wiese, A.H. 2011. Irrigating Poplar Energy Crops with Landfill Leachate Negatively Affects Soil Micro - and MesoFauna. *International Journal of Phytoremediation*. Vol. 112. pp. 845-858.
- Dubovský, M., Fedor, P., Degma P., Majzlan, O. 2010. Ecology of Diplurans (Diplura) in xerothermophilous oak wood ecosystems (SW Slovakia). *Naturae Tutela*. Vol. 14. pp. 5-10.
- Eeva, T., Penttinen, R. 2009. Leg deformities of oribatid mites as an indicator of environmental pollution. *Science of the total environment*. Vol. 407. pp. 4771-4776.
- El-Sharabasy, H. M., Ibrahim, A. 2010. Communities of oribatid mites and heavy metal accumulation in oribatid species in agricultural soils in Egypt impacted by waste water. *Plant protect.sci*. Vol. 46. pp. 159-170.
- Fiera, C. 2009. Biodiversity of Collembola in urban soils and their use as bioindicators for pollution. *Institute of Biology*. Vol. 8. pp. 56-53.
- Garcia-Sánchez, M., Garcia-Romera, I., Cajthaml, T., Tlustoš, P., Száková, J. 2015. Changes in soil microbial community functionality and structure in a metal-polluted site: The effect of digestate and fly ash applications. *Journal of Environmental Management*. Vol. 162. pp. 63-73.
- Gardi, C., Menta, C., Parisi, V. 2002. Use of microarthropods as biological indicators of soil quality: The BSQ synthetic indicator. *Options Méditerranéennes*. Vol. 50. pp. 297-304
- Gulvik, M., E. 2007. Mites (Acari) As Indicators of soil biodiversity and land use monitoring. *Polish journal of ecology*. Vol. 3. pp. 415-440.

- Huhta, V. 2007. The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. *Pedobiologia*. Vol. 6. pp. 489-495.
- Jarkovský, J., Littnerová, S., Dušek, L. 2012. Statistické hodnocení biodiverzity. Akademické nakladatelství CERM. Brno. ISBN 978-80-7204-790-1.
- Krajíčková, M. 2014. Olovo a jeho vliv na zdraví v nové evropské politice REACH. Bakalářská práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy. Praha. 22 s.
- Kouba, A., Buřič, M., Kozák, P. 2010. Bioaccumulation and Effects of Heavy Metals in Crayfish: A Review. *Water, Air, & Soil Pollution*. Vol. 211. pp. 5-16.
- Lock, K., Andriaens, T., Stevens, M. 2010. Distribution and ecology of the Belgian Campodea species (Diplura: Campodeidae). *European journal of soil biology*. Vol. 46. pp. 62-65.
- Luzyanin, S., Eremeeva, N. 2017. Formation of mesoherpetobionts communities on a reclaimed coal open pit dump. *E3S Web of Conferences*. Vol. 21. pp. 7
- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell publishing. Malven. ISBN-13: 978-0-632-05633-9.
- Marziali, L., Rosignoli, F., Drago, A., Pascariello, S., Valsecchi, S., Rossaro, B., Guzzella, L. 2017. Toxicity risk assessment of mercury, DDT and arsenic legacy pollution in sediments: A triad approach under low concentration conditions. *Science of the total environment*. Vol. 594-594. pp. 809-821.
- Migliorini, M., Pigino, G., Caruso, T., Fanciulli, P., Leonzio, C., Bernini, F. 2005. Soil communities (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in a clay pigeon shooting range. *Pedobiologia*. Vol. 49. pp. 1-13.
- Mussadiq, S.M., Sohail, A. 2015. Seasonal abundance of soil arthropods in relation to meteorological and edaphic factors in the agroecosystems of Faisalabad, Punjab, Pakistan. *International Journal of Biometeorology*. Vol. 59. pp. 605-616.

Neher, D. A. 2001. Role of Nematodes in Soil Health and Their Use as Indicators. *The Journal of Nematology*. Vol. 12. pp. 161-168.

Nováková, T., Kotková, K., Elznicová, J., Strnad, L., Engel, Z., Grygar, M.T. 2015. Pollutant dispersal and stability in a severely polluted floodplain: A case study in the Litavka River, Czech Republic. *Journal of biochemical exploration*. Vol. 156. pp. 131-144.

Pass, G., Szucsich, N.U. 2011. 100 years of research on the Protura: many secrets still retained. *Soil Organism*. Vol. 83. pp. 309 – 334.

Říhová, D. 2013. Půdní bezobratlí: Zoologická zahrada pro každého. Pedagogická fakulta Univerzity Karlovy. Praha. 43 s. ISBN 978-80-7290-694-9

Smrž, J. 2013. Základy biologie, ekologie a systému bezobratlých živočichů. Karolinum. Praha. 80 s. ISBN 978-80-246-2258-3.

Soudek, P., Víchová, L., Valenová, Š., Podlipná, R., Malá, J., Vaněk, T. 2006. Arsen a jeho příjem rostlinami. *Chemické listy*. Vol. 100. pp. 323-329.

Sousa, J.P., Gama, M.M., Pinto, S., Keating A., Calhoa, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T., Leitao, P., Diaz, S. 2004. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia*. Vol. 48. pp. 609 – 622.

Stankovic, S., Kalaba, P., Stankovic, A. 2014. Biota as toxic metal indicators. *Environmental Chemistry Letters*. Vol. 12. pp. 63-84.

StatSoft, Inc. 2013. Statistica data analysis software systém. Verze 12.0. Tulsa, USA.

Strong, W.L. 2016. Biased richness and evenness relationships within Shannon – Wiener index values. *Ecological indicators*. Vol. 67. pp. 703-713.

Sýkorová, K. 2014. Rtuť v dnových sedimentech z důlní a hutní oblasti: porovnání vzorkovacích kampaní po 10 letech. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy. Praha. 45 s.

Šimek, M., Elhottová, D., Pižl, V. 2015. Živá půda. Středisko společných činností AV ČR. Praha. 78 s. ISBN 978-80-200-2567-8.

Tajovský, K. 2015. Společenstva mnohonožek (Diplopoda) a stonožek (Chilopoda) v měnících se podmínkách horských smrčín Šumavy. Biologické centrum AV ČR. České Budějovice. 16 s.

Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K., Pavlíková, P., Balík, J. 2007. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech ČR. Výzkumný ústav rostlinné výroby. Praha. 27 s.

Tullgren, A. 1918. Ein sehr einfacher Ausleseapparat für terricole Tierfaunen. Zeitschrift für angewandte Entomologie Vol. 4. pp. 149-150.

Ustohalová, P. 2011. Vliv kadmia na růst a biochemicko-fyziologické procesy rostlin. Diplomová práce. Masarykova Univerzita. Brno. 44s.

Vaněk, A., Borůvka, L., Drábek, O., Mihaljevič, M., Komárek, M. 2005. Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry. Plant soil environ. Vol. 51. pp. 316-321.

Vaničková, J. 2016. Bezobratlí v zatížených ekosystémech – skládka. Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita. Praha. 38s.

Žák, K., Rohovec, J., Navrátil, T. 2009. Fluxes of Heavy Metals from a Highly Polluted Watershed During Flood Events: A Case Study of the Litavka River, Czech Republic. Water Air Soil Pollut. Vol. 203. pp. 343-358.