

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Vliv plodiny na diverzitu půdní fauny

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Lenka Němcová

Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: Ing. Jakub Hlava, Ph.D.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv plodiny na diverzitu půdní fauny" 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 26.04.2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu Ing. Jakobovi Hlavovi, Ph.D. za vedení mé práce, jeho rady, podněty a trpělivost, které mi při zpracování poskytl. Dále bych chtěla poděkovat firmě AGROCOM HRUŠOVANY spol. s r.o. za umožnění výzkumu na jejich pozemcích. V neposlední řadě své rodině za nekonečnou podporu a trpělivost, a speciálně mé sestře i za pomoc při odběru půdních vzorků.

Vliv plodiny na diverzitu půdní fauny

Souhrn

Tato diplomová práce se zabývá vlivem vybraných zemědělských plodin pěstovaných v systému konvenčního obhospodařování půdy na diverzitu půdní fauny. Pro porovnání rozmanitosti půdních bezobratlých byl vybrán pozemek s trvalým travním porostem (jetelotravní směs). Pole s pěstovanými plodinami i porost jetelotravní směsi se nacházejí v blízkosti obce Hrušovany v severozápadních Čechách. Výzkum byl realizován se souhlasem místního zemědělského podniku na jeho pozemcích.

V teoretické části práce je popsáno základní rozdělení půdního zoodefaunu, jeho vliv na půdu, význam půdní fauny v zemědělství, ale i vliv zemědělství na půdní bezobratlé. Stručně jsou zde popsány i vybrané zemědělské plodiny. V praktické části jsou uvedeny základní charakteristiky odběrových lokalit, na kterých byly plodiny pěstovány, a jejich obhospodařování v době odběru půdních vzorků. Na základě indexů diverzity, podobnosti, QBS indexu, PCA analýzou dat a statistickým porovnáním dominantních druhů bylo hodnoceno zastoupení, početnost a diverzita půdní fauny v porostech pšenice ozimé, ječmene jarního a řepy cukrovky v porovnání s jetelotravní směsí.

Odběry půdních vzorků probíhaly v dubnu, květnu a červnu roku 2020. Celkem bylo shromážděno 48 půdních vzorků, ze kterých poté byla půdní fauna vyextrahovaná pomocí Tullgrenových extraktorů. Determinace probíhala v laboratoři s použitím binolupy a mikroskopu. Půdní fauna byla determinována do vyšších taxonomických jednotek.

Z dosažených výsledků vyplývá, že nejvyšší diverzitu skýtá jetelotravní směs, kde bylo za celou dobu výzkumu nalezeno 18 řádů půdních bezobratlých. Následovala pšenice s 15 taxony a v porostu cukrovky a ječmene bylo determinováno shodně 13 taxonů. Ve všech porostech převládala dominance zástupců z řádů chvostokoci (Collembola), roztoči (Acari) a podřádu pancířníci (Oribatida). V počtech jedinců nejzastoupenějších taxonů byl statisticky významný rozdíl. Nejlepší biologickou kvalitu půdy vykazovala po všechny tři měsíce také jetelotravní směs, která měla nejvyšší hodnoty biologické hodnoty stanoviště (QBS). Zároveň jetelotravní směs předčila zemědělské plodiny v diverzitě ve všech sledovaných měsících. Nejmenší diverzita půdních společenstev v plodinách byla v porostu ječmene a cukrovky v dubnu. Nejvyšší rozmanitost půdních bezobratlých v plodinách byla v květnu v pšenici, a v červnu v ječmeni. Z pohledu vybraných parametrů hodnocení dopadla nejhůře řepa cukrovka s obecně nejnižšími hodnotami Shannonova indexu diverzity i QBS. Dle indexu podobnosti podle Sørensen a Jaccarda byla porovnána podobnost společenstev zoedafonu v plodinách s jetelotravní směsí. Hodnoty během měsíců kolísaly. Nejvíce si byl zoedafon v jetelotravní směsi podobný s půdními bezobratlými v porostu pšenice (shoda téměř 85 %). Naopak nejméně v cukrové řepě s jetelotravní směsí (63 %).

Přestože nejlepší podmínky podle výsledků poskytovala půdním bezobratlým jetelotravní směs, zemědělské plodiny byly také domovem významných společenstev zoedafonu. Pro potvrzení předpokladu, zda na diverzitu půdní fauny v plodinách má vliv i způsob obhospodařování, by bylo potřeba dlouhodobějšího výzkumu, který by přinesl více surových dat a podkladů pro další podrobné hodnocení.

Klíčová slova: půdní fauna, půda, plodina, diverzita, edafon

The influence of crop on soil fauna diversity

Summary

This diploma thesis deals with the influence of selected agricultural crops grown in the system of conventional land management on the diversity of soil fauna. To compare the diversity of soil invertebrates, a plot of land with permanent grassland (clover-grass mixture) was selected. Fields with cultivated crops and a clover-grass mixture are located near the village of Hrušovany in northwestern Bohemia. The research was carried out with the consent of the agricultural company on their land.

The theoretical part describes the basic division of the soil zoofauna, its effect on the soil, the importance of soil fauna in agriculture, but also the effect of agriculture on soil invertebrates. Selected agricultural crops are briefly described in this thesis. The practical part presents the basic characteristics of sampling places where crops were grown and their management at the time of soil sampling. Based on diversity indices, similarity, QBS index, PCA data analysis and statistical comparison of dominant species, the representation, abundance and diversity of soil fauna in wheat, barley and sugar beet in comparison with clover-grass mixture were evaluated.

Samples of soil were collected in April, May and June 2020. A total of 48 soil samples were collected, from which the soil fauna was then extracted using Tullgren extractors. The determination was performed in the laboratory using binoculars and a microscope. Soil fauna was determined into higher taxonomic units. The results show that the highest diversity is provided by the clover-grass mixture, where 18 orders of soil invertebrates were found during the entire research period. This was followed by wheat with 15 taxa and 13 taxa in the sugar beet and barley stand. In all areas covered with crops and clover-grass mixture, the dominance of representatives from the orders Springtails (Collembola), Mites (Acari) and the suborder oribatid mites (Oribatida) predominated. There was a statistically significant difference in the numbers of individuals of the most represented taxa. The best biological quality of the soil was also shown for all three months by the clover-grass mixture, which had the highest values of the biological value of the habitat (QBS). At the same time, the clover-grass mixture outperformed agricultural crops in diversity in all monitored months. The smallest diversity of soil communities in crops was in the stock of barley and sugar beet in April. The smallest diversity of soil communities in crops was in the stock of barley and sugar beet in April. From the point of view of selected evaluation parameters, sugar beet was the worst, with the lowest values of the Shannon diversity index and QBS. According to the similarity index according to Sørensen and Jaccard, the similarity of zoofauna communities in crops was compared with a clover-grass mixture. Values of indexes fluctuated over the months. The zoofauna in the clover-grass mixture was most similar to the soil invertebrates in the wheat stock (similarity almost 85 %). The least similar was the soil fauna in sugar beet with clover-grass mixtures (63 %).

Although the best conditions according to the results provided the soil invertebrates with a clover-grass mixture, agricultural crops were also home to important zoofauna communities. To confirm the assumption that the diversity of soil fauna in crops is also influenced by the method of management, longer-term research would be needed, which would bring more raw data and data for further detailed evaluation.

Keywords: Soil fauna, Soil, Crop, Diversity, Edaphon

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3 Literární rešerše	10
3.1 Půdní fauna.....	10
3.1.1 Kmen členovci (Artropoda).....	10
3.1.1.1 Systematika kmene Artropoda.....	11
3.1.1.2 Půdní artropoda.....	12
3.1.2 Kmen kroužkovci (Annelida)	15
3.1.3 Rozdělení zooedafonu podle vázanosti na půdu.....	16
3.1.3.1 Velikostní klasifikace půdní fauny	17
3.1.4 Množství organické hmoty v půdě	17
3.1.5 Rozložení půdní fauny v půdním profilu.....	18
3.2 Význam půdní fauny v zemědělství.....	19
3.2.1 Půda a půdní fauna.....	19
3.2.1.1 Půdní procesy.....	20
3.2.1.1.1 Rozklad a mineralizace.....	20
3.2.1.1.2 Cyklus dusíku	20
3.2.1.2 Úrodnost půdy	21
3.2.2 Půdní fauna v zemědělství	22
3.2.2.1 Konvenční a bezorebné obhospodařování půdy	23
3.2.2.2 Hnojení, postřiky na ochranu plodin a půdní fauna.....	25
3.2.3 Vliv plodiny na diverzitu půdní fauny	28
3.2.4 Využití půdní fauny k ochraně plodin	31
3.2.5 Podpora půdní fauny.....	33
3.3 Vybrané zemědělské plodiny.....	34
3.3.1 Obilniny	34
3.3.1.1 Pšenice setá.....	35
3.3.1.2 Ječmen setý.....	35
3.3.2 Okopaniny.....	36
3.3.2.1 Řepa obecná - cukrovka.....	36
3.3.3 Trvalé travní porosty.....	38
3.3.4 Vybrané plodiny a půdní fauna.....	38
4 Metodika	41
4.1 Charakteristika pokusných stanovišť'	41
4.1.1 Pole A	41

4.1.2	Pole B.....	42
4.1.3	Pole C.....	42
4.1.4	Trvalý travní porost	43
4.2	Postup odběru půdních vzorků a extrakce půdní fauny	43
4.2.1	Determinace půdní fauny	43
4.3	Hodnocení dat.....	43
4.3.1	Indexy diverzity	44
4.3.2	Indexy podobnosti.....	44
4.3.3	Index biologické kvality půdy (QBS).....	45
5	Výsledky	46
5.1	Indexy diverzity	49
5.1.1	Simpsonův index diverzity	49
5.1.2	Shannonův index diverzity	50
5.1.3	Margalefův index druhové pestrosti	51
5.2	Indexy podobnosti	52
5.3	QBS index	53
5.4	Statistické porovnání	54
5.4.1	Collembola5.....	55
5.4.2	Collembola3.....	56
5.4.3	Acari.....	57
5.4.4	Oribatida	58
5.5	Analýza širokého spektra dat vztažených ke společenstvům.....	59
6	Diskuze	60
7	Závěr.....	63
8	Literatura.....	64

1 Úvod

Půdní fauna a půda jsou spolu velmi těsně provázány. Ani jedno by nemohlo existovat bez toho druhého, což si lidé moc neuvědomují. Půdy kolem sebe člověk vidí dostatek, ale půdní organismy nejsou většinou na první pohled postřehnutelné.

Dá se říct, že půda je základním prvkem životního prostředí, ale je s ní uvažováno především jako s výrobním prostředkem, který má člověku sloužit k obživě a či obohacení. Není brána v patrnost jedinečnost půdního ekosystému, který je zdánlivě snadno (ve skutečnosti velmi těžko) obnovitelný, protože se zde střetává rozhraní živého systému půdy s neživým horninovým podkladem, ze kterého půda vzniká (Hauptman et al. 2009).

Vznik, vývoj a také částečně i půdní vlastnosti jsou ovlivňovány půdotvornými faktory a podmínkami, z nichž jeden z nich zahrnuje rostlinstvo a živočichy žijící na půdě a v půdě. Rostliny výrazně ovlivňují koloběh živin, které odebírají z půdy pro svou potřebu a po odumření je do půdy, díky rozkladu za pomoci mikroorganismů a půdní fauny, vracejí (Pokorný & Šarapatka 2003).

Rozklad však není jedinou funkcí půdního zoodefanu. Půdní fauna díky konzumaci organické hmoty pomáhá vytvářet humusojílové komplexy, následuje mineralizace a tvorba přijatelných forem živin, které jsou právě tak přístupnější rostlinám, které vyrostou, pak odumřou, a celý cyklus se opakuje.

Člověk všech těchto služeb využívá už od pradávna, kdy zjistil, že kromě lovu a sběru si může vybrané plodiny účelově vypěstovat a mít z nich užitek.

Vyšší produkce potravin pak vedla ke vzniku sídlišť a rozvoji hierarchické společnosti a růstu populace (Šarapatka et al. 2010) až do současných skoro 8 miliard lidí na planetě Zemi.

Půda je intenzivně využívána zemědělstvím, kdy za cenu co nejnižších vstupních nákladů, je potřeba získat co největší produkci plodin pěstovaných nejen k nasycení člověka, ale i hospodářských zvířat, která jsou pak také lidmi využívána nebo zkonsumována. Je používáno chemických látek pro podporu růstu rostlin, pro likvidaci nežádoucích škůdců a chorob, a jen zvolna se přistupuje k ekologickým způsobům hospodaření, které podporují přirozený koloběh v půdě.

Přece jen by jedním z klíčových agroekologických cílů mělo být vytvoření takových půdních i nadzemních podmínek, které podporují růst zdravých rostlin, stresují škůdce a podporují užitečné složky edafonu a nadzemní populace přirozených nepřátel. Vzniknou tak zemědělské systémy, které vykazují vlastnosti silných ekosystémů, jsou efektivní, rozmanité, soběstačné, mají samoregulační schopnosti a jsou odolné (Šarapatka et al. 2010).

Tato práce je zaměřená na vybrané zemědělské plodiny v konvenčním zemědělství a (pro srovnání) jetelotravní směs na trvalém travním porostu. Cílem práce je objasnit, jak jsou plodiny schopny ovlivnit diverzitu půdní fauny; a předložit návrhy pro podpoření rozmanitosti půdního zoedafonu, které by mohly být využitelné v praxi.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této diplomové práce je posoudit, jaký vliv na diverzitu vybraných skupin půdní fauny mají vybrané zemědělské plodiny: pšenice ozimá, ječmen jarní a řepa cukrová a dále pak jetelotravní směs z trvalého travního porostu.

Bude se posuzovat, zda je v rozmanitosti půdního zooedafonu mezi jednotlivými plodinami statisticky významný rozdíl, a pokud ano, tak ve prospěch, které plodiny to je.

Vědecká hypotéza

1. V porostu jetelotravní směsky bude dosaženo větší diverzity půdní fauny než u jednotlivých zemědělských plodin.
2. Větší vliv na diverzitu půdní fauny v porostu zemědělských plodin bude mít způsob obhospodařování a použité postřiky a hnojení.

3 Literární rešerše

3.1 Půdní fauna

Půdní fauna je označení pro živočichy obývající půdní prostředí. Za představitele se považují druhy, které se vyskytují v půdě, a to jak v jejích svrchních vrstvách (včetně nadložního humusu) tak i v hlubších minerálních vrstvách (Tuf 2017).

Půdní organismy citlivě reagují na postupy obhospodařování půdy a klima. Ilustrují řetězec příčin a následků a dobře korelují s prospěšnými funkcemi půdy a ekosystémů, včetně zadržování vody v půdě, rozkladu a koloběhu živin, rozklad toxických látek a potlačení škodlivých a patogenních organismů (Doran & Zeiss 2000).

Půdní biota a funkce půdy jsou těsně provázané. Organismy na sebe navazují a realizují půdní metabolismus. Aktivita jedné funkční skupiny půdní bioty je závislá na zpracování organické hmoty jinou skupinou půdních organismů. Půdní fauna rozkládá organickou hmotu při její konzumaci nejen vlastními enzymy, ale i endosymbiotickou interakcí bakterií jejího zaživacího traktu (Hauptman et al. 2009).

Jak uvádí Brussaard (1997) počet existujících druhů je výrazně vyšší než počet popsáných, a to i u makroskopických druhů. Mělo by být vyvinuto větší úsilí zaměřené na poznávání skupin půdních organismů, které hrají klíčovou roli ve fungování ekosystému, mezi něž se řadí půdní biota u kořenů rostlin, rozkladači organické hmoty a půdní bioturbátoři, kteří řídí ekosystémové procesy (například prostřednictvím interakcí s rostlinami).

Půdní fauna je potencionálním modulačním faktorem, který může ovlivňovat reakci rostlin na heterogenitu živin v půdě i prostřednictvím dopadů na rozklad a distribuci organické hmoty (Bradford et al. 2007).

3.1.1 Kmen členovci (Artropoda)

Členovci jsou bezpochyby nejúspěšnějšími živočichy na planetě Zemi. Popsáno je více jak jeden milion druhů. Tento kmen osídlil všechny typy vodních i suchozemských biotopů a také ovládl i vzduch (Rozsypal et al. 2003). Tvoří více než tři čtvrtiny všech dosud známých živých i fosilních organismů. Jak například uvádí Thomas (1990), mnoho druhů dosud zůstává nezdokumentovaných či neobjevených. Na základě odhadů, Erwin (1982) ve svém výzkumu došel k závěru, že v tropických oblastech by se mohlo vyskytovat až 30 milionů druhů členovců. Následně na tomto předpokladu Stork (1988) vytvořil hypotézu, že rozmanitost členovců může v této lokalitě dosahovat hodnot od 70 do 80 milionů druhů. Thomas (1990) je ve svém závěru však konzervativnější a uvádí, že tropických členovců by mohlo být okolo 6 až 9 milionů druhů.

V České republice jsou členovci zastoupeni čtyřmi podkmeny (z celkových pěti) druhy klepítkačů, korýšů, stonožkoviců a šestinohých. Všechny tyto podkmeny jsou pak zastoupeny více než 34 000 známými druhy (Anděra 2003).

Označení Artropoda vytvořil a použil v roce 1848 německý fyziolog a zoolog Karl Theodor Ernst von Siebold (Hegna et al. 2013). Skládá se z řeckých slov Arthron – článek a pous – noha (Šefrová 2006).

Jak uvádí Lane (1993), mají členovci zvláštní rozlišovací části těl, které je odlišují od ostatních bezobratlých. Jedná se o kloubové končetiny a exoskeletony.

Exoskeleton se vyvíjí z kutikuly, která je přítomná mezi segmenty těla a končetinami, je připevněná ke svalům a umožňuje jejich flexibilní pohyb (Moore 2001). Kutikula je tvořena hlavně chitinovým sacharidem (Lane 1993). Vnější vrstva (epikutikula) je tenká, nepropustná a nechitinová. Vnitřní vrstva (endokutikula) je naopak silná, elastická, propustná a laminovaná, složená z bílkovin a chitinu. Má několik funkcí, a to například zpevňovat tělo, chránit jedince před vnějším prostředím, snižovat ztrátu vody, ukládat energii a v neposlední řadě pomáhat při pohybu (Lane & Crosskey 1993). U mořských korýšů je endokutikula vytvrzena uhličitanem vápenatým, u hmyzu je zpevněna sklerotizací (Lane & Crosskey 1993).

Přítomnost párových členitých přívěsků (končetin) je dalším důležitým znakem členovců. Mohou se nacházet na každém tělním článku, druhotně pak mohou na některých člancích chybět (např. na zadečku) anebo být přímo nahrazeny útvarem jiného původu, který plní funkci končetin, zde je možné uvést například kusadla (Pokorný & Šifner 2004).

Mezi další specifický rys členovců patří jejich segmentovaná těla, vypadající bilaterálně symetricky. Různý počet segmentů má několik funkcí, v závislosti na oblasti, ze které členovci pocházejí (Moore 2001).

Na obývaném prostředí a druhu závisí i způsob dýchání, je možné se u Artropoda setkat se žábry, plicními vaky, ale i se vzdušnicemi. Malé formy k dýchání využívají celý povrch těla (Rozsypal et al. 2003).

Pokud se u členovců vyskytuje cévní soustava, je otevřená (Rozsypal et al. 2003). Neuzavřený systém cév rozvádí krevomízu volně rozlévající se do prostoru mezi tkáněmi. Srdce může mít podobu otevřené hřbetní cévy s postranními otvory (Papáček et al. 2000).

V embryonální fázi vývoje dochází k rozpadu vznikajících coelomových váčků a spojení prvotní a druhotné dutiny tělní, tím následně vzniká smíšená tělní dutina takzvaný mixocel (Šefrová 2006).

3.1.1.1 Systematika kmene Artropoda

Jak uvádí Pokorný & Šifner (2004) kmen Artropoda se systematickým rozdělením a tříděním organismů je rozdělen do následujících skupin:

Infrakmen – Amandibulata (bezkusadlovci):

- Podkmen Trilobitomorpha - trojlaločnatci
 - Tělo příčně i podélně rozděleno na hlavu, hrud' a pygidium, složené oči, jeden pár tykadla a dvouvětevné končetiny, dnes již fosilní organismy (Šifner 2004).
- Podkmen Chelicerata - klepítkatci
 - Tělo složené z hlavohruď (cephalothorax, prosoma) a zadečku (opistosoma), čtyři páry kráčivých končetin na hlavohruď, jeden pár – první před ústy modifikován v klepítka (chelicery) a druhý pár pedipalpy, nemají tykadla (Šifner 2004). Vyskytují se zde 3 třídy: hrotnatci a nohatky (mořští živočichové), a pavoukovci (Sielmann et al. 2005).
 - V České republice jsou klepítkatci zastoupeni pouze třídou pavoukoců, kam spadají řády: pavouci, štíři, štírci, sekáči a roztoči (Bratrych et al. 2004).

Infrakmen – Mandibulata (kusadlovci):

- Podkmen Crustacea - korýši
 - Převážně se jedná o vodní členovce se dvěma páry tykadel, dýchající žábami (Papáček et al. 2000). Druhy, které přešly druhotně k suchozemskému životu, dýchají tracheálním orgánem uloženým v zadních končetinách (Motyčka & Roller 2001). Pozemní korýši jsou menší velikosti s více či méně zploštělým tělem (Anděra 2003), přední část hrudi tvoří sedm článků, z nichž každý nese pár nohou (Motyčka & Roller 2001).
 - Na území České republiky se vyskytuje přes 300 druhů korýšů, pouze však malá část z nich je suchozemská (Petrušek 2006). Mezi suchozemské se řadí z podřádu stejnonožců stínky (například Stínka obecná) anebo Svinka obecná, které se zdržují na stinných vlhkých místech – ve spadlém listí, pod kůrou a kameny a jiných podobných úkrytech (Anděra 2003). Vzhledově jsou si velmi podobné, ale svinka se dovede stočit do pevné kuličky, což jí slouží jak k obraně, tak k překonání nepříznivého období sucha (Motyčka & Roller 2001). Tato schopnost je nazývána volvace (Bratrych et al. 2004).
- Podkmen Myriapoda - stonožkovci
 - Tělo mají tyto kusadlovci členěné na hlavu a trup s 10 až 177 články (Anděra 2003), každý článek nese jeden pár kráčivých končetin (Papáček et al. 2000). Dýchají vzdušnicemi (Anděra 2003). Nemají čelistní a pysková makadla a většinou jim chybí složené oči (Šefrová 2006). Žijí převážně v půdě nebo různých úkrytech (Anděra 2003).
 - Dělí se na 4 třídy: stonožky, stonoženky, drobušky a mnohonožky (Anděra 2003).
- Podkmen Hexapoda - šestinozí
 - Zástupci tohoto podkmene mají tělo členěné na hlavu, hrud' a zadeček. Hrud' nese tři páry nohou (Papáček et al. 2000), mají jeden pár tykadel a dýchají soustavou trubicovitých vzdušnic (Šefrová 2006).
 - Zástupce tvoří třídy: hmyzenky, škvorovky, štětinatky, chvostoskoci a hmyz (Anděra 2003). Hmyz je druhově nejpočetnější skupinou živočichů, tvoří asi tři čtvrtiny veškeré známé fauny (Šefrová 2006).

3.1.1.2 Půdní artropoda

Z hlediska druhového bohatství mohou členovci představovat až 85 % půdní fauny. V rámci systému živočich/půda je zastoupeno hlavně pět skupin: Isopoda, Myriapoda, Insecta, Acari a Collembola, přičemž dvě poslední jmenované jsou nejhojnější (Culliney 2013).

Isopoda jsou velmi rozšířené, mohou tvořit i dominantní složku komunity půdních členovců, v travních porostech s dostatkem vápníku. Živí se odumřelým organickým materiálem, a jsou systémovými regulátory rozkladu a recyklace živin (Paoletti & Hassall 1999). Špaldoňová & Frouz (2014), došli ve své studii k závěru, že svinka obecná výrazně ovlivňuje rozklad opadaných listů, avšak při dlouhodobém experimentu byl rozklad výkalů této skupiny isopodů pomalejší, než rozklad opadanky. Je to způsobeno hlavně vyšším obsahem

aromatického uhlíku ve stolici těchto členovců, což může způsobovat jeho značnou odolnost vůči bakteriální degradaci.

Isopoda jsou citliví na aplikace pesticidů, takže jejich populace je početnější při nekonvenčním obhospodařování půdy. Stejnonožci ve svých tělech akumulují některé těžké kovy, jsou tedy potencionálně užiteční jako bioindikátoři pro monitorování bioakumulace těchto kontaminantů (Paoletti & Hassall 1999). Například Nannoni et al. (2015) doporučují použití Isopoda v průzkumech zaměřených na hodnocení kontaminace životního prostředí těžkými prvky. V jejich studii stejnonožci *Armadillidium vulgare*, kteří byli vystaveni riziku těžkých kovů na skládce tuhých odpadů v Itálii, vykazovali akumulaci As, Co, Cr, Ni a Sb, jejichž hladiny v těle stejnonožců klesali se zvyšující se vzdáleností od skládky. Koncentrace Cd, Cu, Pb a Zn byla převážně jednotná a nedošlo k významnému trendu kolísání. Stejnonožci mohou tyto prvky fyziologicky přeměňovat na jiné formy.

Myriapoda byly dlouho považovány za přirozenou třídu kmene Artropoda, ale vzhledem k pochybnostem ohledně blízké příbuznosti mezi čtyřmi hlavními skupinami suchozemských, vzdušnicovitých a mnohonohých členovců se nyní jedná o souborný název pro více skupin dnes nazývaných Chilopoda, Diplopoda a dvě menší skupiny Symphyla a Paupoda. Termín Myriapoda je používán pro porovnání těchto členovců s hmyzem (Minelli & Golovatch 2017).

Mnohonožky (Diplopoda) plní v přírodě úlohu rozkladačů odumřelých rostlinných částí. Na každém tělním článku (vyjma prvních čtyř) mají dva páry nohou, přesto je jejich pohyb velmi pozvolný. Proti predátorům tak používají chemickou obranu, například kyanovodík, kyselinu octovou nebo chinon (Motyčka & Roller 2001). Mnohonožky mají často ve své kutikule zabudovaný CaCO_3 (Bratrych et al. 2004). Ebregt et al. (2005), ve svém výzkumu ukázali, že mnohonožky mohou být i škůdci zemědělských plodin, například sladkých brambor (batátů), kukuřice a podzemnice olejné. U batátů a podzemnice olejné docházelo k poškození zejména při sadbě, poté ale mnohonožky nezpůsobovaly žádné vážnější škody, pokud nenastalo období větších dešťů. Kukuřice pak byla napadena, pokud byla vyseta v blízkosti vyššího výskytu jedinců Diplopoda.

Stonožky jsou na rozdíl od mnohonožek dravci, první pár nohou mají přeměněný v hrotité hákovité kusadlové nožky, na nichž vyúsťuje jedová žláza (Papáček et al. 2000). Mají ploché tělo a na tělních člancích pouze jeden pár končetin. Pohybují se velmi rychle (Kazda et al. 2003). Již Hopkin & Martin (1983) ve svém výzkumu uvedli, že stonožky *Lithobius variegatus* jsou schopné ve svém těle ukládat zinek v tukových tkáních spojených s exoskeletem. Kadmium, olovo a měď byly přítomny v mnohem menším množství a byly kumulovány ve středním střevě. Za akumulaci neesenciálních kovů (jako například kadmium a olovo), jsou v těle stonožek zodpovědné cytosomy (Vandenbulcke et al. 1998).

Z hlediska evoluce je jednou z nejúspěšnějších skupin organismů hmyz (Insecta). Kromě mořské vody, kde se vyskytuje jen vzácně, osídlil hmyz téměř všechny místa na Zemi (Papáček et al. 2000). Vývoj probíhá přes stadium larvy, která prochází několika vývojovými stupni, kde i přes velkou rozmanitost a množství odchylek jsou rozlišovány dva typy metamorfózy larvy v dospělce. Jedná se o proměnu nedokonalou (hemimetabolii) a proměnu dokonalou (holometabolii) (Anděra 2003). Mnoho skupin hmyzu žije v půdě pouze určitou dobu, ve většině případů se jedná o životní stadium jedince, a to larva nebo kukla. Tento je nazýván temporální půdní hmyz (Bratrych et al. 2004).

Jak uvádí Papáček et al. (2000) za úspěšnost hmyzu může několik faktorů a to:

- malá velikost těla,
- vnější kostra s lehkou chitinovou kutikulou zpevněnou sklerotinem a pokrytou tenkou voskovou vrstvou,
- velká pohyblivost díky příčně pruhovaným svalům a členěným nohám a křídům,
- v neposlední řadě pak obrovská rozmnožovací schopnost,
- a výrazný rozvoj specializovaných smyslových orgánů a instinktivní chování.

Velké množství druhů je užitečných, ať už jsou to predátoři nebo parazitoidé jiných škodlivých členovců, či se podílejí na opylení rostlin nebo produkují látky využívané člověkem (třeba med). Některé druhy člověk přímo chová, například včelu medonosnou či bource morušového. Hmyz pomáhá odbourávat organické látky v přírodě, kde přispívá k rozpadu odumřelých rostlinných a živočišných zbytků, exkrementů apod. Při půdotvorných procesech se podílí na provzdušnění půd, zlepšení vodního režimu apod. Na druhou stranu jsou mezi nimi i škůdci, kteří v důsledku lidské činnosti škodí na kulturních plodinách, či jako parazité napadají přímo člověka (Kazda et al. 2003).

Roztoči (Acari) jsou typickou, druhově velmi bohatou skupinou půdních živočichů. Nejhojnějšími roztoči v půdě jsou pancířníci, kteří jsou výkony rozkladači opadu (Bratrych et al. 2004). Acari díky své velikosti (1 až 10 mm, jen zřídka více, jak uvádí Anděra (2003)) snadno uniknou pozornosti. Fytofágní druhy pak způsobují škody na rostlinách. Řada druhů škodí na skladovaných substrátech a produktech, parazitují nebo jsou přenašeči nemocí na obratlovce včetně člověka (Kazda et al. 2003). Užiteční bezobratlí mohou významně přispět k potlačení populací hmyzích škůdců v mnoha systémech pěstování plodin (Holloway et al. 2008). Draví roztoči mohou být využiti jako predátoři pro hubení škůdců (například *Aleuroglyphus ovatus* a *Lepidoglyphus destructor*) ve skladovaných plodinách, jak ve své studii prokázali Cebolla et al. (2009).

Chvostoskoci (Collembola) obývají nejrůznější biotopy, žijí v rozmanitých prostředích od hor až po nížiny (Zahradník 2010). Je známo více než 6 500 druhů chvostoskoků na celém světě, přesto je to zlomek z dosud objevených (Rusek 1998). Půdní druhy jsou nejpočetnější ve svrchní vrstvě humusu, směrem do hloubky jejich počet klesá (Zahradník 2010). Živí se řasami, houbami, podhoubím a částmi odumřelé organické hmoty (Anděra 2003). Jsou významnými dekompozitory organické hmoty a tím se podílejí na koloběhu látek a ovlivňují úrodnost půd (Šefrová 2006). Jsou také hostiteli mnoha parazitických prvoků, hlístic, motolic a patogenních bakterií, sami se pak stávají i potravou pro dravce (Rusek 1998). Chvostoskoci mají skákací aparát, který jim umožňuje přemístění skokem na vzdálenost několika centimetrů (Zahradník 2007). Některé druhy mohou způsobovat škody žírem na klíčících a mladých kulturních rostlinách (Kazda et al. 2003), například cukrovky, a mohou způsobit vznik mezerovitého porostu (Šefrová 2006).

Collembola mohou být využiti jako indikátorová skupina mezofauny při hodnocení změn vyvolaných poruchami v půdním prostředí. Chvostoskoci jsou totiž extrémně citliví na podmínky prostředí jako je teplota půdy nebo množství rostlinného materiálu (Santonja 2018). Diverzitu Collembola výrazně ovlivňuje okyselení půd, zásoba dusíku, globální změny klimatu a intenzivní zemědělství (Rusek 1998).

Půdní živočichové se vyskytují v široké škále lokalit v půdě. Mikrofauna, prvoci a hlístice žijí ve vodních filmech na povrchu půdních agregátů, větší živočichové pak zaujmají místo v pórech a meziprostorech v půdní matici. Půdní fauna zkonsumuje nezanedbatelné množství rozmanitého organického materiálu a je uspořádána do složitých potravinových sítí. Přitom je prozatím popsáno méně než 20 % taxonů půdní fauny (Coleman et al. 2018).

Půdní členovci při svých činnostech provzdušňují půdu, promíchávají ji, regulují počty ostatních organismů v půdě a rozmělnují rostlinné zbytky. Podle způsobu stravování jsou rozdělováni na dravé, býložravé a požírající houby (Hauptman et al. 2009).

Draví členovci se často zaměřují na škůdce hospodářských plodin, a bývají využíváni jako biologická kontrola skutečných škůdců porostu. Herbivorní členovci se živí především kořeny, ale i jinými částmi rostlin, často proto bývají škůdci kulturních plodin. Mezi členovce živící se houbami se pak řadí chvostoskoci a některé druhy roztočů (Hauptman et al. 2009).

Mikroartropodi se běžně vyskytují ve velkém množství, ale vzhledem ke své malé velikosti nejsou schopni vytvářet velké nory v horizontech minerálních půd. Z velké části jsou tak omezeni na již existující chodby a mezery v horizontech podestýlky a povrchové půdy. Jejich fekální pelety jsou zrnité a převážně organické, s malým množstvím minerálního půdního materiálu, a někdy tvoří hlavní podíl vrstev lesního odpadu (Lee & Foster 1991).

3.1.2 Kmen kroužkovci (Annelida)

Kmen živočichů, který se stejně jako členovci řadí k bezobratlým. Mají měkké, protáhlé červovité tělo složené z různého počtu článků oddělených příčnými přepážkami a krytým slabou kutikulou. Pohybují se vlněním či pomocí štětinkatých panožek na bocích tělních článků (Anděra 2003). Kroužkovci mají nejstarší typ gangliové soustavy. Vzhledem připomíná žebřík, a proto je nazývána žebříčková (Veselovský 2005).

Na kvalitu půdy mají velký význam žížaly. Intenzivně rozkládají mrtvou organickou hmotu, jelikož mají velmi aktivní enzymatický systém. Podílejí se nejvíce na koloběhu prvků v půdě (Hauptman et al. 2009). Jak uvedli Kreuzer et al. (2004) v travních porostech závisí prostorová distribuce organické hmoty bohaté na živiny na zemědělské praxi a na bioturbačních činnostech velkých detritivorů (rozkladačů) jako jsou žížaly.

Jak ale uvádí Pižl (1996), ne všechny druhy žížal ovlivňují půdní prostředí stejně. Široké spektrum forem a aktivita každé z nich má své specifické dopady na půdu. Nory žížal přispívají k makroporozitě a ovlivňují tak infiltraci vody a provzdušňování (Lee & Foster 1991).

Zjednodušeně je možné rozdělit žížaly do tří ekologických skupin:

- Epigeické – povrchové, tyto nežijí v minerální půdě, ale obývají opadovou vrstvu (Pižl 1996).
- Endogeické – podpovrchové žížaly, žijí ve víceméně horizontálních chodbách s občasným otevíráním chodeb na povrch půdy, jsou významné intenzivní produkci exkrementů (Pižl 1996). Podporují pohyb vody a difúzi plynů v půdě (Lee & Foster 1991).
- Aneické – hlubinné, obývající rozsáhlé chodbové systémy a tím vytváří téměř vertikální, hluboké nory (póry) čímž ovlivňují infiltraci vody (Pižl 1996) a výměnu plynů (Lee & Foster 1991).

Někteří výzkumníci propagují žížaly jako indikátory zdravé půdy, například Fusaro et al. (2018). Jiní s tímto tvrzením mohou nesouhlasit. Jak uvádí de Bruyn (1997), jejich nedůvěra je založena na obtížnosti interpretace biologických údajů ve vztahu k vitalitě půdy, protože neexistuje jasné pochopení vazeb mezi půdní makrofaunou a vitalitou půdy.

Tento problém zhoršuje inherentní obtížnost studia půdní bioty, nedostatečný experimentální design a nedostatek dlouhodobého závazku k financování těchto studií (de Bruyn 1997).

3.1.3 Rozdělení zooedafonu podle vázanosti na půdu

Organický podíl půdy tvoří neživá složka (humus) a živá složka (Radvanská et al. 2009), která jak uvádí Klaban (2011), se souhrnně nazývá edafon. Jedná se o společenstvo všech organismů žijících v půdě. Půda je spojovacím článkem mezi minerální a organickou přírodou, díky tomu existuje úzká vzájemná souvislost mezi vznikem půdy a živými organismy (Radvanská et al. 2009).

Zooedafon je složen ze dvou skupin:

- Fytoedafon je soubor rostlinných organismů, který určuje hospodaření s rostlinnými živinami (dusíkem) a je nositelem přeměn organické hmoty (Tomášek 2003).
- A zooedafon - půdní živočichové (Tomášek 2003).

Jak uvádí Klaban (2011) z dalšího hlediska je možné rozlišovat v edafonu tři skupiny organismů:

- Geobionti – úzce specializované organismy žijící v půdě, kteří jsou na tento život plně adaptováni, příkladem může být krtek.
- Geofilové – organismy vyskytující se v půdě jen během určitého vývojového stádia, například larvy hmyzu.
- Geoxeni – cizí organismy nacházející se v půdě zcela náhodně.

Již Kratochvíl (1936) předložil na základě svých zkušeností podrobné roztřídění zooedafonu podle vztahu k půdě na:

- Euedafon – živočichové, kteří stráví celý životní cyklus v půdě a opouštění jí jen nakrátko a výjimečně.
- Protodafon – v půdě žijí jen některá stadia, převážně larvy, v dospělosti půdu opouštějí.
- Hemiedafon – živočichové vyskytující se v půdě jen příležitostně, není jejich hlavním prostředím.
- Pseudoedafon – v půdě žijí jen dočasně pro vyhledání potravy, úkrytu či přezimování.
- Tychedafon – do půdy se dostávají jen náhodně a většinou pasivně – většinou působením větru nebo splachem vody po deštích, nemají k půdě žádný vztah a většinou hynou.

V současné době se však běžněji využívá významnější dělení půdní fauny, a to podle velikosti.

3.1.3.1 Velikostní klasifikace půdní fauny

Bezobratlí žijící v půdě mají extrémně různorodou formu, velmi se liší svou velikostí a početností, a jsou často agregováni v horizontálním a vertikálním rozdělení (Edwards 1991). Takové dělení není samoúčelné, protože právě velikost je důležitým parametrem pro organismy, které získávají zdroje vyhrabáváním nebo plazením ve skulinách v listovém opadu či v půdě (Townsend et al. 2010)

Mikrofauna zahrnuje živočichy menší než 0,2 mm. Převažují zde prvoci, vířníci a hlístice (Bratrych et al. 2004).

Nejdůležitějšími zástupci půdní mezofauny jsou především drobní kroužkovci – roupice, a dále skupiny půdních členovců (Vopravil et al. 2009) s velikostí těla 100 µm až 2 mm, kam bývají zařazováni roztoči, chvostoskoci, hmyzenky, vidličnatky a stonožky, štírci a všekazi (Townsend et al. 2010).

Významné funkce v půdě zajišťuje půdní makrofauna, zastupovaná především žížalami a velkými druhy půdních členovců – stonožkami, mnohonožkami, hmyzem a pavouky (Vopravil et al. 2009). Jak uvádí Townsend et al. (2010) jejich velikost se pohybuje v rozmezí 2 mm až 20 mm. Pokud je však zástupce daného druhu větší, je možné jej zařadit do skupiny tzv. megafauny.

3.1.4 Množství organické hmoty v půdě

Organická hmota v půdě obecně tvoří pouze 1 až 6 % suché hmotnosti půdy, značně ale ovlivňuje téměř všechny vlastnosti a využití půdy. Půdní organická hmota zahrnuje živé makro i mikro organismy, které tvoří část biomasy. Humus, který vytváří, je část, která je dobře rozložená, koloidní a je relativně odolná vůči mikrobiálním útokům (Brady & Weil 2014).

Bar-On et al. (2018) ve své studii odhadli globální distribuci biomasy hlavních skupin organismů, vyskytujících se na Zemi, viz tabulka 1. Biomasa je uváděná v gigatunách uhlíku.

Tab 1 – Biomasa hlavních organismů v půdě.

Skupina organismů	Biomasa (Gt C)	Biomasa (%)
Rostliny	450	82,5
Bakterie	70	12,8
Houby	12	2,2
Archaea	7	1,3
Protisté	4	0,7
Živočichové	2	0,4
Viry	0,2	0,04
Celkem	545,2	100

Pro lepší představu o hmotnosti organismů v půdě uvádí Šimek et al. (2020) následující příklad. V kilogramu odebrané půdy, která obsahuje tři hmotnostní procenta organické hmoty (30 g), budou z tohoto množství 4 % hmotnosti připadat na půdní organismy, což je asi 1,2 g. Podíl organismů na živé hmotě bude tedy 75 % (0,9 g). Na živočichy připadá 20 % (0,24 g) a na kořeny rostlin 5 % (0,06 g). Tudíž ačkoliv je edafon naprosto nepostradatelný pro

fungování půdy a tím i jejích dalších složek, představuje ve výsledku jen zhruba tisícinu hmotnosti půdy.

Práce Bar-On et al. (2018) ale také odhalila mezery v současném chápání biosféry. Znalosti o složení biomasy různých taxonů jsou hlavně schopností vzorkovat biomasu ve volné přírodě. Sčítání biomasy na Zemi je klíčem k pochopení struktury a dynamiky biosféry. Chybí však globální a kvantitativní pohled na to, jak biomasu různých taxonů navzájem porovnat.

3.1.5 Rozložení půdní fauny v půdním profilu

Většina půdních mikroorganismů a živočichů zodpovídá za přeměnu a mineralizaci organické hmoty. Z toho vyplývá, že většina půdních organismů obývá svrchní horizonty půdního profilu s největším množstvím organické hmoty. Ve svrchních 20 cm půdy se vyskytuje více než 80 % všech půdních organismů. Úloha půdních živočichů spočívá v přemísťování organických zbytků, tvorbě biopórů, rozměňování organických zbytků a tím zpřístupňování dalších látek, natrávení složitějších látek, a nakonec ve vytváření vhodného mikroprostředí pro růst a rozvoj některých skupin mikroorganismů, které by za normálních okolností v půdě neuspěly (Šantrůčková et al. 2015).

Jak uvádí Šarapatka et al. (2010) lze živočichy žijící v půdě dělit podle místa v půdním profilu, kde se obvykle vyskytují. Rozlišují se pak na:

- Epigeon, což je soubor druhů obývajících hlavně povrch půdy a vrstvu opadu.
- Hemiedafon, žijící ve svrchních vrstvách půdy, takzvané fermentační vrstvě.
- Euedafon, který zahrnuje druhy přizpůsobené životu v hlubších vrstvách půdy.

Tento způsob života pak ovlivňuje morfologické a anatomické adaptace, kdy se živočichové žijící v hlubších vrstvách půdy vyznačují měkkým protáhlým tělem s krátkými nohama, bez očí a bez pigmentace, které pro tento způsob života nepotřebují (Šarapatka et al. 2010).

Wu et al. (2011) porovnali údaje o rozmanitosti a struktuře komunity živočichů s faktory prostředí a zjistili, že nadzemní biodiverzita živočichů může nepřímo souviset s nadzemní biologickou rozmanitostí. Lokality, kde dominovali epigeoničtí členovci, byly primárně lesy s nižším pH půdy, nízkým obsahem anorganického N, vyšším poměrem C:N a vlhkostí, ve srovnání s lokalitami travních porostů, kde převažovali druhy vyskytující se spíše pod povrchem země.

Jak uvádí Šantrůčková et al. (2015) rozmanitost a zastoupení jednotlivých skupin půdních organismů závisí na různorodosti potravní nabídky i na podmínkách v půdním prostředí:

V orných půdách mizí rozvrstvení povrchových horizontů a organická hmota i edafon jsou víceméně rovnoměrně rozmístěny v profilu. Převládají zde organismy s krátkou generační dobou, zástupci mikro a mezofauny, významně ubývá žížal kvůli pravidelnému mechanickému rozrušování půdního profilu.

U trvalých travních porostů vzniká na povrchu půdy organická vrstva, klesá rychlost mineralizace, zlepšuje se struktura půdy a zvyšuje diverzita edafonu. Stoupá podíl hub a makrofauny včetně žížal, které vytvářejí biopóry.

Lesní půdy charakterizuje výrazná stratifikace půdního profilu, akumulace organické hmoty v povrchových vrstvách a obecně vyšší diverzita edafonu.

3.2 Význam půdní fauny v zemědělství

3.2.1 Půda a půdní fauna

Půda je biologicky narušená vrstva zemské kůry. Je to organizovaná směs organických a minerálních látek. Je tvořena organismy, klimatem, geologickými procesy a chemickým složením nadzemní atmosféry (Richter & Markewitz 1995). Působí tak na ni řada faktorů, zejména podnebí, matečná hornina, sklon terénu, reliéf a působení organismů v průběhu času (Coleman 2013).

Půdní struktury vznikají rozkladem mrtvé organické hmoty, jejím příjmem jako potravy různými saprofágními organismy, průchodem zaživacím traktem a vyloučením odvodněných zbytků nevyužité potravy ve formě exkrementů zpět do půdy. Tvorba půdních mikrostruktur, různých forem humusu, půdního profilu i půdních typů závisí na sukcesním vývojovém stadiu celého ekosystému a jeho dílčích složek. Zejména pak na půdních organismech a jejich životních formách, na rostlinném pokryvu, klimatu a na minerálním substrátu (Rusek 2008).

Půda překypuje životem, vyskytují se v ní zástupci téměř každého kmene organismů. V jedné malé hrstičce půdy mohou být stovky mikrobů i mikroskopických bezobratlých (Wall & Knox 2005).

Půda je domovem asi jedné čtvrtiny všech živých druhů na Zemi. Půdní biologická rozmanitost je základem pro udržení veškerého života na Zemi. Půdní organismy produkují potravu, filtrují vodu a regulují globální uhlíkové a potravní cykly (Bach & Wall 2018), vytvářejí a obnovují úrodnost půdy a upravují hydrologický cyklus (Wall & Knox 2005).

Jak uvádí Coleman (2013), půdy poskytují širokou škálu a rozmanitost mikrohabitátů, pojí tak rozmanitou biotu. V půdních pórech, na povrchu půdních agregátů či na jejich povrchových vodních filmech se nachází řada mikrobů, mikrofauny až po mezofaunu, kteří se v nich a přes ně pohybují.

V pohyblivých částech profilu hraje nejvýznamnější roli makrofauna, která tvoří póry a nory. Tyto chodby žížal ovlivňují vodní a plynný režim půdy a růst kořenů (Pižl 1996).

Žížaly pak mají vliv na půdní prostředí především produkcí exkrementů, ve kterých jsou minerální částice důkladně promíchány s rozloženými organickými zbytky a mikroflórou. Exkrementy žížal obsahují více NO_3^- , H_2PO_4^- , K^+ , Ca_2^+ , Mg^+ a dalších výměnných iontů (Pižl 1996).

Lidstvo, které se na půdní organismy a jejich interakce (nevědomě) spoléhá, přesto půdu ohrožuje. Půdní biota je však potřebná pro podporu ekosystémů, na kterých jsou lidé závislí (Bach & Wall 2018). Rostliny a půdní biota i jejich spotřebitelé jsou spolu spjatí a je všeobecně známo, že půdní organismy mají vliv na produktivitu, rychlost rozkladu, vzorce biologické rozmanitosti a globální změny (Wall & Knox 2005).

Úplné pochopení ekologické role celého půdního společenství závisí na vyhodnocení integrovaných vlivů fauny a mikroflóry a jejich vzájemných vztahů s abiotickými faktory prostředí, ve kterém se vyskytují. Organismy detritové potravinové sítě zabraňují ztrátám minerálů kontrolou uvolňování živin. Jsou odpovědní především za recyklaci živin uzamčených ve složitých tkáních mrtvé organické hmoty, čímž kontrolují přísun živinových prvků, a tedy i skutečnou primární produkci suchozemských ekosystémů (Petersen & Luxton 1982).

3.2.1.1 Půdní procesy

3.2.1.1.1 Rozklad a mineralizace

Rozklad je proces metabolické degradace organické hmoty (rostlinných zbytků, živočišných tkání a mikrobiálního materiálu) na jednoduché organické a anorganické sloučeniny. Jedná se v podstatě o proces rozpadu uhlíkového řetězce organické hmoty s následným uvolněním energie (Wang & D'Odorico 2013).

Mineralizace je přeměna živin a dalších látek z organicky vázané formy na ve vodě rozpustnou organickou formu (Wang & D'Odorico 2013).

Rozklad a následná mineralizace jsou pro udržení života na Zemi nepostradatelné, umožňují jako jediné procesy recyklaci chemických prvků v biosféře. Mineralizace je často považována za podmnožinu rozkladu, zatímco rozklad ne vždy vede k mineralizaci (Wang & D'Odorico 2013).

3.2.1.1.2 Cyklus dusíku

Cyklus dusíku je pravděpodobně druhým nejdůležitějším cyklem po uhlíkovém cyklu pro živé organismy. Dusík je nezbytný pro růst rostlin, a je tedy významným přispěvatelem do potravního řetězce (Burt 2013).

Největším zdrojem dostupného dusíku je atmosférický N_2 , který mohou využívat pouze symbiotické a prokaryotické bakterie s kapacitou pro fixaci N_2 . Pro ostatní rostliny a půdní organismy je klíčové pomalé uvolňování dusíku z hornin a minerálů a cyklování mezi organickými a anorganickými formami v půdě (Coyne & Frye 2005).

Mezi hlavní organické a anorganické transformace dusíku, které se vyskytují v půdě, řadíme: mineralizaci (amoniifikaci), asimilaci (imobilizaci), nitrifikaci, redukci dusičnanů a fixaci N_2 (Coyne & Frye 2005).

Anderson & Domsch (1989) měřili v půdách určených pro zemědělské experimenty v mírném klimatickém pásmu střední Evropy poměr uhlíku z mikrobiální biomasy (C_{min}) k celkovému organickému uhlíku (C_{org}). Tento průzkum poměrů $C_{min}:C_{org}$ nevykázal žádnou univerzální rovnovážnou konstantu. Naproti tomu srovnávací regresní analýza permanentních monokultur s kontinuální rotací plodin ukázala, že pro střídání plodin je charakteristická vyšší koncentrace mikrobiálního uhlíku.

Již Barley & Jennings (1959) ve svém výzkumu zjistili, že přítomnost žížal v kulturách dobře provzdušněné vlhké půdy zvýšila, po přidání jemně nadrcených zbytků rostlin, rychlost spotřeby kyslíku a rychlost akumulace amonia a dusičnanů v raných fázích rozkladu. Asi 6 % nedostupného dusíku, bylo žížalami vyloučeno ve formách více využitelnými pro rostliny.

Půda je největším úložištěm organické hmoty na Zemi. Uchovává asi 1 500 Gt uhlíku, což je skoro jako vegetace (560 Gt) a atmosféra (750 Gt) dohromady. Stanovení rychlosti a biochemické cesty zpracování organické hmoty regulují houby, bakterie, archea, živočichové a na druhé straně protisté ovlivňující úrodnost půdy, růst rostlin a klima (Crowther et al. 2019).

Crowther et al. (2019) dále uvádějí, že vzhledem k jejich rolím při regulaci výměny prvků mezi suchozemskými a atmosférickými skupinami patří účinné řízení tohoto půdního společenství mezi nejmocnější zbraně v boji proti globálním hrozbám ztráty biologické rozmanitosti a změně klimatu.

Biologický rozklad opadanky je proces života. Organismy se krmí, množí, umírají a rozkládají se. Rozklad je zásadní a nikdy není úplný. Kromě toho se prvky generované tímto procesem stávají stavebními kameny pro vytváření složitějších struktur v dynamicky se vyvíjejícím prostředí. Transformace mrtvých těl, orgánů nebo buněk a trusu v půdním ekosystému je ovlivněna biotickými a abiotickými faktory, a proto je třeba ji považovat za dynamický, nikdy nekončící proces (Zanella et al. 2018).

Hättenschwiler & Gasser (2005) zjistili, že rozklad daného druhu opadanky v mírném lese se výrazně změnil v přítomnosti skupin z jiných společně vyskytujících se druhů stromů navzdory nezměněným klimatickým podmínkám a chemickému složení opadanky. Nejdůležitějším poznatkem bylo, že půdní fauna určila rozsah a směr účinků opadanky na půdu. Jejich výsledky poskytly důkaz, že v ekosystémech podporujících společenstva půdních makrofaun, hraje aktivita půdní fauny zásadní roli při změně rozkladu v reakci na měnící se rozmanitost opadanky, což má důležité důsledky pro biogeochemické cykly a dlouhodobé fungování ekosystémů s postupujícím úbytkem biologické rozmanitosti.

Studie Zhu et al. (2016) ukázala, že půdní fauna může ovlivnit i emise skleníkových plynů. Různé skupiny živočichů a způsoby obhospodařování půd mohou působit na emise CO₂ a N₂O v půdě. Interakce mezi žížalami, roztoči a bezorebným zpracováním půdy a konvenčně zpracovanou půdou zvýšila emise CO₂ a N₂O v obou systémech. Pokud však byli použiti predátorští roztoči a chvostokoci, obsah oxidu uhličitého a oxidu dusného se v půdě nezvýšil.

3.2.1.2 Úrodnost půdy

Rozvoj a přežití civilizací bylo odjakživa založeno na výkonnosti půdy zajišťovat obživu pro člověka. Hlavní funkcí půdy je kapacita produkce rostlinné biomasy, která je úzce spojena s hlavními globálními problémy 21. století jako je zajišťování potravin, požadavky na energii a vodu, uhlíková bilance a změna klimatu (Mueller et al. 2011).

Úrodnost je kvalitativním znakem, kterým se půda liší od matečné horniny. Půdní úrodnost silně ovlivňuje forma i množství humusu, což je soubor všech neživých organických látek nahromaděných na povrchu půdy nebo v půdě v čistém stavu nebo ve spojení s minerální hmotou (Bratrych et al. 2004). S půdní úrodností je těsně spjat biologický faktor (rostliny a živočichové), a proto bývá označován jako jeden z vedoucích činitelů půdotvorného procesu (Pokorný & Šarapatka 2003).

Rozklad mrtvé organické hmoty je zapříčiněn čtyřmi procesy: anorganickou chemickou oxidací, loužením, mikrobiálním rozkladem, a rozkladem i rozpadem za pomoci půdní fauny. Během rozkladu se poměr C:N organické hmoty postupně snižuje, protože velká část materiálů se transformuje organickým dýcháním na CO₂ a vodu. Většina rozkladu v půdě je pravděpodobně způsobena mikroflórou, ale půdní fauna také hraje roli v přeskupení molekul detritu, různou rychlostí jejich asimilace, jejich disociací v metabolických procesech a fixací energie pletivové hmoty v sekundární produkci (Petersen & Luxton 1982).

V zemědělských systémech může optimalizace cyklování uhlíku a dusíku prostřednictvím půdní organické hmoty zlepšit úrodnost půdy a výnosy plodin při současném snížení negativních dopadů na životní prostředí. Drinkwater et al. (1998) z tohoto důvodu navrhli používání organických zbytků s nízkým obsahem dusíku a uhlíku k udržení půdní úrodnosti v kombinaci s delším časovým rozložením v pěstebním plánu, což by významně

zvýšilo retenci C a N v půdě. Toto by pak mělo významné důsledky pro regionální i globální zásoby uhlíku a dusíku, udržitelnou produkci a kvalitu životního prostředí.

Půdní úrodnost a půdní biota jsou z hlediska fungování půdního metabolismu spojeny ve dvou rovinách – v rovině početnosti půdních organismů a v rovině fyziologické aktivity. Tato závislost však není jednostranná. Z hlediska počtu jedinců společenstev půdních organismů tak není možné hovořit pouze o tom, co a jak početná společenstva dokážou, ale také o tom, že o početnosti daných funkčních skupin spolurozhoduje obsah a formy vody v půdě, teplota půdy, hodnota půdní reakce, obsah zrnitostních frakcí, půdní pórovitost atd. (Hauptman et al. 2009).

3.2.2 Půdní fauna v zemědělství

Podle globálního scénáře o narůstající populaci je bezpodmínečně nutné zajistit dostatek potravin vyšší produkcí plodin. Roste však obava, že intenzifikace zemědělství povede k rozsáhlé degradaci ekosystémů a ke ztrátě produktivity tím, že dlouhodobě naruší vitalitu půdy (Tripathi et al. 2020).

Pokles obsahu organické hmoty na mnoha půdách se stává hlavním procesem degradace půdy. Tyto půdy nejsou úrodné a nemohou zajistit udržitelnou produkci (Diacono & Montemurro 2011). Mezi zemědělské postupy patří rozdíly v obdělávání půdy, obhospodařování pastvin, střídání plodin, intenzita chovu hospodářských zvířat, aplikace pesticidů, hnojiv, odpadních kalů a meliorantů (jíl), odvodňování a zavlažování atd. (Barrios 2007). Rozklad organické hmoty a mineralizace živin jsou v zemědělských systémech zásadní pro zachování úrodnosti půdy a růst rostlin. Zemědělské hospodaření, které ovlivňuje půdní mikrobiální společenství může významně změnit rychlost rozkladu a uvolňování dusíku (Martínez-García et al. 2021).

Společenstvo půdních organismů může mít přímé a nepřímé dopady na produktivitu půdy. Přímé dopady jsou ty, kde konkrétní organismy okamžitě ovlivňují výnos plodiny. Mezi nepřímé účinky patří ty, které poskytují půdní organismy účastníci se cyklů uhlíku a živin, jako jsou modifikace struktury půdy a interakce potravinového řetězce, které generují ekosystémové služby, a které v konečném důsledku ovlivňují produktivitu půdy (Barrios 2007).

Mikrofauna v rhizosféře hraje důležitou roli při uvolňování rostlinných živin, akumulaci a stabilizaci organického uhlíku v půdě, hormonálních účincích na kořeny, mikrobiální rozmanitosti a funkční stabilitě, multitrofických interakcích nad zemí a bioremediaci kontaminovaných půd. Selektivní druh potravy, aktivní rozptyl a vyměšování mikrofaunou prospívají nejen ekologickým funkcím rhizosféry, ale mají také dopad na celou půdu a nadzemní komunitu (Chen et al 2007).

Hojnost a rozmanitost půdní fauny jsou ovlivněny širokým spektrem zemědělských a jiných praktik pro využití půdy. Populace půdní fauny jsou také ovlivňovány průmyslovým znečištěním. Takovéto procesy a změny v půdních společenstvech, a i v potravních řetězcích mají potenciál změnit dostupnost živin v čase, prostoru i jejich množství (Baker 1998).

Jedním z cílů výzkumu v půdní ekologii je posouzení dopadu managementu zpracování půdy na půdní bezobratlé. Je známo, že postupy zpracování půdy mění obsah vody v půdě, teplotu, stupeň promísení zbytků plodin v půdní matici a fyzikálně-chemické prostředí pro půdní organismy (Errouissi et al. 2011).

3.2.2.1 Konvenční a bezorebné obhospodařování půdy

Zemědělské odvětví odvedlo celosvětově obdivuhodnou práci, když drželo krok s rostoucí populací. Zemědělská produkce se na osobu od roku 1960 zvýšila o 50 %, což je působivé, vzhledem k tomu že se počet obyvatel více než zdvojnásobil. Za posledních 50 let se zvýšila zemědělská produkce ve velké části světa prostřednictvím tzv. „zelené revoluce“ (Eisenstein 2020). Zelená revoluce je termín používaný pro pěstování vysoce výnosných odrůd pšenice a rýže ke zvýšení produkce potravinářských plodin. Přestože využívání vysoce výnosných odrůd mělo za následek velké zvýšení celkové produkce, další dopady byly již méně pozitivní. Intenzifikace zemědělství má obecně za následek ztrátu půdní organické hmoty, snížení hladiny podzemních vod, sníženou schopnost půdy zadržovat živiny, zvýšení zasolení a zvýšené použití pesticidů (Briggs 2009; Liiri et al. 2012; Eisenstein 2020) V neposlední řadě pak i snížení diverzity (Mikula 2012). Intenzivní využívání půdy může vyvolat přetrvávající nežádoucí účinky v půdním ekosystému, které se mohou objevovat i stovky let po ukončení obhospodařování půdy (Liiri et al. 2012).

Makrofauna je citlivější na intenzifikaci zemědělství více než menší půdní fauna. Větší půdní biota je primárně nejvíce ovlivněna krátkodobými důsledky přeměny jako je narušení a ztráta stanoviště (Postma-Blaauw et al. 2010).

Dochází k významné redukci nebo dokonce vyloučení činnosti klíčových druhů, které zásadním způsobem ovlivňují tvorbu půdy (např. žížaly, hlístice, mykorhizní houby, fixátoři dusíku). Mění se tím biologická regulace rozkladu organické hmoty i dostupnost živin a půdy se stávají náchylnějšími k degradaci. Kromě toho je podpořen výskyt škůdců a parazitů, doprovázený snižujícími se výnosy a vstupy organické hmoty do půdy na jedné straně a vzrůstající potřebou aplikovat pesticidy na straně druhé (Šantrůčková et al. 2015).

Při konvenčním obhospodařování dochází ke zhutnění půdy a tím ke snížení pórovitosti. Dojde tak ke snížení životního prostoru pro půdní bezobratlé. Při pokusech Larsen et al. (2004) se zhutňováním půdy, došlo ke snížení počtu euedafických druhů Collembola.

Je také známo, že intenzifikace zemědělství mění rozmanitost jednotlivých skupin půdní bioty. Již méně se ale ví o tom, jak intenzifikace ovlivňuje biologickou rozmanitost půdní potravní sítě jako celku, a zda se tyto účinky dají generalizovat napříč regiony. Tsiafouli et al. (2014) zkoumali biologickou rozmanitost půdních potravních sítí v travních porostech, v intenzivní a extenzivní rostlinné výrobě po celé Evropě: ve Švédsku, Velké Británii, České republice a Řecku. Zjistili, že mezi regiony byla diverzita potravní sítě variabilní, ale intenzifikace využívání půdy způsobila konzistentní reakce. V rámci intenzivního hospodaření se snížila složitost potravních sítí a klesala průměrná tělesná hmotnost půdní fauny. Ve všech regionech pak byla intenzivním zemědělstvím negativně ovlivněna druhová rozmanitost žížal, chvostokoků a roztočů. Výsledkem intenzifikace využití půdy je výskyt méně funkčních skupin půdní bioty s taxonomicky méně blízkými druhy.

Způsob obhospodařování nazvaný No-till (do češtiny překládáno doslovně jako zemědělské hospodaření bez orby) je opakovaně označováno za klíčový způsob, jak zvýšit úrodnost půdy a biologickou rozmanitost, přičemž má pozitivní vliv na životní prostředí a změnu klimatu (Fiorini et al. 2020). Bezorebné hospodaření společně s dobrými zemědělskými postupy (GAP) zahrnuje střídání plodin, používání krycích plodin, integrovanou ochranu proti škůdcům, plevelům a chorobám, obnovu živin a racionální využívání

agrochemikálií, čímž by mělo při zachování výrobní kapacity zdrojů dojít k vyšší produktivitě (Bedano et al. 2016).

House & Parmelee (1985) testovali hypotézu hustoty půdních členovců a žížal a prokázali, že při bezorebném zpracování půdy byla hustota půdních členovců prokazatelně vyšší u podřádů mikroartropoda (Oribatida, Prostigmata, Mesostigmata a Collembolla), u dvou skupin dravých brouků Carabidae a Coleoptera, a dále pak u žížal a pavouků.

Při terénním pokusu Fiorini et al. (2020) ukázali, že při bezorebném hospodaření se zvýšil index vodní stability (WSI) a nebyla ovlivněna hustota půdy. Z toho vyplývá, že použití bezorebného systému může v důsledku sníženého narušení půdy, zvýšeného půdního organického uhlíku a biologické aktivity ovlivnit spíše stabilitu porozity a půdních agregátů (Sithole et al. 2019). To ale pouze za podmínek, že na počátku bezorebného hospodaření bude hodnota půdního organického dusíku vysoká a převládající půdní frakcí je jíl. Bezorebné postupy nicméně podporovaly zvýšený výskyt žížal a adaptaci půdní fauny měřenou pomocí indexu QBS-ar (Fiorini et al. 2020).

QBS-ar je jedním z indexů diverzity, které byly v posledních letech vyvinuty a koncipovány (Parisi et al. 2015). Jedná se o metriku založenou na koncepci, že počet skupin mikroartropodů morfologicky dobře přizpůsobených životu v půdě, je vyšší ve vysoce kvalitních půdách. QBS-ar se připojuje k biologické rozmanitosti společenství půdních mikroartropodů se stupněm zranitelnosti půdních živočichů a poskytuje informace o biologické kvalitě půdy, což je ukazatel degradace půdy (Menta et al. 2018).

Bedano et al. (2016) předložili a následně potvrdili hypotézy, že dobré zemědělské postupy způsobí zvýšení hojnosti i změny ve faunálním složení v podestýlce. Účinky těchto postupů se budou lišit podle půdy; a také, že změny ve skladbě půdních bezobratlých budou vysvětleny vlastnostmi půdy. Lze tedy očekávat, že pozorované změny v podestýlce a ve složení půdních bezobratlých se projeví změnami ve fungování půdy.

Při bezorebném hospodaření se v půdě hojněji vyskytují zástupci predátorů, detritivorů a býložravců. Zatímco při konvenčním zpracování půdy jsou tyto skupiny extrémně inhibovány. Bezorebné zemědělství se tedy zdá být prospěšné pro biologickou půdní složku v zemědělských ekosystémech (Errouissi et al. 2011).

Liiri et al. (2012) v laboratorním experimentu studovali, zda je možné pomocí půdní fauny zmírnit narušení půdy na intenzivně obhospodařovaném poli s pšenicí. Výsledky ukázaly, že i po homogenizaci půd z hlediska půdní makrostruktury a složení faunálních společenství, si půda zachovala „vzpomínku“ na předchozí využití, a to ovlivnilo rychlost půdních procesů. V travních porostech byl rozvoj půdní mezo- a makrofauny zpomalen, zatímco v pšeničném porostu tato fauna stimulovala úbytek půdní organické hmoty. Je tedy možno dojít k závěru, že způsob využití půdy v minulosti může ovlivňovat úroveň ekosystémových služeb.

Společenstva půdní makrofauny reagují na využívání půdy, dynamiku a kompozici krajiny. Jejich vazby na půdní služby z nich činí dobré ukazatele služeb půdního ekosystému, jak ve své studii potvrdili Marichal et al. (2014).

Jako možnosti řízení pro zlepšení kvality a vitality půdy byly propagovány různé kulturní praktiky, včetně využívání krycích a rotačních plodin, hnojení, systémů zpracování půdy a dalších. Je známo, že všechny kulturní praktiky přímo nebo nepřímo ovlivňují populace patogenů přenášených půdou a závažnost jejich výsledných kořenových chorob (Abawi &

Widmer 2000). Biologie půdy je hlavní složkou a významně přispívá ke kvalitě a produktivitě půdy. Mezi hlavní činnosti půdních mikrobů patří rozklad organických materiálů, mineralizace živin, fixace dusíku, potlačování škůdců plodin a ochrana kořenů, ale také parazitismus a ničení rostlin. Existuje tedy velká potřeba zajistit, aby zavedené postupy hospodaření s půdou ke zlepšení její kvality, vedly také k udržení úrodné půdy. Mezi tyto patří hojnost a rozmanitost všech půdních mikrobů, vysoká populace užitečných organismů a nízká populace a/nebo aktivity škůdců plodin (Abawi & Widmer 2000).

3.2.2.2 Hnojení, postřiky na ochranu plodin a půdní fauna

Rozdílný je přístup ke hnojení v konvenčním a ekologickém zemědělství, kdy v ekologickém zemědělství je uplatňován koncept půdy jako živého systému. Tzn., že respektuje přirozené koloběhy živin a negativně neovlivňuje biologické procesy. A systém hnojení v konvenčním zemědělství je závislý na vstupu živin v přijatelné formě, kdy část živin pak opouští systém ve formě ztrát a část je využita rostlinami (Pokorný & Šarapatka 2003).

Dopad zemědělství na životní prostředí závisí na velikosti plochy využívané pro produkci. Malá farma, která používá nadměrnou orbu, hnojení a používání pesticidů bude mít celkově na biodiverzitu a kvalitu vody v krajině méně výrazný vliv než velká farma, která aplikuje stejné postupy hospodaření (Townsend et al. 2010).

Organická hnojiva kromě živin obsahují nejrůznější organické látky, které se podílejí na vzniku humusu. Patří sem řada látek a substrátů produkovaných v zemědělské výrobě, jako chlévský hnůj, močůvka, kejda, sláma, kompost a zelené hnojení; ale i hnojiva z průmyslu a jiných činností, například odpadní kaly a kaly z čistíren odpadních vod (Šimek 2004).

Využívání statkových hnojiv jako zdrojů živin je důležitou součástí systémů udržitelné rostlinné výroby. Kromě hlavních rostlinných živin jako je dusík a fosfor, obsahuje například hnůj řadu organických sloučenin jako jsou sacharidy, mastné kyseliny a peptidy, které jsou zdrojem živin pro heterotrofní půdní organismy (Paul & Beauchamp 1989).

Populace Protozoa, bakteriovorních a fungiovorních hlístic vykazovala v šestiletém pokusu Forge et al. (2005) hojnější výskyt v půdě, která byla ošetřena organickými hnojivy (v tomto případě chlévským hnojem) než v půdě, na kterou byla aplikována anorganická hnojiva a, v kontrolním vzorku půdy, který byl ponechán bez zásahu. I rok po ukončení aplikace hnojiv byly tyto organismy stále početnější v půdě s přetrvávajícím účinkem statkového hnojiva.

Pro zlepšení zpětného získávání dusíku z organických hnojiv doporučuje Rashid et al. (2014) vápnění, které zvyšuje výtěžek dusíku rostlinami z chlévského hnoje za pomoci rozkladu stimulovaného žížalami. Díky vyššímu pH byla zvýšena hustota populace žížal a biologická aktivita půdy.

Zeleným hnojením se rozumí záměrné pěstování plodin pro zapravení do půdy jako organického hnojiva (Urban et al. 2003). Bylo prokázáno, že zelené hnojení má vliv na hubení plevelů, zpomalení jejich odolnosti vůči herbicidům, snížení populací choroboplodných organismů a škůdců (Roper et al. 2012). Také zvyšuje obsah humusu v půdě, omezuje erozi a ztrátu živin (Urban et al. 2003). Zvýšení početnosti a druhové diverzity půdních rozkladačů a predátorů za použití bezorebného systému a zeleného hnojení potvrdili například Jiang et al. (2018).

Kompostování je přírodní způsob recyklace živin k udržení úrodnosti půdy. Mezi kompostovatelné odpady patří posklizňové zbytky, živočišná hnojiva, ale i papír. Do kompostování jsou zapojeni detritivoři, kteří rozkládají substrát, aby urychlili biologické procesy. Jedná se především o žížaly a jejich mikrobiální protějšky, kteří tak vytvářejí ekologicky bezpečný vermikompost a takzvaný „žížalí čaj“. Žížaly urychlují mineralizaci organických látek a rozpad strukturních polysacharidů a tím podporují tvorbu humusu (Naidoo et al. 2017).

Ahadi et al. (2020) využili během kompostování čistírenského kalu pro zlepšení fyzikálních vlastností, uvolňování živin a stabilizaci těžkých kovů zástupce půdní fauny, v tomto případě žížal a stejnonožců (stínky a svinky). Jejich kombinace po 100 dnech kompostování zlepšila pórovitost a schopnost zadržování vody v půdě, zvýšil se obsah anorganického dusíku a koncentrace prvků P, K, Ca, Mg. Naopak se snížila hodnota pH a množství organického uhlíku. Půdní organismy tak zlepšili fyzikálně-chemické vlastnosti kompostu, a tím zvýšili jeho potenciál ve využití jako doplňkového hnojiva v zemědělství.

Pokud je použito organické hnojivo (aplikované samostatně nebo v kombinaci s chemickými hnojivy), zvýší se úrodnost půdy i rozmanitost půdních mikrobiálních společenstev. Navíc kombinace organického hnojení a NPK podpoří zlepšení kvality půdní mikrobiální komunity (Zhu et al. 2020). Ke stejnému výsledku došli i Goyal et al. (1999), kteří s anorganickými hnojivy aplikovali i hnůj, pšeničnou slámu a zelené hnojení (*Sesbania bispinosa*) a tím následně došlo ke zvýšení organické hmoty mikrobiální biomasy uhlíku.

Nadměrná aplikace syntetických hnojiv a postřiků, zejména pro zvýšení produkce plodin má negativní dopady na životní prostředí včetně degradace půdy, zvýšení emisí skleníkových plynů, akumulace pesticidů a poklesu dostupnosti a kvality vody. Je důležité rozvíjet porozumění osudu pesticidů, zejména v půdách, kde mikrobiální společenství interagují s rostlinami, aby dosáhly funkcí podporujících řadu ekosystémových služeb. Aplikací syntetických hnojiv začíná likvidace biologické rozmanitosti půdy potlačením úlohy bakterií fixujících dusík a posílením role všech organismů, které se živí dusíkem. Tyto pak zrychlují rozklad organické hmoty a humusu. Jak organická hmota klesá, mění se fyzikální struktura půdy (Tripathi et al. 2020).

Pesticidy se používají k hubení škůdců a hmyzu, kteří útočí na plodiny a škodí jim. Pesticidy různých druhů se po staletí používají k ochraně plodin. Plodiny mají z pesticidů užitek; ale nevhodné a nadměrné používání pesticidů však může vést k ničení ekosystému a biologické rozmanitosti (Parween & Jan 2019).

V současné době používané pesticidy představují jeden z největších záměrných vstupů potenciálně nebezpečných sloučenin do zemědělských půd. Následně rezidua pesticidů a produkty jejich transformace přetrvávají v půdách a vyskytují se v různých směsích sloučenin v různých koncentracích (Vašíčková et al. 2019). Vašíčková et al. (2019), ve svém výzkumu uvedli, že rezidua pesticidů v půdě představují riziko na 35 % ze zkoumaných 75 lokalit orných půd. Navíc zjistili, že u 30 % pesticidů chybí údaje o chronické toxicitě pro půdní bezobratlé. K podobnému výsledku došli Pelosi et al. (2021) kteří zkoumali rezidua pesticidů na šedesáti polích (180 odběrných míst) konvenčního a ekologického zemědělství. Zjistili, že směsi alespoň jednoho insekticidu, jednoho herbicidu a jednoho fungicidu kontaminovaly 90 % zkoumaných půd a 54 % vzorků žížal na úrovních, které by mohlo tyto necílové půdní

organismy ohrožit. Všechny tyto výsledky zdůrazňují potenciál pesticidů jako činitelů globálních změn (Pelosi et al. 2021).

Nejznámější účinné látky, využívané v pesticidech jsou například atrazin, lindan, diazinon, dichlorodifenyltrichlorethan a Glyfosát (N-(fosfonomethyl)glycin). Jejich toxicita vyplývá z jejich molekulárních struktur, jelikož pesticidy jsou určeny k eliminaci nežádoucích organismů, jako jsou plevele, hmyz, houby a další parazité v zemědělství. Ukázalo se, že pesticidy negativně ovlivňují i necílové druhy fauny včetně člověka, dále mají vliv na biologickou rozmanitost diverzitu rostlin, či vodní a suchozemské ekosystémy (Azzouz et al. 2021). Používání pesticidů v polních plodinách se stále zvyšuje, což představuje riziko pro členovce, kteří se podílejí na rozkladu organické hmoty (Pearsons & Tooker 2021).

V poslední době je zkoumáno používání osiv ošetřených pesticidy a jejich dopadů na necílové skupiny hmyzu a životní prostředí. Atwood et al. (2018) ve své studii sledovali dopad namořeného osiva pesticidy obsahujících neonikotinoidové insekticidy na faunální komunitu půd. Největší účinek byl patrný na společenství predátorů a detritivorů brzy po výsadbě. Také Pearsons & Tooker (2021) zjistili, že použití semen mořených neonikotinody nebo aplikace pyrethroidního insekticidu ovlivňují skupiny členovců (Diplopoda, Acari a Collembola) tím, že dochází ke snižování hustoty jejich populace, což může mít negativní dopad na rozklad rostlinných zbytků a tím i na koloběh živin v polních plodinách. Souhrnně tyto studie naznačují, že semena plodin ošetřená pesticidy mohou měnit početnost a rozmanitost všech necílených společenství půdní fauny (Atwood et al. 2018).

Metsulfuron-methyl je jedním z nejpoužívanějších herbicidů, který se aplikuje samostatně v preemergentním režimu a poté s přísadkou minerálního oleje (jako adjuvans) v postemergentním režimu plodin. Při hodnocení rizik pesticidů byly použity testy ekotoxicity k posouzení účinků, které ukázaly, že samotný metsulfuron-methyl při doporučených dávkách neohrožuje půdní faunu. Přítomnost minerálního oleje jako adjuvans však prokázala při testech ekotoxicitu pro kroužkovce *Eisenia andrei*, *Enchytraeus crypticus* a chvostoskoka *Proisotoma minuta*. Z toho vyplývá, že při hodnocení rizik pesticidů, by měly být zohledněny i adjuvans, tedy prostředky podporující nebo zesilující účinek látky, ke které jsou přidány (de Santo et al. 2019).

V posledních letech se také stále více uznává využití biocharu pro jeho potenciální využití v sekvestraci uhlíku, snižování emisí skleníkových plynů, podpory obnovitelné energie a snižování odpadu, a jako složky pro podporu půdních procesů (Kookana et al. 2011; Plaza et al. 2016; Zheng 2017). Biochar snižuje i znečištění související s hnojivem a pesticidy (An et al. 2021).

Biochar (také se používá české označení biouhel) je pevný produkt termochemického rozkladu biomasy za mírných teplot (350 – 700 °C) za podmínek omezujících přístup kyslíku (Brassard et al. 2019).

Přidání biocharu by mohlo být řešením při vyčerpání minerálů v půdě v důsledku eroze půdy a vyplavování živin, protože zlepšuje úrodnost půdy, podporuje růst rostlin, zvyšuje výnosy plodin a snižuje znečištění. Hlavními vlastnostmi tohoto hnojiva je vysoký obsah živin a pomalé uvolňování (Ding et al. 2016).

Kromě toho mohou být biouhly se specifickým povrchem použity jako sanační nástroj v půdě k adsorpci organických a anorganických kontaminantů, jako jsou pesticidy a těžké kovy (Brassard et al. 2019).

Kombinace použití aplikace biocharu z produkce ze zbytků bioenergetických plodin pro podporu růstu rostlin by mohlo představovat strategii, která zvýší produkci energie a sníží emise skleníkových plynů. Výsledky Briones et al. (2020) však ukázaly, že přidání biocharu do půdy mělo negativní vliv na makrofaunu (žížaly), což snížilo jejich populační velikost a druhovou diverzitu. Biochar může vést ke ztrátě některých ekosystémových služeb poskytovaných žížalami, a to je na obhospodařovaných půdách velký problém. Na druhou stranu bylo prokázáno, že mezofauna (Collembola, Acari) z přidání biocharu těží, jelikož jejich populace se zvětšily.

Domene et al. (2021) pak zjistili, že biochar vykazuje schopnost regulovat parazitické hlístice v agroekosystémech v závislosti na rychlosti aplikace a přidaném množství. Přidání malého množství biocharu (5 t/ha) podporovalo predátory a hlístice parazitující na rostlinách, zatímco vysoké aplikační množství (30 t/ha) zvýšilo počet bakterivorů a fungivorů.

Každý biochar je však jedinečný a má odlišné chemické a fyzikální vlastnosti, proto je potřeba opatrně volit plodinu pěstovanou na biomasu a parametry jejího zpracování, aby byl získán biouhel s požadovanými vlastnostmi (Brassard et al. 2019).

3.2.3 Vliv plodiny na diverzitu půdní fauny

Vitalita půdy je schopnost půdy fungovat jako životně důležitý živý systém v rámci hranic ekosystémů. Využití půdy by mělo vést k udržení produktivity rostlin a živočichů, k uchování nebo zlepšování kvality vody a ovzduší. V neposlední řadě pak k podpoře zdraví rostlin, živočichů. Antropogenní snižování vitality půdy a jednotlivých složek kvalitní půdy je jedním z nejpálčivějších ekologických problémů (Doran & Zeiss 2000).

V kontextu ekosystémových služeb a vitality půdy je biomasa nebo metabolická aktivita půdních druhů užitečnějším měřítkem jejich hojnosti více než počet jedinců. Druhová diverzita a množství půdních organismů umožňuje maximální využití zdrojů dostupných na různých stanovištích (Ferris & Tuomisto 2015).

Pochopení nadzemních a podzemních vazeb a jejich důsledků pro fungování ekosystému je hlavní výzvou v půdní ekologii. Je již dobře prokázáno, že půdní společenství řídí základní ekosystémové procesy, jako je koloběh živin, rozklad nebo ukládání uhlíku. Znalosti o tom, jak rozmanitost rostlin ovlivňuje strukturu podzemní komunity, jsou však omezené. Informace lze získat studiem hlavních funkčních znaků rostlin, které modulují účinky rostlinného společenství na půdní faunu. Tyto znaky by mohly být popsány šesti rostlinnými rysy souvisejícími s prostorovým a časovým využitím zdrojů: výška rostliny, plocha listů, hloubka zakořenění, hustota kořenového vlášení, začátek růstu a začátek kvetení (Beugnon et al. 2019).

Členovci se s rostlinami vyvíjejí miliony let. Vzhledem k tomu, že si rostliny vytvořily různé druhy obranyschopností ať už před škůdci nebo chemickými postřiky, přizpůsobili se i členovci (Onstad & Knolhoff 2014). Entomologové se obvykle zaměřují na úmrtnost způsobenou insekticidem, insekticidní plodinou nebo přirozeným nepřítelem, ale většinou ignorují faktory jako je přirozená mortalita nebo vnitrodruhové procesy (Onstad et al. 2014).

Nadzemní vegetace je již dlouho považována za důležitou hybnou sílu komunit vyskytujících se pod zemí (Mitchell et al. 2017). I posklizňové zbytky mají významný dopad na půdní biotu, protože představují hlavní zdroj uhlíku v kultivovaném systému a mají vliv na podzemní společenstva v závislosti na kvalitě půdy (Sauvadet et al. 2017).

Mitchell et al. (2017) porovnávali vztah mezi rostlinným společenstvem a čtyřmi skupinami mikroartropodů na vřesovištích. Došli k závěru, že existuje spojení mezi prvky komunity mikroartropodů a složením rostlinných společenstev. Nejbližší vztah k druhovému složení rostlinného společenstva měli Oribatida a Collembola. Ke stejnému závěru došli Coulson et al. (2003) a uvedli, že vzory ve vztahu mezi mikroartropody a složením rostlinného společenství jsou důkazem toho, že jednotlivé druhy rostlin a prostředí které vytvářejí, jsou důležité pro složení společenstva mikroartropodů.

Klesající biologická rozmanitost je jedním z nejdůležitějších aspektů antropogenních objevů způsobující globální změny. Sabais et al. (2011) ve svém experimentu posuzovali vliv různorodosti druhů rostlin na hustotu a diverzitu Collembola. Zjistili, že obě tyto hodnoty výrazně vzrostly se zvyšující se rozmanitostí rostlinných druhů. Příznivý vývoj byl pravděpodobně způsoben zvýšenou kořenovou a mikrobiální biomasou, a tudíž zvýšeným množstvím a kvalitou rostlinných zbytků sloužících jako zdroj potravy pro Collembola. Výsledky tak poukazují na blízký vztah mezi rostlinami a půdní biotou.

K podobnému závěru došli i Birkhofer et al. (2011), kteří zkoumali vztah mezi abiotickými (vlastnosti půdy, způsoby obhospodařování) a biotickými (složení druhů rostlin, početnost půdní fauny) složkami na zemědělských pastvinách v Německu. Aktivita a rozvoj půdní fauny se zvýšily s druhovou bohatostí porostu luštěnin v trvalých travních porostech. Rozklad organické hmoty byl podpořen prostřednictvím pozitivního vztahu mezi žízalami a chvostoskoky. Hnojení ani mechanické poškození hovězím skotem nemělo na výsledky negativní dopad (Birkhofer et al. 2011).

D'Annibale et al. (2017) pomocí stabilních izotopových analýz uhlíku a dusíku porovnávali taxonomické a funkční rozdíly společenstev Collembola v porostu jetelu bílého a jílku vytrvalého. Hlavním faktorem ovlivňujícím společenství chvostoskoků byla kvalita rostlinného materiálu nikoliv druh. S vysokou kvalitou hmoty získané z rostlin byla objevena větší funkční bohatství a relativně vyšší hustota euedafických druhů.

Za účelem zlepšení půdního ekosystému by mohlo pomoci zavedení dočasných travních porostů do každoročního osevního plánu se střídáním plodin. Výsledky Hoeffnera et al. (2021) ukázaly, že tento postup pomohl se zachováním struktury půdy a biodiverzity půdních organismů.

Biomasa členovců opylovačů, býložravců, predátorů a parazitů je nejvyšší u plodin nové generace s trvalým základem (prárie smíšených trav), nižší u výsadby travních monokultur a nejnižší v kukuřičných polích. Rostliny hrají tedy důležitou roli při formování rozmanitosti členovců, ale také pro složení okolní krajiny. Výběr druhu rostliny pro biomasu založenou na dlouhodobém pěstování spolu s umístěním těchto plodin, mají významný potenciál pro posílení ochrany biodiverzity a zajištění důležitých ekosystémových služeb zprostředkovaných členovci v budoucích zemědělských krajinách (Robertson et al. 2012).

Žízaly urychlují rozklad opadanky z luštěnin bohatých na dusík při vyšší diverzitě rostlin. Žízaly a luštěniny tak mohou fungovat jako klíčové organismy pro procesy rozkladu travních porostů a přispívat tak ke zvýšení primární produktivity se zvyšující se rozmanitostí rostlin (Milcu et al. 2008).

Kreuzer et al. (2004) předpokládali, že rostliny různých funkčních skupin s kontrastní absorpcí živin a odlišnými strategiemi alokace zdrojů mají rozdílný prospěch z míst v půdě s akumulací organické hmoty a živočichů podílejících se na jejím rozkladu. Ve skleníkovém

experimentu zkoumali účinky prostorové distribuce opadanky na travní porosty *Lolium perenne* (tráva) a *Trifolium repens* (luštěnina). Opadanka byla obohacena o stabilní izotop dusíku ^{15}N následně byla inokulována zástupci žížal a chvostoskoků. Agregáty opadanky (ve srovnání s homogenní distribucí opadanky) zvýšily celkovou biomasu výhonků, kořenů a absorpci ^{15}N rostlinami. Žížaly a chvostoskoci neovlivnili celkovou absorpci dusíku *Lolium perenne*, ale přítomnost obou skupin rozkladačů zvýšila absorpci ^{15}N , jak v trávě, tak v luštěnině. Výsledky tedy ukazují, že složení komunity detrivorů a distribuce organické hmoty v půdě ovlivňuje složení rostlinných společenstev.

Střídání plodin může mít zásadní vliv na výnos, což může být výsledkem změn ve složení mikrobiomu rhizosféry. Hilton et al. (2018) zkoumali vliv předcházejících plodin na výnos pšenice a řepky s přidruženými změnami v rhizosféře a u společenství hub, bakterií a hlístic. Pokud byly tyto plodiny pěstovány dva roky po sobě (pšenice po pšenici a řepka po řepce), výnos pšenice se snížil o 11 %, u řepky o 10 %. Společenstva hub, bakterií a hlístic byla významně ovlivněna předchozí plodinou v rhizosféře pšenice, kdy nejzávažnější byl výskyt plísňového patogenu *Zymoseptoria tritici*. Zatímco u řepky došlo k relativnímu zvýšení počtu hlístic rodu *Eumonhystera*. Hilton et al. (2018) tak dospěli závěru, že předchozí plodina měla na složení půdní komunity celkově menší vliv než sezóna pěstování nebo typ plodiny.

Půdy kontaminovaných agrosystémů představují potenciální plochy pro orné půdy pro produkci plodin, které nejsou vhodné ke krmivářským účelům. Na půdách kontaminovaných kovy mají vytrvalé energetické plodiny potenciál zvýšit podpovrchovou faunální rozmanitost a početnost, avšak vybraný druh plodiny pěstované na biomasu může být jedním z faktorů, který ovlivňuje rozložení půdních živočichů. V rámci zemědělského pokusu bylo u plodin ozdobnice obrovské (*Miscanthus x giganteus*) a prosa prutnatého (*Panicum virgatum*) nalezeno v biomase asi dvacetkrát více jedinců Collembola než u jednoleté pšenice (*Triticum sp.*). Nejvyšší průměrný počet chvostoskoků byl zjištěn u ozdobnice, který byl o 30 % vyšší než u prosa a o více než 424 % větší než u pšenice (Chauvat et al. 2014).

K podobným závěrům došli i Haney et al. (2010), kteří porovnali půdní mikrobiální odezvu v půdách s bioenergetickými plodinami zastoupenými kukuřicí a celulóзовými travami (prosem prutnatým, troskutek prstnatým a dvěma druhy moskytovek). Mikrobiální aktivita pod porosty celulóзовých trav byla vyšší než pod porostem kukuřice.

Byl zkoumán i vliv geneticky upravených plodin na půdní faunu. Transgenní Bt-plodiny byly geneticky modifikovány vložením genu *Bacillus thuringiensis*, takže rostlina exprimuje toxin Cry zaměřený na hmyzí škůdce plodin Krogh et al. (2020).

Frouz et al. (2008) studovali účinky Bt-kukuřice na rozklad posklizňových reziduí, půdní mikroflóru a půdní faunu v polních a laboratorních podmínkách. Došli k závěru že Bt-kukuřice může mít v laboratoři škodlivý účinek na rozkladače rodu *Enchytraeus*, ale vzhledem k tomu, že populace těchto členovců se snížila pouze při aplikaci čerstvých posklizňových zbytků, je tento účinek malý a omezený na počáteční stadia rozkladu a při dlouhodobých polních experimentech nedetekovatelný.

Nejen zemědělské plodiny, ale i přeměna druhového složení lesa může mít vliv na rozmanitost půdních mikroartropodů a tím na tvorbu humusu. Çakır & Makineci (2018) odebírali vzorky půdy v porostu dubu zimního a na přilehlé plantáži borovice lesní v Turecku. Shannonův index diverzity byl u borovic skoro o 10 % vyšší než v porostu dubu. Nebyla

zvýšena početnost půdní fauny, ale její diverzita ano. V přímé návaznosti byla vrstva humusu u borovic o 30 % vyšší než u dubů.

3.2.4 Využití půdní fauny k ochraně plodin

Půdní biologická rozmanitost se zhoršuje v důsledku intenzifikace zemědělství, změny klimatu a výroby potravin. Vitální půdy pomáhají předcházet erozi, dezertifikaci a sesuvům půdy a stabilizují výnosy plodin. Některé půdní taxony hrají klíčovou roli při regulaci půdních procesů (Plaas et al. 2019).

Výskyt přirozených nepřátel škůdců ovlivňuje i stanoviště ve kterém by se mohli ukrýt, rozmnožovat, a které by jim poskytlo i další útočiště. Zvýšený výskyt těchto protivníků je spojen v 80 % případů převážně s bylinnými stanovišti (okraje polí, remízky atd.); a o něco méně často se zalesněnými stanovišti (71 %), jak uvádí Bianchi et al. (2006).

Pro ochranu před škůdci je možné využít biopesticidy, což jsou zvláštní skupiny přípravků založené buď na bázi mikroorganismů a virů (mikrobiální přípravky), anebo jsou založené na bázi makroorganismů s obsahem živých organismů, kteří jsou přirozenými nepřáteli škůdců (bioagens) (Šarapatka et al. 2010).

V polních kulturách jsou společenstva přirozených nepřátel poměrně chudá (Bagar et al. 2003). První skupinou jsou parazité, kteří se živí na / v tělech hostitele, přičemž ho neusmrcují (Šarapatka et al. 2010).

Další jsou parazitoidi, kteří jsou druhově nejbohatší skupinou a jejich přítomnost je rozpoznatelná podle toho, že jejich vývojová stadia mění vzhled hostitele charakteristickým způsobem (Bagar et al. 2003). Po ukončení vývoje parazitoida hostitel hyne (Šarapatka et al. 2010). Zástupcem parazitoidů mohou být lumčíkovití (Braconidae), mšicomarovití (Aphidiidae) či dravé vosičky rodu *Trichogramma* (Bagar et al. 2003), ale i hlístice (Dušková & Kopřiva 2009).

Parazitoidní vosy jsou již dlouho považovány za modelové organismy pro využití v bojích proti škůdcům. Na rozdíl od hmyzích predátorů, kteří po dosažení dospělosti mohou potřebovat konzumovat velké množství kořisti, se parazitoidi obecně spoléhají na omezené množství zdrojů získaných z jediného zdroje – hostitele (Harvey 2005).

Trichogramma jako parazitoidi jsou úspěšně využíváni pro biologickou kontrolu širokého spektra motýlích škůdců po celém světě (Cherif et al. 2021). Nejběžněji se využívá zástupce tohoto rodu *Trichogramma ostrinae* pro potlačení škůdce kukuřice *Ostrinia nubilalis* (zavíječ kukuřičný). Inokulační vypouštění *Trichogramma* může poskytnout po celou sezónu relativně vysoký parazitismus na vajíčkách zavíječe, což může zvýšit klíčový faktor úmrtnosti vajíček a larev o desítky procent (Kuhar et al. 2002).

V terénním experimentu Zhang et al. (2010) provedli vyhodnocení potenciálu využití *Trichogramma ostrinae* ke snížení poškození rostlin kukuřice způsobených *Ostrinia furnacalis* a zvýšit tak produkci kukuřice na zrno. Zvýšení výnosu o více než 1 t/ha naznačuje, že využití parazitoida může významně přispět ke stabilizaci produkce kukuřice.

Kuhar et al. (2014) posuzovali schopnost *Trichogramma* parazitovat škůdce i na jiných plodinách než na kukuřici, a to například u pepře, fazolí, brokolici, brambor a melounu. Ve stoncích brambor i v plodech pepře došlo k poklesu poškození a ke snížení počtu larev zavíječe kukuřičného. Parazitoid má tedy velký potenciál jako biokontrolní činidlo pro *Ostrinia*

nubilalis. Chailleux et al. (2013) použili parazitoida rodu *Trichogramma* pro potírání škůdce (*Tuta absoluta*) rajčat, což zvýšilo úroveň kontroly škůdce a zabránilo poklesu výnosu.

Nejčastěji je v našich podmínkách používán přípravek Trichoplus, což je biologický přípravek formulovaný do kapsle, uvnitř které je směs kukel a předkukel parazitických vosiček rodu *Trichogramma* (Bagar et al. 2003).

Encarsia formosa je další parazitoid používaný celosvětově k biologické kontrole molic na zelenině a okrasných rostlinách pěstovaných ve sklenicích (Hoddle et al. 1998). Jedná se o drobnou parazitickou vosičku, jejíž samice kladou vajíčka do larev molic. V praxi jsou černá parazitovaná puparia nalepená na kartičkách, které se zavěšují nad rostliny (Dušková & Kopřiva 2009).

Univerzálním bioagens je mšicomorka *Aphidoletes aphidimyza*, která se používá pro likvidaci všech druhů mšic a je kostrou afidofágního komplexu v ochraně skleníkových kultur. Dospělci se podobají komárům a sami jsou schopné mšice vyhledat. V jejich blízkosti pak nakladou vajíčka (Bagar et al. 2003).

Entomopatogenní hlístice rodu *Heterorhabditis* a *Steinernema* ničí členovce pomocí svých bakteriálních symbiontů. Tyto hlístice jsou účinná mikrobiální kontrolní činidla, která jsou široce komerčně dostupná pro hubení ekonomicky důležitých hmyzích škůdců (Shapiro-Ilan et al. 2017).

Hlístice rodu *Heterorhabditis* parazitují na larvách lalokonosců, které ožirají kořeny a poškozují kořenový krček rostlin, dospělci pak okusují listy (Dušková & Kopřiva 2009). Allard & Moore (1989) inokulovaly kávové bobule hlísticemi rodu *Heterorhabditis*, které byly napadené takzvaným kávovým broukem (*Hypothenemus hampei*). Hlístice byly v hostitelích nalezeny 8 dní po aplikaci a měly vliv na vysokou mortalitu jak dospělých jedinců, tak i larválních stádií tohoto brouka.

Zástupci rodu *Steinernema* jsou pak využíváni jako biologický prostředek pro ochranu proti larvám smutnic, které se mohou stát významnými škůdci kořenících řízků a mladých rostlinek (Bagar et al. 2003). Nematody rodu *Steinernema* byly aplikovány i na potemníka skladištního a zavíječe moučného, kteří jsou jedni z nejvýznamnějších škůdců skladovaných obilných produktů. Mortalita larev potemníka skladištního dosáhla po 14 dnech od inokulace 100 %, zatímco u dospělců nepřesáhla 66 %. U zavíječe moučného byla úmrtnost larev po 14ti dnech okolo 69 % (Athanassiou et al. 2008).

Hlístice rodu *Phasmarhabditis* cizopasí v těle slimáků. Tato hlístice přenáší do hostitele symbiotickou bakterii *Moraxela osloensis*. Napadený slimák přestává do 5 dnů přijímat potravu a během 7-20 dnů hyne (Šefrová 2006). V České republice se využívá od roku 2007 v přípravku Nemaslug (Dušková & Kopřiva 2009).

Třetí a poslední skupinou jsou pak predátoři, mezi které spadají například drabčíkovití (Staphylinidae), páteříčkovití (Cantharidae), slunéčkovití (Coccinelidae), střevlíkovití (Carabidae), či pestřenkovití (Syphidae) (Bagar et al. 2003).

Při využití predátorů k biologické ochraně rostlin dochází k výraznému snížení populačních hustot fytofágních druhů škůdců. Např. roztoč *Typhlodromus pyri* likviduje škůdce, jako jsou svluška chmelová a svluška ovocná, které vysávají listy rostlin (Hluchý & Pospíšil 1991). Jde o jednoho z nejúspěšněji využívaných bioagens sadů a vinic v Evropě (Šarapatka et al. 2010).

Mezi slunéčky převládají predátoři. Larvy i dospělci se živí hlavně mšicemi, jen některé druhy jsou fytofágní (Šefrová 2006). Proti mšicím je v biologickém systému ochrany zařazeno dravé slunéčko *Hippodamia convergens*, které je díky své žravosti, až 50 mšic denně, využíváno jako „živý insekticid“. Při nedostatku mšic se živí i jiným hmyzem (Dušková & Kopřiva 2009).

Jak uvádí Plaas et al. (2019) pro kontrolu půdních škůdců je například možné využít i druh žížaly *Lumbricus terrestris* pro potlačení rostlinných patogenů jako je *Fusarium culmorum*.

Při aplikaci přirozených nepřátel škůdců je důležité vzít v úvahu možné interakce s jinými přítomnými druhy škůdců a přirozenými nepřáteli. V člověkem vytvořených komunitách pro vícenásobnou kontrolu škůdců dochází v přímým a nepřímým interakcím, které mohou posílit nebo narušit biologickou kontrolu. Příkladem mohou být dravci, kteří mohou konzumovat jiné predátory, změny chování jednotlivých druhů, nečekané reakce rostlin nebo konkurence mezi druhy (Messelink et al. 2011).

Je třeba však vzít v úvahu, že biologické prostředky působí pomaleji než chemické, očekávaná účinnost se dostaví se zpožděním. Vyžadují také pro své dokonalé působení biologickou, prostorovou i časovou koincidence s faktory ovlivňujícími jejich vývoj a aktivitu (Bagar et al. 2003). Zároveň jde o živé organismy citlivé k syntetickým pesticidům a je-li potřeba chemický přípravek použít, pak ten, který nemá negativní vliv na introdukované bioagens (Šarapatka et al. 2010).

3.2.5 Podpora půdní fauny

K ochranně živočišných a rostlinných druhů je možné přispět zhruba na třech úrovních, a to přístupem k hospodaření na jednotlivých pozemcích, dále péčí o strukturu a stav krajiny, a nakonec péčí o chráněné části přírody (Šarapatka et al. 2010).

Intenzifikace zemědělství vede ke zjednodušování zemědělské krajiny rozšiřováním zemědělské půdy, tím že jsou zvětšovány rozlohy polí a odstraňovány biokoridory (například remízky apod.). Tyto změny jsou považovány za příčinu rychlého poklesu biologické rozmanitosti zemědělské půdy. Lány polí bez členění tak mohou ovlivnit fungování přirozené ochrany plodin před škůdci, jelikož biokoridory mají předpoklady poskytovat útočiště širokému spektru přirozených nepřátel těchto škůdců. V provedených studiích byla populace přirozeného nepřítele vyšší a poškození plodin škůdci nižší ve členěné krajině, oproti zemědělské krajině tvořící uniformní lány (Bianchi et al. 2006). Tím se pak některé kultury mohou při vhodném hospodaření stát místy dlouhodobého výskytu ekologicky citlivějších a ekologicky náročnějších druhů, z nichž mnohé v posledních desetiletích téměř vymizely (Šarapatka et al. 2010).

Někdy jsou antagonisté škůdců lákáni do porostů kulturních rostlin pomocí postřiků s náhradní potravou například hydrolyzáty bílkovin, cukry, výtažky rostlin (Šefrová 2006).

Udržení komplexu přirozených nepřátel škůdců je možné i pomocí úpravou stávajícího způsobu hospodaření. Vhodná je rozumná aplikace pesticidů – insekticidů na základě krátkodobé prognózy maximální abundance škůdce, nikoliv při nejasné předpovědi. Použití šetrných agrotechnických postupů, například provádění sklizně pícnin po pásech, kdy mají přirození nepřátelé čas se rozlézt po daném stanovišti. Provádět ochranu zimovišť, refugií

a ploch pro rozmnožování, která nejsou v zimním období nebo v období sklizně narušována (Bagar et al. 2003).

Při hospodaření může efektivně vybraná meziplodina pomoci potlačovat škůdce pěstovaných plodin za pomoci přirozených predátorů a snížit závislost na chemických zásadách při pěstování. Liu et al. (2018) našli přesvědčivé důkazy o rozdílech složení půdní fauny v systémech pěstování kulturních plodin a jejich meziplodin (kukuřice, pšenice), při sledování pozemních a půdních členovců a jejich predátorů. Tyto meziplodiny hrají příznivou roli při zlepšování biologické kontroly tím, že se zvyšuje početnost a biodiverzita přirozených hmyzích i ostatních predátorů (např. pavouci) žijících v půdě i na jejím povrchu, kteří potlačují býložravé skupiny hmyzu.

Frøseth et al. (2014) ve svém polním pokusu provedeném v letech 2008 až 2011 na čtyřech lokalitách s kontrastními půdami v chladných klimatických podmínkách zjistili, že použití mulčovaného zeleného hnojení (rostlinou obsahující značné množství dusíku) na porost ječmene mělo pozitivní účinek na hustotu populace a biomasu žížal už v prvním roce aplikace. Avšak hnojení digestátem z výroby bioplynu nemělo na populaci žížal žádný vliv, přispělo ale k vyšší stabilitě půdního agregátu.

Organické hnojení je příznivé pro drobné půdní bezobratlé, kteří mohou být zdrojem potravy pro větší druhy. Vyšší dávka organické hmoty ve formě posklizňových zbytků a organických hnojiv vytváří příznivé podmínky pro žížaly a další faunu v půdě a zvyšuje biologickou aktivitu půdy (Urban et al. 2003).

3.3 Vybrané zemědělské plodiny

3.3.1 Obilniny

Obilniny jsou travní druhy, které jsou primárním zdrojem potravy pro lidstvo (Morris 2016). Mnoho druhů obilných zrn jsou semena rostlin z čeledi trav (Poaceae nebo Gramineae). Celková produkce obilných zrn je přibližně 2,5 miliardy tun ročně, přičemž většina z toho je rozdělena mezi kukuřici, pšenici a rýži. Mezi další zástupce pak patří ječmen, žito, tritikále, oves, proso a čirok. Obiloviny jsou důležitým zdrojem energie jak pro člověka, tak pro živočichy, zejména kvůli vysokému obsahu škrobu a bílkovin (Wrigley 2016). Energie ve formě škrobu je jedním z hlavních důvodů pro pěstování, a vedle bílkovin obsahují i další důležité látky a to lipidy, vitamíny a minerály. Obilná zrna jsou zpracovávána v různé míře a je z nich možné vyrobit neomezené množství potravin. Kvalita jako taková je posuzována subjektivním hodnocením vhodnosti pro daný proces, jídlo nebo další využití (Morris 2016). Obilná biomasa se také v dnešní době využívá v energetickém průmyslu nebo jako zdroj pohonných hmot (Wrigley 2016).

Obilniny v ČR zaujímají stále v průměru 50 a více procent orné půdy. (Šarapatka et al. 2010).

Limitujícím faktorem zařazení a koncentrace obilnin v osevním postupu jsou choroby pat stébel a kořenů. Nejvíce je jimi poškozována ozimá pšenice, ječmen jarní pak středně. Obilniny odčerpávají z půdy pohotové živiny, zanechávají v půdě střední množství posklizňových zbytků a způsobují větší zapelevelení půdy (Šarapatka et al. 2010).

Je proto důležité zvolit správné předplodiny a meziplodiny, které musí plnit čtyři specifické funkce, které jsou zásadní pro agronomický i ekonomický úspěch. Jedná se o:

- přidávání, konzervaci a cyklování živin,
- kontrolu chorob a škůdců,
- kontrolu plevelů,
- zlepšení fyzikálních vlastností půdy (Robson et al. 2002).

3.3.1.1 Pšenice setá

Pšenice je ozimá nebo jarní trsnatá obilnina, jejímž plodem je obilka, která má oblý tvar a volně vypadává z plev (Kubát et al. 2002).

Pšenice je nejrozšířenější plodinou na světě. Pěstuje se na velké ploše a za různých podmínek, a poskytuje člověku více výživy než jakýkoli jiný druh (Paulsen et al. 2016). Archeologické důkazy naznačují, že primitivní nekvašený chléb pečený na žhavých kamenech byl poprvé upečen v neolitu (8 000 až 5 000 let před naším letopočtem). V dnešní době tvoří pšenice asi jednu třetinu celosvětové produkce obilovin, pro příklad její roční produkce v polovině 90. let dosáhla 600×10^6 tun. Pšenice má převládající roli v obchodu s obilím a je využívána jako potravina (67 %), krmivo (20 %), osivo (7 %) a jako součást pro průmyslové výrobky (6 %). Pšeničná mouka používaná k lidské spotřebě poskytuje 20 % veškeré energie spotřebované lidskou populací. Konzumuje se hlavně jako chléb (Grundas 2003).

Pšenice obecná a pšenice tvrdá jsou cílem intenzivního šlechtění se zvláštním zaměřením na vysoký výnos zrna, mají silnou odolnost proti chorobám a škůdcům, a vyznačují se vysokou kvalitou konečných produktů (Wieser et al. 2020).

Pšenice na tvorbu nadzemní a podzemní fytomasy spotřebuje střední množství živin. Zrnem odčerpává zejména dusík, a slámou draslík. Na hnojení statkovými hnojivy, reaguje pšenice ozimá výrazně méně než jiné plodiny, proto je v praxi málo rozšířené. Běžně se hnojí průmyslovými hnojivy při podmítce a orbě a to fosforem, draslíkem, hořčíkem a sírou. Dusíkem je pak přihnojována systémem dělených dávek, což znamená rozdělení celkového množství na dvě až čtyři dávky v závislosti na kvalitě půdy a ekonomických možnostech zemědělců. Podle termínu aplikace dusíkatých hnojiv je rozeznáváno hnojení před setím a hnojení během vegetace, a podle účelu hnojení pak základní, regenerační, produkční a kvalitativní (Kováčik 2009).

Při pěstování pšenice se mohou vyskytnout plísňové a virové choroby. Mohou se objevit škůdci (nejznámější je bejlmorka sedlová, kohoutek černý nebo modrý, kříšek polní, obaleč obilní), ale i zaplevelení porostu (chundelka metlice, pýr plazivý, heřmánkovec nevonný, svízel přítula a pcháč oset) (Zimolka et al. 2005).

3.3.1.2 Ječmen setý

Ozimá nebo jarní obilnina jejíž plod tvoří obilka (Kubát et al. 2002).

Historie ječmene jako plodiny začíná na počátku neolitu. Během procesu domestikace ječmen postupně získal vlastnosti, které usnadňovali jeho zemědělskou produkci. Některé odrůdy se hodí do sladovnictví a jiné slouží jako krmivo pro hospodářská zvířata a potravina pro člověka (Stanca et al. 2016).

V posledních dvou desetiletích si ječmen získal uznání u vědců, jelikož existují přesvědčivé důkazy o tom, že zrna s nízkým glykemickým indexem, jako je ječmen, mají větší zdravotní přínosy ve srovnání s jinými obilovinami jako je pšenice a rýže. Ječmen má vysoký obsah viskózní vlákniny β -glukanu, která se doporučuje jako skvělá nutriční přísada (Aldughpassi et al. 2016).

Jarní ječmen má z polních plodin jednu z nejhorších schopností přijímat živiny. Je tedy potřeba pro něj už v prvních dnech vegetace zajistit dostatečné množství snadno dostupných živin. V našich podmínkách je pěstovaný především pro účely výroby sladu. Cílem je tedy získat zrno s obsahem 10,8 % dusíkatých látek. Proto je hnojení statkovými hnojivy před zasetím ječmene nežádoucí a používá se jeho pěstování v druhé trati, což znamená po plodinách hnojenými těmito hnojivy. Hnojení fosforem je vhodné realizovat vícekrát a zabezpečit tak jeho profilové rozvrstvení v půdě. Hnojení draslíkem se realizuje na podzim, nejlépe vhodnými nízkoprocenními draselnými solemi chloridového typu. Hořčík je používán jako doplňkové hnojení pro předcházení deficitu, který může způsobit poškozování listů. Hnojení dusíkem je vzhledem k využití plodiny aplikováno pouze jednorázově, a to před setím s respektováním hladiny anorganického N ve svrchní vrstvě půdy (Kováčik 2009).

Ječmen je často ohrožován chorobami černání kořenů a báze stébel obilnin, hnědou rzivostí ječmene, padlí ječmene, prašnou snětivostí a dalšími. Škůdci v porostu ječmene jsou v některých případech stejní jako u pšenice, a to bejdomorka sedlová, kohoutek černý a modrý, kříšek polní, obaleč obilní, ale i vrtalka ječná, háďátko ovesné atd. (Zimolka et al. 2006).

V porostech ječmenu se nejčastěji jako plevel vyskytuje oves hluchý, svízel přítula, pýr plazivý, pcháč oset a heřmánkovité plevele (Číhal & Sojneková 2012).

3.3.2 Okopaniny

Okopaniny jsou plodiny s dlouhou vegetační dobou, jsou náročné na půdní stav a dostatek živin, jsou hnojeny většinou chlévským hnojem nebo jiným organickým hnojivem. Zanechávají v půdě menší množství posklizňových zbytků. Okopaniny patří ke zlepšujícím plodinám i přesto, že částečně zhoršují zpracovatelnost a strukturu půdy (Šarapatka et al. 2010).

Kořenové a hlíznaté plodiny (brambory, maniok, sladké brambory a yam - označení pro sladké brambory v Africe a Asii) tvoří čtyři z deseti hlavních potravinových plodin na světě a slouží jako hlavní zdroj energie pro chudé rozvojové země. Tyto plodiny kladou minimální zátěž na zemědělské ekosystémy, což by mohlo vést ke stabilitě celosvětové potravinové bezpečnosti (Thompson & Hirschi 2016).

Okopaniny tvoří důležitý prvek osevního plánu, rozšiřují rozmanitost při střídání plodin, a pokud jsou pěstovány správně, poskytují vyšší výnos než obiloviny, olejniny a luštěniny. Záporům může být vyžadováno větší vstupní kapitálové investice do speciálních strojů pro jejich sklizení a případné uskladnění (Finch et al. 2002). Což je však dnes řešeno tak, že zemědělci uzavírají smlouvy s odběrateli, kteří okopaniny po vypěstování sklídí a uskladní, či dále jinak využijí. Příkladem může být pěstování cukrové řepy na biomasu.

3.3.2.1 Řepa obecná - cukrovka

Beta vulgaris (řepa) je zelenina, která je snadno dostupná po celém světě. Fytochemická analýza prokázala, že řepa je bohatá na různé biologicky aktivní sloučeniny, jako jsou

flavonoidy, alkaloidy, terpenoidy, steroidy, třísloviny, saponiny, redukující cukry a kyanogenetické glykosidy (Nikan & Manayi 2019).

Jedná se o dvouletou bylinu s křovitým kořenem, který je ztlustlý v žlutobílou bulvu s bílou dužninou. Bulva je z větší části pod zemí a na povrch vyčnívá jen málo (Hejny et al. 2003).

Červená řepa obsahuje třídu extrémně bioaktivních pigmentů známých jako betalainy. V této souvislosti má *Beta vulgaris* různé přínosy pro zdraví, jako jsou protirakovinné, antioxidační a protizánětlivé účinky, spolu se zlepšením kardiovaskulárních problémů a snížení krevního tlaku (Nikan & Manayi 2019).

Cukrová řepa obsahuje sacharózu, což je cukr, se kterým se globálně obchoduje. Syntetizuje se ve většině rostlin jako produkt pro přepravu a dočasné skladování, a po dlouhodobém skladování se obvykle převádí na škrob. Cukrová řepa je C3 dvouletá rostlina se širokými listy. Více než 100 zemí na světě produkuje cukrovou řepu, cukrovou třtinu nebo obojí. Ročně se vyrobí přibližně 160 milionů tun cukru pro přímou spotřebu a pro konverzi na ethanol a chemické suroviny. Cukrovka se při udržitelné produkci spoléhá na šlechtění a agronomický výzkum (Kaffka & Grantz 2014).

Cukrovarnický průmysl produkuje množství různých druhů odpadů jako je dužnina cukrové řepy, listy a melasa, které se dají využít jako cenné substráty v biotechnologiích. Biomasa může být využita pro mikrobiální kultivaci k produkci buněčných proteinů, organických kyselin, biologicky důležitých sekundárních metabolitů, enzymů, probiotických oligosacharidů a dalších cenných produktů. Tyto odpady je však nutné předupravit a hydrolyzovat jejich biopolymery na jednoduché sloučeniny, než budou použity v biotechnologických procesech (Berlowska et al. 2018).

Chemické složení cukrové řepy, činí z této plodiny atraktivní surovinu pro ethanolovou fermentaci. Při výrobě cukru z řepy vznikají různé meziprodukty, vedlejší produkty a odpady, které lze použít k výrobě energie a dalších produktů s přidanou hodnotou, jako jsou biopaliva (Marzo et al. 2019).

Cukrovka patří mezi plodiny náročné na vodu (Šarapatka et al. 2010). Má vysoké nároky na živiny, nejvíce z půdy odebírá draslík a dusík. Z organických hnojiv se nejčastěji používá chlévský hnůj, ale lze dobře využít i zelené hnojení a v bezstelivovém provozu je možné použít i kejdu v kombinaci se slámou a zeleným hnojením. Pro cukrovku je velmi důležitý dostatek lehce přijatelných živin, zvláště fosforu, již na počátku vegetace. Z přijatých živin je dusík ukládán zhruba stejným dílem do bulvy i do chrástu, zatímco draslík, vápník, hořčík i síra zůstávají převážně v chrástu. Fosfor pak naopak spíše v kořeni. Ve výživě se uplatňují i další prvky, a to sodík a chlór (Hřivna 2014).

V porostech cukrovky se v jarním období vyskytují houbové choroby (spála, srdéčková hniloba případně plíseň). V létě se pak v porostech objevují virové choroby (rizománie, méně pak žloutenka a mozaika). Nejznámějšími škůdci bývají cystotvorná háďátka, brouci maločlenec čárkovitý, dřepčík rdesnový a řepný, mšice maková či broskvová a osenice polní a lalokonosec. Řepa nemůže být pěstována bez účinného systému regulace plevelů, pro jejich regulaci se používají kombinované herbicidy pro co nejlepší účinek (Kazda et al. 2010).

3.3.3 Trvalé travní porosty

Louky a pastviny vznikaly postupně od dob prvních usedlých zemědělců v neolitu. Pro travinobylinné porosty je charakteristické, že jsou náhradním typem vegetace na místech, která byla uměle odlesněna. Travinobylinná vegetace může být přirozená, polopřirozená a umělá. Trvalé travní porosty řadíme mezi uměle vytvořené, protože vznikly obnovou a zasetím žádoucí travní nebo jetelotravní směsí. Jsou v průměru mnohem produktivnější, ale jejich stabilita je nízká (Urban et al. 2003).

Přirozené, ale i uměle založené trvalé travní porosty jsou schopny produkovat rostlinnou hmotu s vysokým obsahem bílkovin, minerálních látek, vitamínů atd. Vzhledem k druhové rozmanitosti poskytují dokonalejší bilanci minerálních prvků. Mají význačnou zásobu aktivní (podzemní i nadzemní) živé hmoty po celý rok a tím přispívají k trvalému udržení optimálních půdních vlastností, které jsou výsledkem specifického půdotvorného procesu. Vyznačují se autoregulačními mechanismy, kterými přispívají ke stabilitě krajiny, ovlivňují množství a kvalitu vody a v neposlední řadě podléhají minimálně vodní a větrné erozi. Mimoprodukční funkcí je i zachování a ochrana biodiverzity (Šarapatka et al. 2010).

Druhové složení travinobylinné vegetace nízkostébelných až vysokostébelných porostů se skládá z dominujících trav a bylin rodu pcháč, kakost a jetel. Převaha jednotlivých druhů je závislá na četnosti sečí, pastvě, ale také na obsahu živin v půdě (Urban et al. 2003).

V západní i východní Evropě je přirozeným klimaxem les, travní porosty pokrývají jen asi 14 % z celkové plochy. Největší část tvoří travní porosty obhospodařované člověkem. Přirozené a polopřirozené travní porosty však patří mezi člověkem nejvíce negativně ovlivněná suchozemská stanoviště se silným dlouhodobým klesajícím trendem v rozsahu a celistvosti stanovišť, jakož i druhové rozmanitosti a početnosti společenstev (Boch et al. 2020). Primární i sekundární travní porosty mají bohatou flóru a faunu, ale jsou ohroženy zničením lokality, na které se nachází, intenzifikací, invazivními zásahy a změnou klimatu (Török et al. 2020). V seversko-baltské oblasti Evropy pokrývají travní porosty asi 7 %, z čehož polovinu tvoří přírodní travní porosty a druhou sekundární travní porosty vytvořené využíváním půdy lidmi (pastva hospodářských zvířat nebo senoseče) (Dengler et al. 2020).

Trvalé travní porosty se nejčastěji zakládají na jaře nebo v létě. Rozvoj travních druhů se podporuje přihnojením dusíkatými hnojivy po provedení první tzv. odplevelovací sklizně. Herbicidy proti plevelným druhům by měly být použity po první seči, v mladém porostu je aplikace riziková (Kollárová et al. 2007).

3.3.4 Vybrané plodiny a půdní fauna

Nedílnou součástí intenzifikace zemědělství na úrovni pozemku může být záměrné snižování rozmanitosti. To nutně nemusí mít za následek narušení ekosystémových služeb, které mají přímý význam pro uživatele půdy, ledaže by došlo k porušení předpokládané prahové hodnoty diverzity a eliminace klíčové funkční skupiny nebo druhu (Swift et al. 2004). Jak například shrnuli Cardinale et al. (2007) výsledky 44 experimentů, které manipulovali s bohatostí rostlin, aby zkoumali, jak rozmanitost rostlin ovlivňuje produkci biomasy. Směsi několika rostlinných druhů produkují v průměru 1,7krát více biomasy než monokultury jednoho druhu a jsou produktivnější než průměrná monokultura v 79 % všech experimentů.

Půdní bezobratlí a mikroorganismy vykazují různé druhy interakcí v orných půdách. Je známo, že jejich vztahy ovlivňují hromadění a rozkládání organického materiálu, stabilizují populační hustotu příslušných druhů a přispívají k procesům tvorby půdy (Titi & Ulber 1991).

Půdní fauna může být užitečná při pěstování zemědělských plodin a díky ní může dojít omezení použití chemických postřiků. Například euedafický druh chvostoskoka *Onychiurus fimatus* představuje jednoho člověkem „vytvořeného“ pomocníka při konvenčním pěstování cukrové řepy, jejíž ochrana je běžně řízena spíše insekticidy. Úmyslná úprava některých zemědělských technik změnila jeho status škůdce na prospěšného členovce. Série experimentů na poli i ve vnitřních prostorách dokumentovala schopnost tohoto chvostoskoka upravit složení půdní mikroflóry. *Onychiurus fimatus* vykazoval selektivní stravovací preference na houbové patogeny např. *Phoma betae*, *Fusarium oxysporum*, *Pythium ultimum* a *Aphanomyces cochlioides*. Pokud byli členovci likvidováni za pomoci insekticidů, došlo k výraznému zvýšení napadení sazenic cukrové řepy chorobou „černá noha“ (Titi & Ulber 1991).

Hallam et al. (2020) ukázali, že žížaly urychlují obnovu půdních vlastností a funkcí, což je v zemědělství velmi důležité. V biotestu pšenice na polním experimentu v severní Anglii bylo na třech půdních monolitech, které byly defaunovány zmrazením a pak znovu osídleny žížalami, aby byla napodobena jejich hustota a rozmanitost na pastvinovém poli, vyprodukováno podstatně více biomasy (o 20 %) než na třech blocích monolitické půdy, která byla pouze hlubokým zmrazením defaunována. Jejich výsledky ukázali, že žížaly hrají významnou roli při zlepšování kvality půdy a funkcí, které přináší přeměna orné půdy na pastvinu, a že inokulace žížal může pomoci při obnově půdních vlastností nepříznivě ovlivněných intenzivním zemědělstvím.

Některé výzkumy ukazují, že zoedafon je, spíše než pěstovanou plodinou, ovlivněn způsobem obhospodařování půdy. Errouissi et al. (2011) zjistili, že při pěstování tvrdé pšenice v semiaridní zóně severozápadního Tuniska přechod z konvenčního zemědělství na bezorebné obhospodařování stimuloval populaci půdní fauny. Způsob pěstování ovlivnil hustotu a diverzitu půdních bezobratlých. Ukázalo se, že všechny hlavní taxonomické skupiny predátorů, detritivorů a býložravců byly v konvenčním zemědělství extrémně inhibovány.

Petersen (2000) ve svém výzkumu hodnotil populační dynamiku chvostoskoků po dobu dvou let v rámci výzkumného projektu v oblasti střídání plodin v zemědělském výzkumném středisku v Dánsku. Šlo o vliv na uvedenou skupinu půdních bezobratlých při změně pěstování jetele na založení porostu ječmene až po jeho sklizeň. Celková hustota chvostoskoků, průměrná hmotnost na vzorek a biomasa výrazně poklesly pouze při prvním a druhém odběru vzorků, kdy došlo k mechanickému narušení a promíchání půdních vrstev při přípravě půdy k zasetí ječmene. Postupně pak docházelo k pravidelnému zvyšování početnosti v následujících měsících.

Birkhofer et al. (2015) uvádějí, že trvalé travní porosty poskytují místo k žití pro velkou část rozmanitých členovců. Použili data ze 42 TTP ke kvantifikaci vlivu jednotlivých postupů obhospodařování na rozmanitost komunit pavouků a střevlíků. Intenzivní hnojení snížilo celkový počet pavouků, ale zvýšilo taxonomickou odlišnost společenstva. Časté sečení vedlo k vyššímu výskytu dravých a všežravých střevlíků v porovnání s býložravými druhy. Intenzivní pastva pak měla za následek snížení průměrné velikosti těla pavouků. Tyto protichůdné reakce obou různých složek biologické rozmanitosti a různých taxonů na jednotlivé postupy péče o travní porosty potvrzují, že žádný samostatný způsob

obhospodařování nezvyšuje biodiverzitu predátorů členovců v trvalých travních porostech v místním měřítku.

Někteří vědci se domnívají, že mezi diverzitou půdní fauny a její funkcí neexistuje žádný předvídatelný vztah, a že vlastnosti ekosystémů se řídí více individuálními rysy dominantních druhů a mimořádnou složitostí biotických interakcí, ke kterým dochází mezi složkami půdních potravinových sítí. Početnost druhů tedy funkci půdy podstatně neovlivňuje (Bardgett 2002).

Na druhé straně Bender et al. (2016) syntetizovali potenciál půdních organismů pro zlepšení ekosystémových služeb a prokázali, že biologická rozmanitost půdy podporuje multifunkčnost ekosystému, což potvrzuje její zásadní roli v ekosystémech po celém světě. Jejich analýza naznačuje, že udržitelnost zemědělských ekosystémů lze obnovit stimulací života v půdě a vnitřně regulovanými procesy. Navrhují cílené přístupy prostřednictvím půdního ekologického inženýrství s cílem maximalizovat příspěvek půdních biologických procesů k udržitelnému fungování ekosystému, které mohou pomoci zajistit bezpečnost potravin při minimalizaci negativních dopadů na životní prostředí.

4 Metodika

Pro tuto práci byly použity výsledky z jednoletého výzkumu. Vzorky půdy byly odebírány na pozemcích společnosti AGROCOM HRUŠOVANY, spol. s r.o., a to na polích s pšenicí ozimou, ječmenem jarním a řepou cukrovkou. Pro porovnání byly použity výsledky z odběrů půdy na pozemku téže společnosti obhospodařované jako trvalý travní porost, který je zároveň rekultivovanou plochou po odkališti popílku z elektrárny Tušimice.

Výsledky budou porovnávány pomocí indexů diverzity, podobnosti, biologické kvality půdy, dále v programech STATISTICA a Canoco, podle kterých bude zjištěna rozmanitost a statisticky významný rozdíl v zastoupení vybraných druhů půdní fauny.

4.1 Charakteristika pokusných stanovišť

Pole a trvalý travní porost se nacházejí v Ústeckém kraji u obce Hrušovany mezi městy Chomutov a Žatec.

Tato zájmová území se řadí k teplým oblastem kraje (T2) (Quitt 1971), která jsou charakteristická teplým a suchým létem, s velmi krátkým přechodným obdobím s teplým až mírně teplým jarem a podzimem a krátkou mírně teplou a suchou až mírně suchou zimou. Průměrné roční teploty se zde pohybují okolo 8 °C. Jde o velmi suchou oblast ČR, kde roční úhrn srážek se v ročním dlouhodobém průměru pohybuje okolo 440 – 450 mm. Významná suchost klimatu je vysvětlována vlivem Krušných hor a jejich srážkového stínu. Nejvíce srážek zde spadne v červenci a srpnu, nejméně v únoru a březnu (Oršulák et al. 2009).

Pole s vybranými zemědělskými plodinami byla zvolena poblíž sebe kvůli dodržení rotace plodin v osevním plánu podniku, a tak, aby byly dodrženy podmínky stejných či podobných klimatických poměrů a půdních typů se shodnými nebo blízkými půdními vlastnostmi.

Trvalý travní porost se nachází na bývalém odkališti popílku, jde o rekultivovaný prostor, který je tedy zcela uměle vytvořen činností člověka.

4.1.1 Pole A

Pole se nachází cca 2,2 km od obce Hrušovany severozápadním směrem a má rozlohu 55,52 ha. Nachází se na modální černozemi, což znamená že se vyvinula ze spraší (prachových válnitých eolických sedimentů) s kalcickým horizontem. V půdním profilu je vidět výskyt vápnitých žilek (pseudomycelií), povlaků a konkrací (bílé vápnité agregáty – cicváry) (Vopravil et al. 2009).

Na podzim 2019 byla provedena mělká orba radličkovým podmítačem a druhá podmínka disky, příprava seťového lůžka kultivátorem, následně bylo provedeno zasetí pšenice ozimé (odrůda Dagmar) a povrch byl zkoulen. Pro zpracování půdy byla, vzhledem ke klimatickým podmínkám a půdnímu typu, který je náchylný k vysychání, použita minimalizace. Jako předplodina byla použita vojtěška (2019), před ní byla na poli pěstována cukrovka (2018 – 2019) a ječmen jarní (2018).

V březnu 2020 byla pro doplnění dusíku a síry do půdy použita hnojiva: LAD 27, ALZONneo a LOVOSADA 26+13S. V dubnu 2020 pak byl do půdy přidán fosfor, dusík, zinek, draslík, hořčík, mangan, měď a bór v hnojivech, Amofos NP, Lovohumine NP+Zn, Urea,

FORTE alfa, Amisan a LDA 27. V červnu pak bylo použito jen NPK 7-7-5, pro doplnění dusíku, fosforu a draslíku.

Z postřiků pro ochranu ochranu rostlin byly na podzim 2019 použity herbicidy proti plevelům, poté na jaře pak fungicid na houbové choroby a dva postřiky proti škůdcům (křísek polní a kohoutek modrý a černý).

4.1.2 Pole B

Pole s jarním ječmenem leží od obce Hrušovany severozápadním směrem ve vzdálenosti cca 2,5 km. Jeho rozloha činí 74,61 ha. Nachází se taktéž modální černozemi.

Na podzim 2019 byla provedena mělká orba, poté byl v březnu 2020 použit kultivátor pro přípravu seťového lůžka. Následně byl v tomto měsíci proveden i výsev ječmene a poté byl povrch zkoulen. Podle osevního plánu byla na tomto poli v předchozích letech pěstována cukrovka (2018 - 2019) a před ní pšenice jarní (2018).

V březnu 2020 bylo zasetí použito hnojivo s obsahem zinku, bóru, hořčíku, síry, fosforu a 3 % dusíku Eurofertil TOP 45 NPS. V dubnu 2020 pak bylo do půdy přidáno víceložkové anorganické hnojivo Talisman. V květnu byl použit koncentrát mědi, manganu a zinku; následně byl porost pohnojen univerzálním NPK hnojivem (Lovohumine K) obsahující síru, stopové prvky a huminové látky.

U ječmene jarního nebylo aplikováno velké množství dusíkatých hnojiv, vzhledem k jeho plánovanému pěstování pro sladovnické účely.

Z pesticidů byl na ochranu plodiny použit na jaře fungicid na houbovou chorobu, jedna aplikace herbicidu na dvouděložné plevele a jeden postřik proti kohoutkům.

4.1.3 Pole C

Na posledním vybraném poli byla pěstována řepa cukrovka. Pole má výměru 105,95 ha a nachází se také cca 2,2 km od Hrušovan stejným směrem jako předchozí pole.

Půdním typem je zde černozem pelická, část horizontu je zrnitostně těžká, má vyšší obsah jílu (Vopravil et al. 2009).

Vzhledem k rozloze bylo pole v roce 2019 rozděleno na dvě části a pěstoval se zde ječmen jarní a vojtěška (od jara do podzimu). V roce 2018 zde byla pěstována pšenice.

Příprava pro cukrovku začala již v roce 2019 na podzim, kdy byla provedena orba se zapravením hnoje do půdy. V březnu 2020 byl použit kombinátor, následně druhé použití kombinátoru na začátku dubna, výsev cukrové řepy a koulení.

Cukrovka je plodina citlivá na výživu a škůdce. V dubnu 2020 tedy byla aplikována hnojiva LAD 27, Talisman a Retafos prim pro doplnění dusíku a podpora vyvážené tvorby nadzemní hmoty a kořenového systému umožňující optimální využití vody a živin. V květnu bylo použito hnojivo s obsahem bóru. V červnu pak byly doplněny prvky mědi, manganu, zinku a opět bóru.

Na ochranu řepy byly na jaře 2020 použity pouze herbicidy proti jednoděložným a dvouděložným plevelům, na které je tato plodina citlivá, a jeden postřik proti housenkám osenice polní.

4.1.4 Trvalý travní porost

Rekultivovaná plocha s trvalým travním porostem se nachází u obce Hrušovany v Ústeckém kraji, 2,2 km severovýchodním směrem. Nadmořská výška je 250 – 300 m n. m. Bývalé odkaliště Vysočany sloužilo k ukládání vedlejších energetických produktů z Elektrárny Tušimice až do roku 1999. Mocnost uložených popelovin, obsahující nepatrné množství nedopalu, dosahuje výšky cca 50 m. Během ukládání popelovin postupně vzniklo 7 hrází, z nichž první hráz V1 má kótu koruny v nadmořské výšce 275 m a poslední sedmá hráz V7 pak ve výšce 300 m n.m. (Kolářová & Veleba, 2016).

Sledované území je antropozemí, která je tvořena vrchními vrstvami z hutněných ohářeckých štěrkopísků a sprašových zemin vytěžených ze zemníků v bezprostředním okolí. Výplň bývalého Vysočanského údolí tvoří vlastní těleso popelovin (Kolářová & Veleba, 2016).

Od roku 2015 je plocha vedena jako trvalý travní porost, který obhospodařuje společnost AGROCOM HRUŠOVANY spol s r.o. Rozloha bývalého popílkoviště činí 124,89 ha.

Péče o porost probíhá postupným přisevem či dosevem, kdy se půda jen z části povrchově zpracovává (kombinátorem) a hnojení pak probíhá každé dva roky, kdy se aplikují dusíkatá hnojiva jako LAD 27 či Ledek amonný. Postřiky na ochranu rostlin se zde nepoužívají. Senoseč probíhá dle výšky porostu, minimálně jednou ročně.

4.2 Postup odběru půdních vzorků a extrakce půdní fauny

Odebírání vzorků půdy pro extrakci půdní fauny z vybraných lokalit probíhalo v roce 2020 v měsících duben, květen a červen. Tyto měsíce byly vybrány z důvodu příznivých klimatických podmínek v tomto období. Z každé plochy byly každý uvedený měsíc odebrány čtyři vzorky, z míst vzdálených cca 20 metrů od sebe, aby došlo k pokrytí reprezentativní části terénu na rozlehlých lokalitách. Bylo odebráno 12 vzorků z každého pole z trvalého travního porostu. Celkový počet vzorků činil za uvedené období 48.

Za pomoci malého rýče byly do plastových kbelíků odebrány půdní vzorky o velikosti cca 15 x 15 cm do hloubky 10 cm. Ve většině půd je hloubka 10 cm dostačující, neboť obsahuje více než 95 % mikro- a mezofauny žijící v plném půdním profilu (Petersen & Luxton 1982; Rusek et al. 1999). Tyto pak byly převezeny do laboratoře České zemědělské univerzity v Praze, kde byly následně umístěny po dobu deseti dní do Tullgrenových extraktorů. Extrahovaná půdní fauna byla pak konzervována v 70% roztoku alkoholu

4.2.1 Determinace půdní fauny

Pod binolupou pak byla vyextrahovaná půdní fauna roztříděna do vyšších taxonů a došlo k zaznamenání počtu jedinců.

4.3 Hodnocení dat

Zjištěné údaje o nalezených taxonech a počtech jedinců u každé vybrané plodiny a jetelotravní směsi byly použity k výpočtům indexů diverzity, podobnosti a indexu biologické kvality půdy (QBS). Následně pak byly zpracovány pomocí programu STATISTICA, pro statistické porovnání diverzity, a PCA analýzou dat v programu Canoco.

4.3.1 Indexy diverzity

Simpsonův index vyjadřuje míru rozložení dominance, jeho vzorec je:

$$D=1/\sum p_i^2$$

kde p_i – relativní početnost i-tého druhu

Kvatifikuje pravděpodobnost, že dva jedinci náhodně vybraní z populace budou stejného druhu (Hurlbert 1971). Hodnota tohoto indexu se mění jak s počtem druhů, tak s poměrem jejich zastoupení. V případě výskytu jediného druhu je index roven 1. Pokud je druhů více, ale jeden zcela dominuje, je taktéž blízký hodnotě 1, pokud jsou přítomny dva druhy ve stejném poměru, je roven 2 atd. (Townsend et al. 2010). Hodnota Simpsonova indexu se pohybuje nejčastěji v hodnotách od 0,1 do 1,0. Čím více je dominance rozložena, tím je index nižší (Laštůvka & Krejčová, 2000).

Míra, která v sobě zahrnuje jak počet druhů, tak jejich relativní abundance se vypočítá pomocí **Shannon – Wienerův index** pomocí vzorce:

$$H=-\sum p_i \log p_i$$

kde p_i – relativní početnost i-tého druhu

Výsledná hodnota tak závisí nejen na počtu druhů, ale také na vyrovnanosti, se kterou jsou jedinci rozloženi mezi druhy, přesně jak je potřeba. Pro danou hodnotu počtu druhů se výsledná hodnota H zvyšuje s rostoucí vyrovnaností a pro danou hodnotu vyrovnanosti se H zvyšuje s rostoucím počtem druhů (Townsend et al. 2010). Čím je index druhové diverzity vyšší, tím je biocenóza tvořena větším počtem druhů s relativně nižší početností (Laštůvka & Krejčová, 2000).

Margalefův index druhové pestrosti vyjádřený vzorcem:

$$P=(S-1)/\log N$$

kde

S - celkový počet druhů

N - celkový počet jedinců

Je index druhové pestrosti, který umožňuje orientační porovnání druhové diverzity různých typů společenstev. Tento index nezohledňuje početnosti jednotlivých druhů a je proto citlivý na velikost vzorku a na úsilí vynaložené při jeho odebírání (Šarapatka et al. 2010). Udává závislost mezi počtem taxonů a celkovým počtem jedinců ve vzorku. Margalefův index diverzity zohledňuje tyto vlastnosti společenstva: počet jedinců, druhovou pestrost a vyrovnanost. Pokud výsledný index klesá, je to zapříčiněno negativní změnou v ekosystému (Opatřilová et al. 2011).

4.3.2 Indexy podobnosti

Při srovnávání dvou nebo více biocenóz se zjišťuje také jejich druhová faunistická podobnost, nejběžněji jsou používány kvalitativní indexy podobnosti, a to Sørensenův a Jaccardův (Laštůvka & Krejčová, 2000). Algoritmus obou indexů je v principu obdobný

a podobnost společenstev vyjadřuje v procentech jako podíl společných a rozdílných druhů srovnávaných společenstev. Čím jsou skóre indexy vyšší, tím jsou si společenstva podobnější (Šarapatka et al. 2010). Vyjadřují se pomocí následujících vzorců:

Sørensenův index podobnosti (CC = coefficient of community)

$$CC = 2C/(S_1+S_2)$$

kde

C – druhy, které jsou společné pro obě společenstva

S_{1,2} – počet druhů ve společenstvu 1 a 2

Jaccardův index

$$J = C/(S_1+S_2-C)$$

kde

C – druhy, které jsou společné pro obě společenstva

S_{1,2} – počet druhů ve společenstvu 1 a 2

4.3.3 Index biologické kvality půdy (QBS)

Půdní mikroartropoda citlivě reagují na postupy obhospodařování půdy a mají spojitost s prospěšnými funkcemi půdy. Pro hodnocení biologické kvality půdy byl využit tzv. QBS index založený na typech a míře morfologické adaptace edafických mikroartropodů na půdní prostředí. Každý typ nalezený ve vzorku je obodován od 1 do 20 (eko-morfologický index, EMI) podle jeho přizpůsobení půdnímu prostředí. Index QBS shrnuje tato skóre, čímž charakterizuje komunitu mikroartropodů ve studovaném vzorku (Parisi et al. 2015).

V této práci jsou prezentovány biologické ukazatele kvality půdy založené převážně na mikroarthropodech a Collembola (Tab 2).

Tab 2 – Základní hodnoty ekomorfologických indexů pro hodnocení pomocí QBS (Parisi, 2001)

Řád	EMI	Řád	EMI
Acari	10	Diptera (larvy)	10
Collembola 1 - epigeické	2	Araneae	2
Collembola 3 - hemiedafické	8	Hemiptera	1
Collembola 5 - euedafické	17	Chilopoda	10
Oribatida	20	Protura	20
Hymenoptera	5	Diplura	20
Symphyla	20	Dermaptera	1
Ost. holometabola (larvy)	10	Diplopoda	10
Isopoda	10	Ost. holometabola (imaga)	1
Coleoptera (imaga)	20		

5 Výsledky

V březnu došlo k výsevu jarního ječmene a cukrové řepy, jejichž porost v dubnu teprve vzcházel, oproti ozimé pšenici a jetelotravní směsi kde již porost byl celkem dobře zapojen po zimním klidovém období. V květnu byly již porosty na všech třech polích zcela zapojeny. Největší fytomasa byla na poli s pšenicí ozimou, následovaná jarním ječmenem a jetelotravní směsí na TTP Vysočany. Cukrová řepa měla již také zapojený porost, dokončoval se růst růžice listů a začala fáze růstu řepného kořene. V červnu byly zemědělské plodiny a jetelotravní směs ve fázi intenzivního růstu, s dostatkem nadzemní i podzemní fytomasy. Na TTP Vysočany s jetelotravní směsí proběhla ve druhé polovině června první senoseč.

Celkem bylo nalezeno ve všech plodinách a v jetelotravní směsi 3 476 zástupců půdní fauny. Nejvíce jedinců bylo determinováno v jetelotravní směsi na TTP Vysočany (1 436), následovala pšenice ozimá (888), ječmen jarní (653) a řepa cukrovka (499 jedinců zooedafonu).

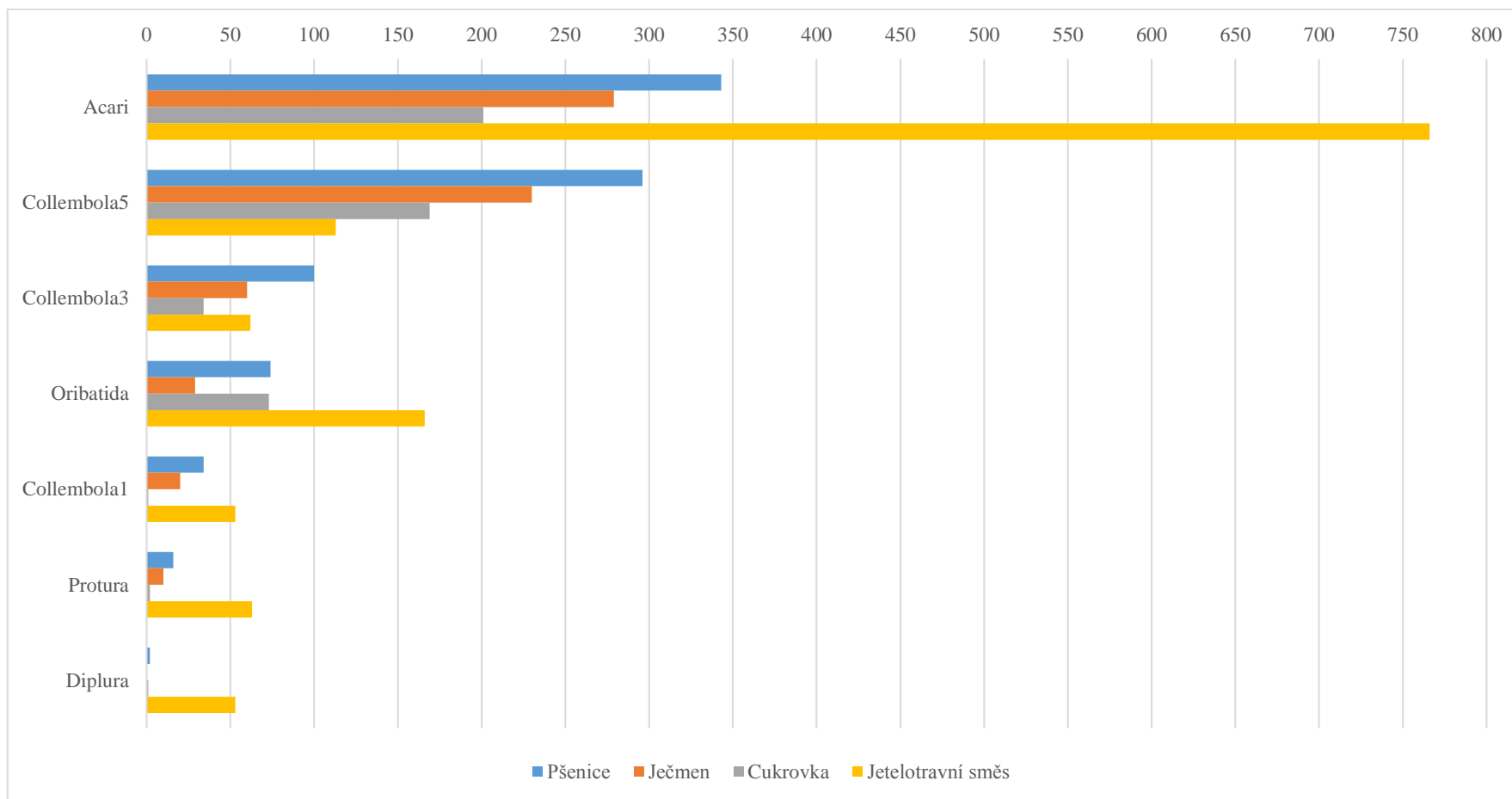
Nejvyšší dominanci vykazovaly tři taxony půdní fauny: Acari, Oribadita a euedafická skupina Collembola. V porostu jetelotravní směsi převažovali zástupci Acari a Oribadita. V zemědělských plodinách pak Collembola.

V tabulce 3 je uveden celkový počet extrahovaných a determinovaných jedinců všech zástupců půdní fauny z vybraných taxonů.

Obrázek 1 je pak grafické znázornění celkových poměrů a celkového počtu vybraných (dominantních) skupin půdních bezobratlých za celé období.

Tab 3 – Přehled zástupců půdní fauny v plodinách a jetelotravní směsi

Taxon	EMI	Pšenice ozimá				Ječmen jarní				Řepa cukrová				Jetelotravní směs			
		IV	V	VI	celkem	IV	V	VI	celkem	IV	V	VI	celkem	IV	V	VI	celkem
Protura	20	6	4	6	16	1	4	5	10	0	0	2	2	20	42	1	63
Diplura	20	0	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	24	17	12	53
Collembola1	2	3	7	24	34	0	2	18	20	0	1	0	1	5	8	7	20
Collembola3	8	10	46	44	100	2	21	37	60	13	8	13	34	28	15	19	62
Collembola5	17	51	103	142	296	35	67	128	230	63	40	66	169	46	39	28	113
Dermaptera	1	0	0	2	2	2	1	4	7	1	0	0	1	0	0	2	2
Hemiptera	1	0	1	0	1	0	0	4	4	0	1	0	1	0	0	0	0
Coleoptera (imaga)	20	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	5	9
Hymenoptera	5	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	3	3	4	102	2	108
Diptera (larvy)	10	1	3	5	9	1	2	6	9	5	4	2	11	2	2	0	4
Acari	10	42	155	146	343	29	92	158	279	62	59	80	201	293	186	287	766
Oribatida	20	15	14	45	74	8	3	18	29	15	25	33	73	43	68	55	166
Isopoda	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	3	10
Chilopoda	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	1	9
Diplopoda	10	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	2	1	0	3
Araneae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	3	8
Symphyla	20	0	3	3	6	0	0	1	1	0	0	1	1	7	21	2	30
Ost. holometabola (larvy)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	1	8
Ost. holometabola (imaga)	1	0	0	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	1	1	2



Obr 1 - Celkový počet vybraných (dominantních) skupin půdní fauny v plodinách a jetelotravní směsi

5.1 Indexy diverzity

5.1.1 Simpsonův index diverzity

V tabulce 4 jsou uvedeny hodnoty Simpsonova indexu diverzity v porostu vybraných plodin a jetelotravní směsi na TTP za jednotlivé měsíce. Všechny hodnoty překračují skóre jedna, což znamená, že se na lokalitách vyskytuje více dominantních druhů.

V dubnu nejvyšší diverzitu vykazuje trvalý travní porost, ale i zde dominují dva taxony, a to Acari a Collembola5. Na TTP bylo odebráno celkem 492 jedinců z 16 taxonů. Na druhé straně nejnižší diverzitu vykazuje pšenice ozimá (128 jedinců ze 7 taxonů), převahu zde měli Acari, Collembola5 a Oribatida.

V květnu jsou opět všechny uvedené hodnoty vyšší než 1, tudíž se v porostu plodin a jetelotravní směsi nacházely dominantní druhy. V jetelotravní směsi dominovalo skoro pět taxonů a to Acari, Hymenoptera, Oribatida, Protura a Collembola5. Počet nalezených jedinců roztočů Acari činil ze všech celkově určených 515 jednotlivců skoro 36 % (186) na travnaté ploše. V ječmeni, kde byla hodnota v tomto měsíci nejnižší, dominovali ve zjištěném množství půdní fauny také Acari a Collembola5. Roztoči zde tvořili skoro 48 % ze všech nalezených jedinců.

V červnu byla hodnota zjištěných indexů diverzity podle Simpsona velmi vyrovnaná. V každé zkoumané plodině převažovala dominance tří druhů, v porostu ozimé pšenice skoro čtyř. V pšenici tvořili dominantní skupinu Acari, Collembola5, Oribatida a Collembola3, kteří dohromady představovali skoro 90 % všech jedinců půdních živočichů zde nalezených. V ostatních plodinách a jetelotravní směsi byly hlavními skupinami, které převažovaly, taktéž Acari, Collembola5 a Oribatida. Všichni zástupci těchto skupin tvořili okolo 70 % z determinované půdní fauny.

V půdní fauně za celé období výzkumu převažovala dominance tří skupin půdních bezobratlých. Jedná se o Acari, Oribatida a euedafické Collembola. Jejich množství v porostech bylo za celé měření v řádu desítek až stovek jedinců.

Tab 4 – Simpsonův index diverzity

Plodina	Měsíc			Celkem za celé období
	Duben	Květen	Červen	
Pšenice ozimá	3,46	3,14	3,81	3,54
Ječmen jarní	2,84	2,77	3,35	3,14
Řepa cukrovka	3,11	3,34	3,32	3,29
Jetelotravní směs	2,64	4,91	3,37	3,16

5.1.2 Shannonův index diverzity

Nejvyšší hodnotu dle tabulky 5 vykazuje v dubnu podle Shannova indexu diverzity jetelotravní směs na TTP Vysočany. To znamená, že zde byl nalezen větší počet druhů (16) s relativně nižší početností. Hodnota indexu však byla menší než 1, takže je vidět, že zde mají některé druhy početní převahu. Nejnižší hodnotu vykazuje porost ječmene jarního, ve kterém bylo v dubnu nalezeno pouhých 78 jedinců ze sedmi taxonů, dále pak cukrová řepa (160 jedinců v sedmi taxonech). V případě ječmene a cukrovky se jedná o jarní plodiny, tudíž došlo v březnu k jejich výsevu a porost teprve vzcházel.

Dle Shannova indexu diverzity vykazoval v následujícím měsíci největší rozmanitost půdní fauny opět TTP Vysočany s jetelotravní směsí. Přestože zde byla v květnu zaznamenána nejvyšší diverzita, Shannonův i Simpsonův index jsou poměrně nevyrovnané. Je tak patrné, že sledované skupiny živočichů měly většinou malou početnost, avšak v populaci byly některé vysoce dominantní. Následovala pšenice ozimá, kde bylo celkem třináct taxonů, opět zde ale dominovaly Acari, Collembola5 a Collembola3. Stejně jako u Simpsonova indexu ječmen jarní s převahou dvou taxonů dosáhl nejnižší hodnoty i u Shannova indexu. Porosty všech plodin byly již zcela zapojeny a měly vytvořenou nadzemní i podzemní fyto masu.

V měsíci červnu hodnota indexu nepřekročila v žádné plodině hodnotu 1. Největší diverzitu tentokrát vykazovaly všechny plodiny. Snížila se však diverzita v jetelotravní směsi na TTP. Přesto nelze uvést, že by se ve zkoumaných plodinách a jetelotravní směsi vyskytovala společenstva tvořená větším počtem druhů s relativně nižší početností. V tomto měsíci v jetelotravní směsi převažovali zástupci řádu Acari a tvořili cca 53 % všech nalezených jedinců v tomto porostu. V pšenici, ječmeni a cukrovce pak většinu shodně tvořili zástupci z taxonomické jednotky Acari a Collembola5.

Celkově za celé období vykazovala větší diverzitu půdní fauny jetelotravní směs na trvalém travním porostu, jejíž hodnota se nejvíce přiblížila hodnotě 1. Zde platí, že čím je index druhové diverzity vyšší, tím je biocenóza tvořena větším počtem druhů s relativně nižší početností.

Tab 5 – Shannonův index diverzity – duben

Plodina	Měsíc			Celkem za celé období
	Duben	Květen	Červen	
Pšenice ozimá	0,63	0,62	0,68	0,67
Ječmen jarní	0,55	0,54	0,64	0,63
Řepa cukrovka	0,58	0,61	0,60	0,62
Jetelotravní směs	0,84,	0,84	0,52	0,75

5.1.3 Margalefův index druhové pestrosti

Největší druhová pestrost v dubnu byla zjištěna v jetelotravní směsi na trvalém travním porostu Vysočany. Byli zde nalezeni zástupci 16 taxonů z celkových 20 vybraných pro posouzení diverzity půdní fauny. Jak je vidět v tabulce 6, nejnižší druhová pestrost byla v porostu cukrovky, kde se nacházelo 7 taxonů. Rozmanitost půdní fauny byla v pšenici a ječmenu o něco málo vyšší, i přesto, že se zde nalézal stejný počet řádů jako v řepě cukrové. Je to z toho důvodu, že Margalefův index druhové pestrosti zohledňuje i počet jedinců nalezených ve zkoumaném porostu.

V květnu nejnižší hodnoty dosáhla cukrová řepa, ve které se nacházelo 8 taxonů. Následoval porost ječmene jarního, kde byl determinován jeden taxon navíc. Pšenice ozimá pak měla zástupce 13-ti taxonů půdní fauny. Počet systematických jednotek, bez ohledu na počet jednotlivců v nich, byl opět nejvyšší v jetelotravní směsi na TTP Vysočany, kde bylo určeno 16 taxonů.

Na trvalém travním porostu Vysočany s jetelotravní směsí bylo v červnu nalezeno opět celkem 16 taxonů. Na poli s ječmenem jarním bylo determinováno 12 taxonomických jednotek, následovala pšenice, ve které bylo určeno 10 taxonů. Nejmenší počet byl opět v cukrové řepě (8).

Celkově byla pestrost společenstev půdní fauny vyrovnaná v porostech zemědělských plodin. Jetelotravní směs však vykazovala větší diverzitu.

Tab 6 – Margalefův index druhové pestrosti

Plodina	Měsíc			Celkem za celé období
	Duben	Květen	Červen	
Pšenice ozimá	2,85	4,74	3,43	4,75
Ječmen jarní	3,17	3,50	3,27	4,26
Řepa cukrovka	2,72	3,27	3,04	4,45
Jetelotravní směs	5,57	5,53	5,69	5,38

5.2 Indexy podobnosti

Podobnost byla hodnocena podle indexů Sørensen a Jaccarda (přehled viz tabulky 7 a 8). Byla hodnocena podobnost jednotlivých plodin s jetelotravní směsí. V dubnu měla pole s ozimou pšenicí a jetelotravní směsí na TTP podle Sørensen společné taxony z cca 61 % podle Jaccarda pak asi 44 %, ve druhém případě tedy podobnost nedosahuje ani jedné poloviny. Ječmen jarní a řepa cukrová měly s jetelotravní směsí podobnost nalezeného půdního zoedafonu z 52 % a 35 % (podle Sørensen, resp. Jaccarda). Hodnoty ukazují, že složení půdní fauny v zemědělských plodinách v dubnu vykazovalo malou míru podobnosti v porovnání s jetelotravní směsí.

V měsíci květnu vzrostla podobnost společenstev půdního zoedafonu v plodinách v porovnání s jetelotravní směsí. Podle Sørensen podobnost taxonů pšenice ozimé s jetelotravní směsí dosahovala skoro 83 % (Jaccard = 71 %). Složení společenstev půdní fauny si bylo velmi podobné a jejich podobnost byla větší než v předcházejícím měsíci. I u ječmene jarního vzrostla podobnost s TTP Vysočany na 64 % (Sørensen) a 47 % (Jaccard). Nárůst podobnosti byl tak o více než deset procent větší než v dubnu. Půdní fauna v řepě cukrové byla podobná té z jetelotravní směsí z 58 % (Sørensenův index) a ze 41 % podle Jaccarda. Podobnost zde tedy tak nijak oproti minulému měsíci dramaticky nevzrostla.

Podobnost porostů pšenice a jetelotravní směsí v červnu klesla na hodnotu 69 %, resp. 52 % (Sørensen, resp. Jaccard). Tyto porosty měly v tomto měsíci společných 9 taxonů, oproti 12 skupinám v uplynulém měsíci květnu. Naopak podobnost ve společenstvech mezi ječmenem jarním a jetelotravní směsí vzrostla na 71 % (podle Sørensen) a 56 % (dle Jaccarda), zkoumaná území měla společných 10 taxonomických jednotek. Stejná podobnost jako v dubnu zůstala mezi řepou cukrovou a jetelotravní směsí, kdy obě plodiny měly 7 společných taxonů. Společenstva mezi jednotlivými plodinami (pšenicí, ječmenem a cukrovkou) si v červnu byla podobná v rozmezí mezi 70 – 90 %.

Celkově při porovnání všech tří měsíců byla největší podobnost mezi půdní faunou v pšenici ozimé a v jetelotravní směsí a to skoro 85 % (Sørensen) a 74 % (podle Jaccarda).

Při porovnání plodin mezi sebou si pole s pšenicí, ječmenem a cukrovkou bylo podobné v diverzitě půdních bezobratlých z 90 %.

Tab 7 – Indexy podobnosti dle Sørensen

Plodina	Jetelotravní směs			Celkem za celé období
	Duben	Květen	Červen	
Pšenice ozimá	60,9 %	82,8 %	69,2 %	84,8 %
Ječmen jarní	52,2 %	64 %	71,4 %	83,9 %
Řepa cukrovka	52,2 %	58,3 %	58,3 %	77,4 %

Tab 8 – Indexy podobnosti dle Jaccarda

Plodina	Jetelotravní směs			Celkem za celé období
	Duben	Květen	Červen	
Pšenice ozimá	43,8 %	70,6 %	52,9 %	73,7 %
Ječmen jarní	35,3 %	47,1 %	55,6 %	72,2 %
Řepa cukrovka	35,3 %	41,2 %	41,2 %	63,2 %

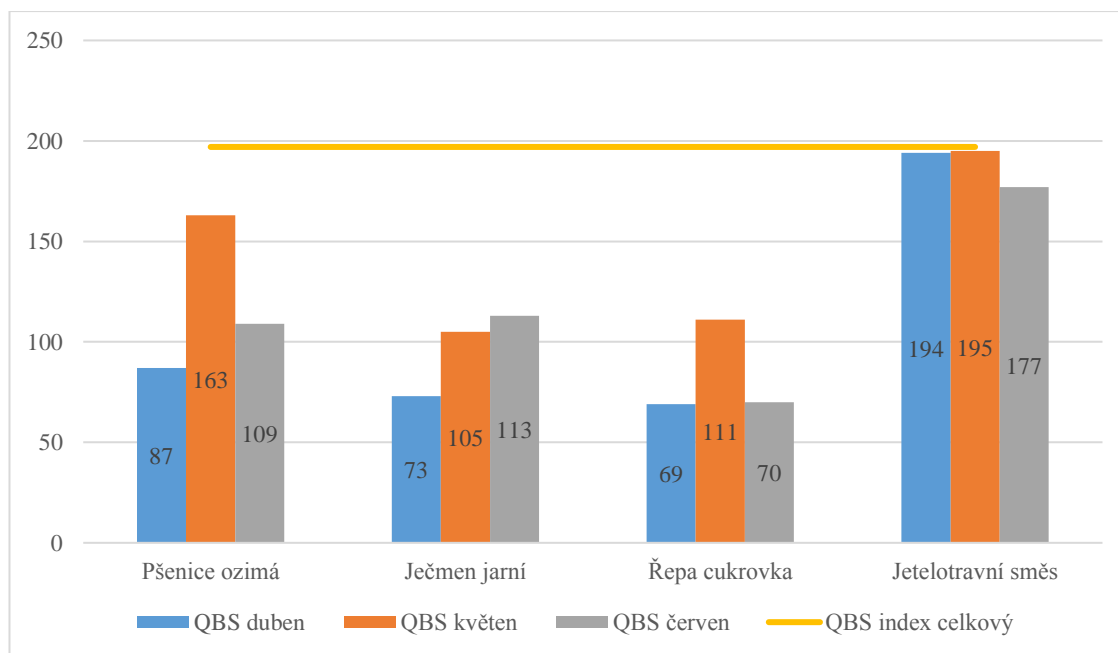
5.3 QBS index

Pro posouzení biologické kvality půdy je pro každý řád, který se na stanovišti vyskytne, přiřazena hodnota eko-morfologického indexu (EMI) podle Parisi et al. (2015). Pokud by se v porostu vyskytly všechny uvedené taxony půdní fauny, celková hodnota QBS indexu by činila 197.

Jak je patrné z obrázku 2, nejvíce se této hodnotě v dubnu přiblížila jetelotravní směs na TTP Vysočany, která dosáhla hodnoty 194. Trvalý travní porost vykazuje tedy velmi dobrou biologickou kvalitu půdy, oproti polím s konvenčně pěstovanými plodinami. Nejnižší biologickou kvalitu půdy má cukrová řepa s ječmenem jarním. Ani jedna z plodin nedosáhla ani poloviny celkové hodnoty QBS indexu. Nacházelo se v nich méně než deset taxonů půdní fauny.

V květnu lokalita s jetelotravní směsí dosahovala hodnoty QBS indexu 195. Následoval porost pšenice ozimé (163), kde oproti dubnu byli nalezeni zástupci půdní fauny z více taxonů. Vykazuje tedy lepší biologickou kvalitu půdy než v předcházejícím měsíci. Ječmen jarní a řepa cukrovka vykazují zlepšení ve srovnání s dubnem. Hodnoty QBS jsou v průměru o 30 bodů vyšší než minulý měsíc. Znamená to, že počet skupin mikroartropodů morfologicky dobře přizpůsobených životu v půdě se v květnu zvýšil na všech zkoumaných lokalitách (viz obrázek 2).

V červnu hodnota QBS indexu u společenstva půdní fauny v jetelotravní směsi klesla. I přesto, že došlo oproti minulým měsícům k menšímu poklesu, vykazuje tento porost dobrou biologickou kvalitu půdy. Ke snížení QBS indexu došlo i ve pšenici ozimé a cukrovce. U ječmene jarního došlo oproti květnu ke zvýšení hodnoty indexu. Ani jedna z plodin na polích se v tomto měsíci významněji nepřiblížila k maximální hodnotě QBS indexu.



Obr 2 – QBS index porovnání duben-květen-červen

5.4 Statistické porovnání

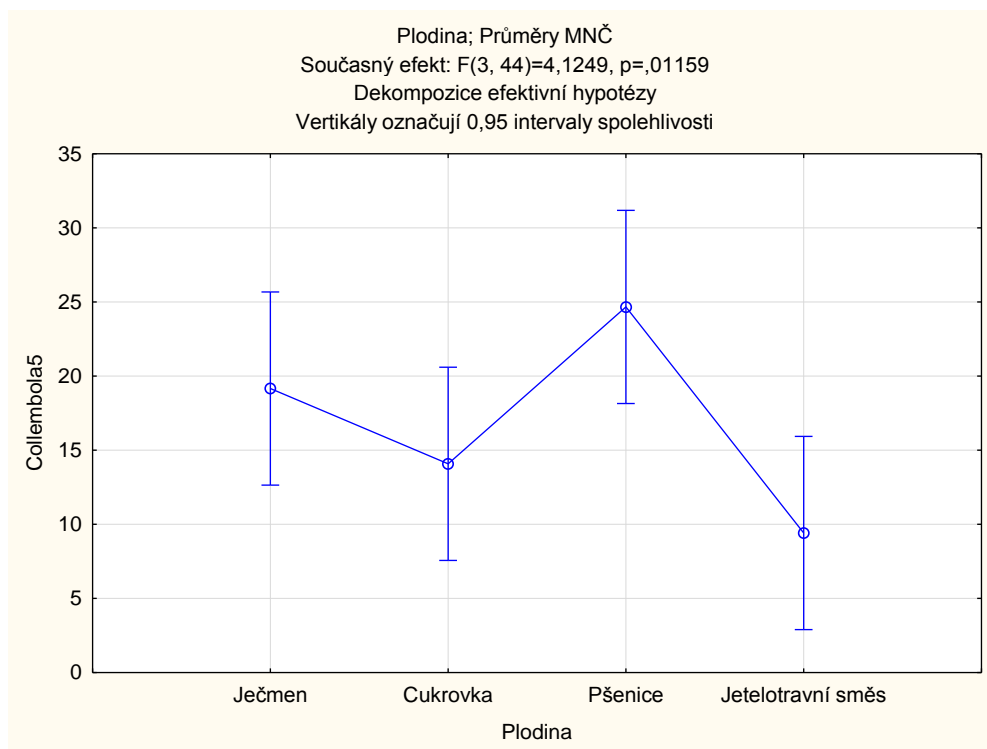
Pro statistické porovnání byly vybrány čtyři nejhojněji zastoupené taxony determinované v porostech pšenice ozimé, ječmene jarního a řepy cukrovky a jetelotravní směsi. Jedná se o euedafické chvostoskoky (Collembola5), hemiedafické chvostoskoky (Collembola3), roztoče (Acari) a pancířníky (Oribatida).

5.4.1 Collembola5

Analýza rozptylu (tabulka 9 a obrázek 3) u euedafických Collembola zobrazuje, že během tří měsíců nebyl v jejich počtu mezi zemědělskými plodinami statisticky významný rozdíl. Stejně tak nebyl statisticky významný rozdíl v množství euedafických chvostoskoků v ječmeni a cukrovce v porovnání s jetelotravní směsí. p- hodnota se nejvíce blíží číslu 1 v případě cukrovky a jetelotravní směsi, to znamená, že počet Collembola5 byl na těchto stanovištích velmi podobný. Statisticky významný rozdíl existuje v abundanci Collembola5 v porostu pšenice vs jetelotravní směsi.

Tab 9 - ANOVA – Scheffeův test, abundance zástupců Collembola5

Scheffého test; proměnná Collembola5				
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy; Chyba: Between MSE = 125,46, sv = 44,000				
Plodina	Ječmen (19,167)	Cukrovka (14,083)	Pšenice (24,667)	Jetelotravní směs (9,4167)
Ječmen	X	p =0,745232	p =0,696325	p =0,223736
Cukrovka	p =0,745232	X	p =0,163831	p =0,791346
Pšenice	p =0,696325	p =0,163831	X	p = 0,018351
Jetelotravní směs	p =0,223736	p =0,791346	p = 0,018351	X



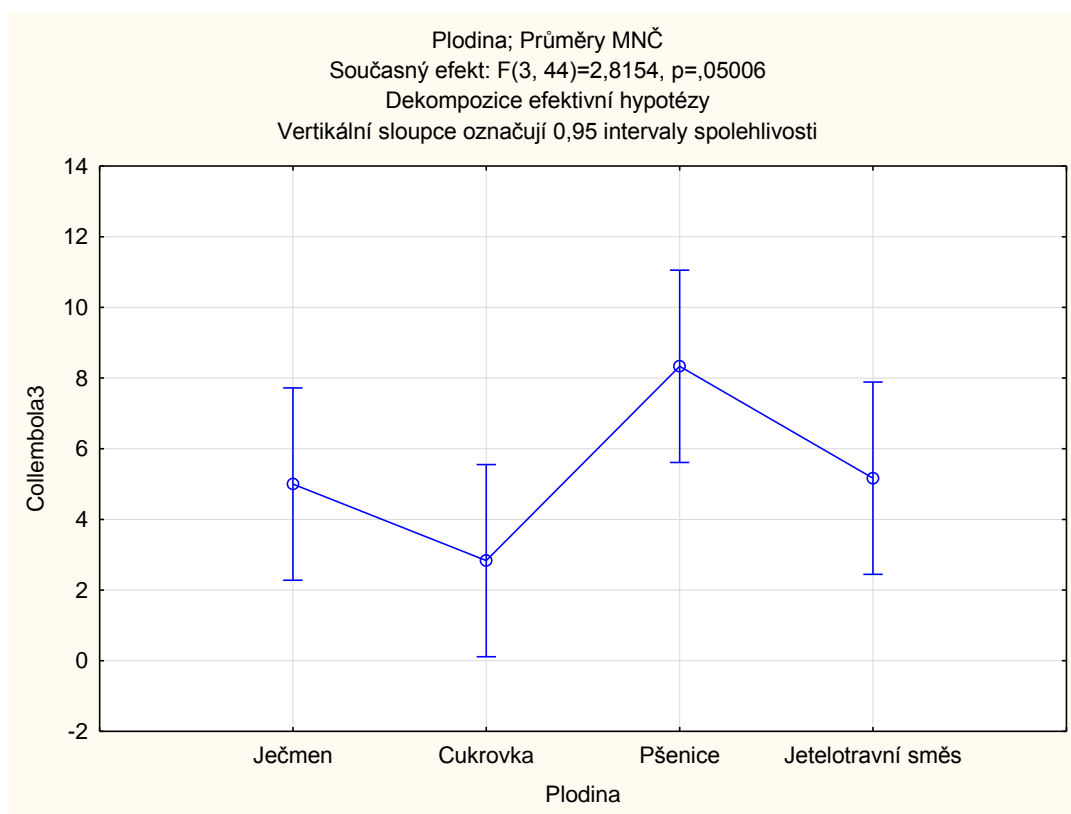
Obr 3 – ANOVA, abundance Collembola5

5.4.2 Collembola3

Analýza rozptylu pro Collembola3 v tabulce 10 a na obrázku 4 zobrazuje, že mezi determinovaným množstvím zástupců hemiedafických chvostoskoků nebyl mezi zemědělskými plodinami a jetelotravní směsí statisticky významný rozdíl. Skoro totožný počet Collembola3 byl nalezen v ječmeni a jetelotravní směsi, hodnota p- se nejvíce blíží číslu 1.

Tab 10 - ANOVA – Scheffeův test, množství nalezených zástupců Collembola3

Scheffeho test; proměnná Collembola3				
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy, Between MSE = 21,864, sv = 44,000				
Plodina	Ječmen (5,0000)	Cukrovka (2,8333)	Pšenice (8,3333)	Jetelotravní směs (5,1667)
Ječmen	X	p = 0,732924	p = 0,394534	p = 0,999820
Cukrovka	p = 0,732924	X	p = 0,052894	p = 0,685553
Pšenice	p = 0,394534	p = 0,052894	X	p = 0,440368
Jetelotravní směs	p = 0,999820	p = 0,685553	p = 0,440368	X



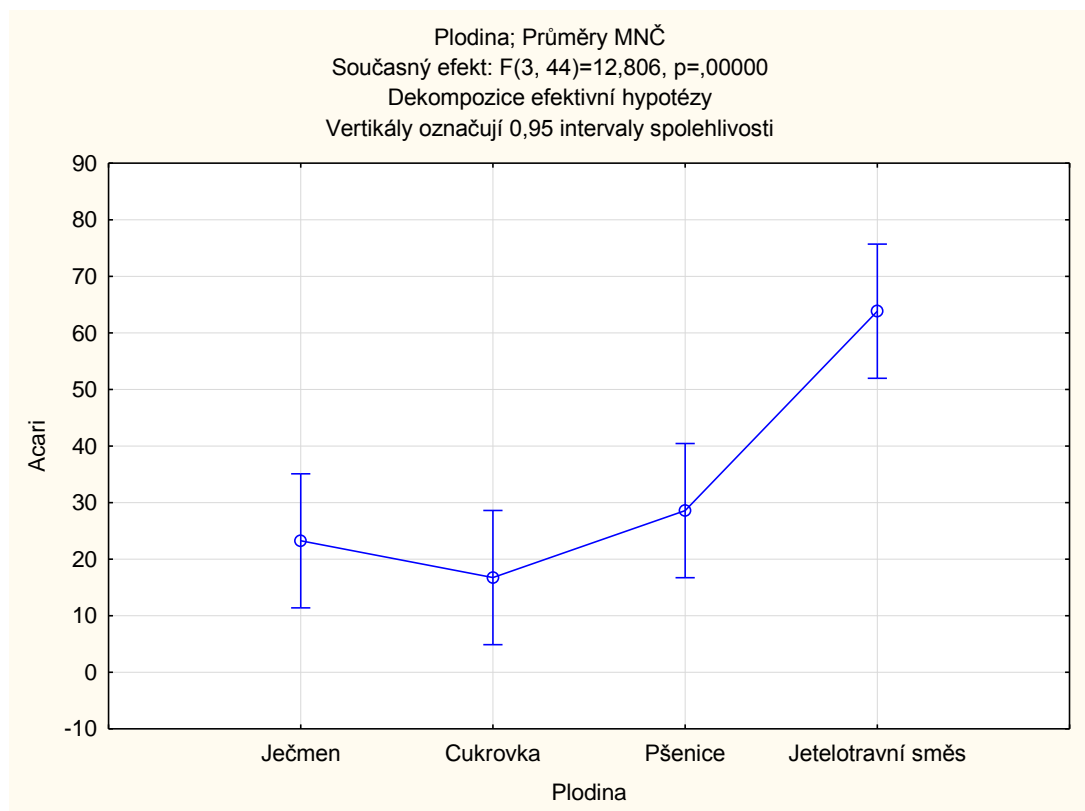
Obr 4 – ANOVA, abundance Collembola3

5.4.3 Acari

Tabulka 11 a obrázek 5 zobrazují analýzu rozptylu zástupců Acari. Je zde vidět, že existuje statisticky významný rozdíl mezi množstvím nalezených roztočů ve všech zemědělských plodinách v porovnání s jetelotravní směsí. Naopak v rámci plodin opět nebyl statisticky významný rozdíl. Množství determinovaných roztočů bylo v pšenici a ječmeni podobné.

Tab 11 - ANOVA – Scheffeův test, množství nalezených zástupců Acari

Scheffeho test; proměnná Acari				
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy, Chyba: Between MSE = 415,21, sv = 44,000				
Plodina	Ječmen (23,250)	Cukrovka (16,750)	Pšenice (28,583)	Jetelotravní směs (63,833)
Ječmen	X	p = 0,893413	p = 0,937391	p = 0,000245
Cukrovka	p = 0,893413	X	p = 0,572297	p = 0,000021
Pšenice	p = 0,937391	p = 0,572297	X	p = 0,001636
Jetelotravní směs	p = 0,000245	p = 0,000021	p = 0,001636	X



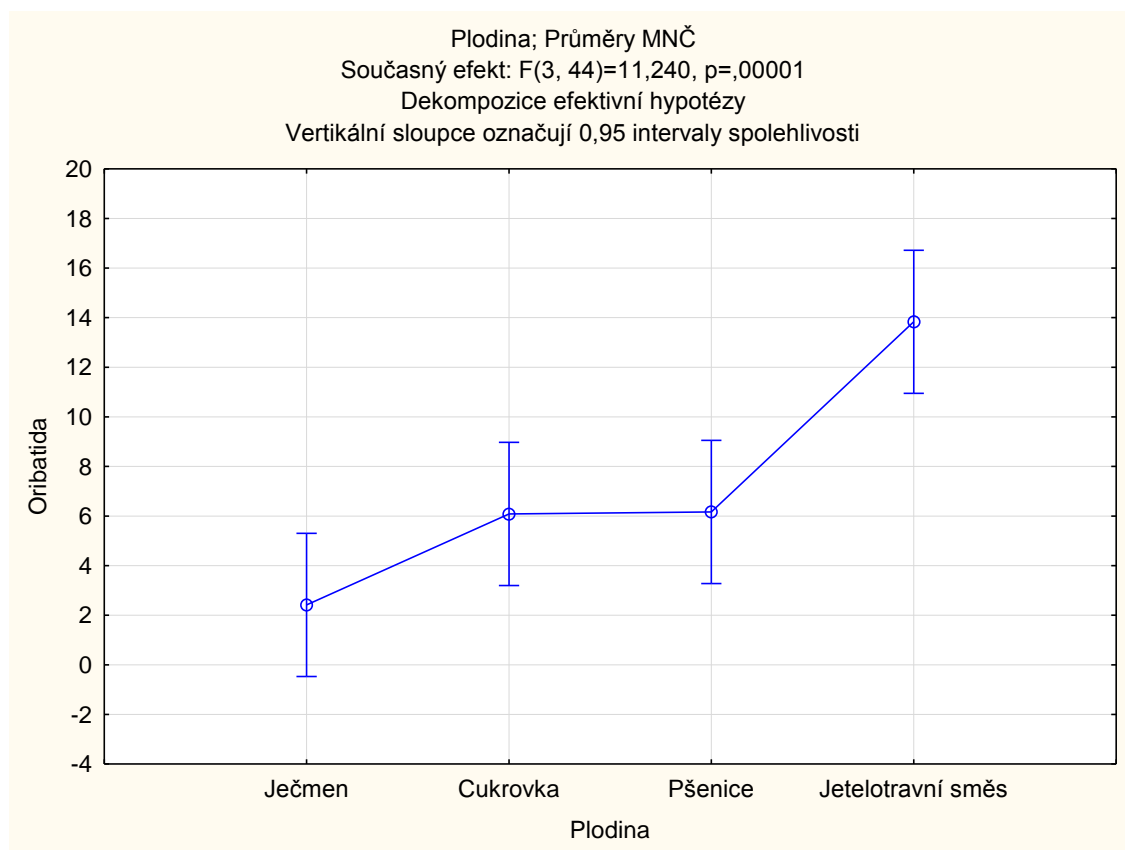
Obr 5 – ANOVA, abundance Acari

5.4.4 Oribatida

Výsledky analýza rozptylu pro Oribatida znázorněné v tabulce 12 a graficky na obrázku 6 znovu ukazují, že mezi všemi zemědělskými plodinami nebyl v počtu nalezených pancířníků statisticky významný rozdíl. Nejvíce se číslu 1 blíží p- hodnota u pšenice a cukrovky, množství Oribatida zde bylo dá se říci totožné (74, resp.73 jedinců). Statisticky významný rozdíl v počtu pancířníků byl mezi všemi plodinami a jetelotravní směsí.

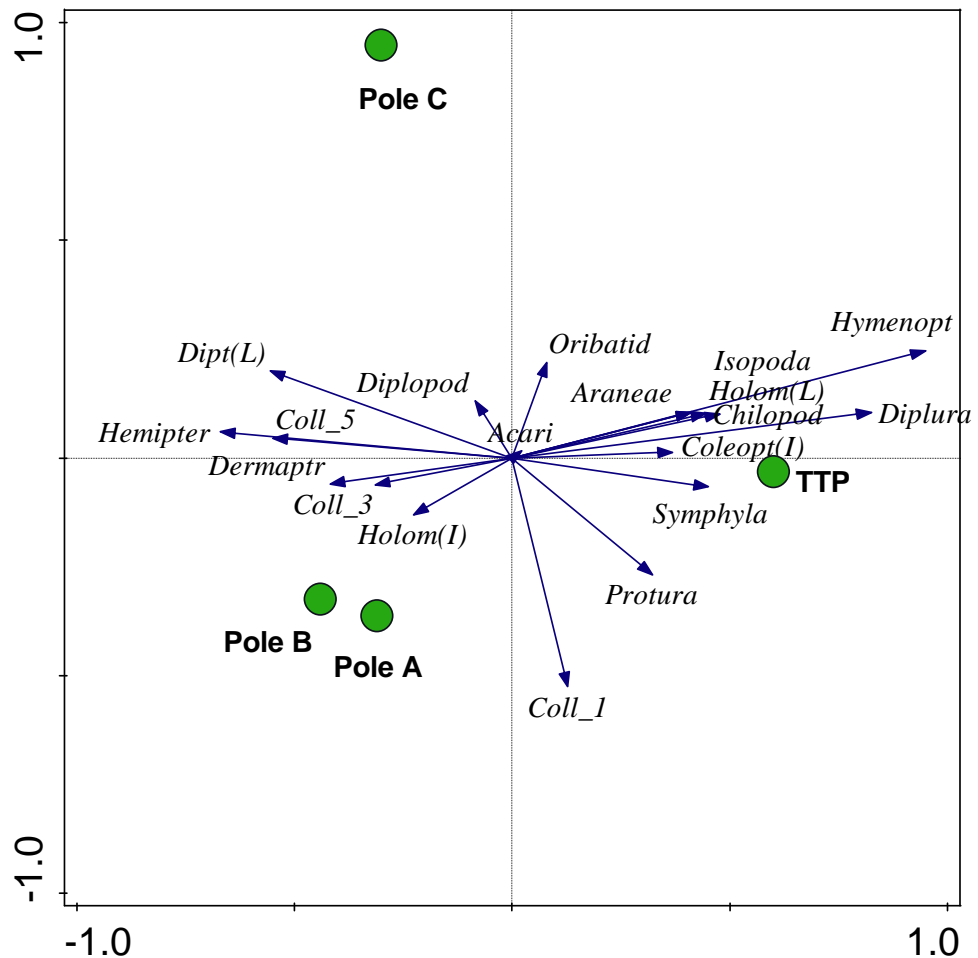
Tab 12 - ANOVA – Scheffeuův test, množství nalezených zástupců Oribatida

Scheffeho test; proměnná Oribatida				
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy, Chyba: Between MSE = 24,617, sv = 44,000				
Plodina	Ječmen (2,4167)	Cukrovka (6,0833)	Pšenice (6,1667)	Jetelotravní směs (13,833)
Ječmen	X	p = 0,362397	p = 0,342467	p = 0,000023
Cukrovka	p = 0,362397	X	p = 0,999981	p = 0,005147
Pšenice	p = 0,342467	p = 0,999981	X	p = 0,005750
Jetelotravní směs	p = 0,000023	p = 0,005147	p = 0,005750	X



Obr 6 – ANOVA, abundance Oribatida

5.5 Analýza širokého spektra dat vztažených ke společenstvům



Obr 7 – Ordinační diagram druhového složení programu Canoco

Na diagramu (obrázek 7) můžeme vidět jednotlivé plodiny, zde uvedené jako pole A pro pšenici ozimou, pole B pro ječmen jarní a pole C pro řepu cukrovou. Jetelotravní směs je zde uvedena jako TTP.

Ordinační diagram zobrazuje závislost výskytu vybraných půdních bezobratlých na plodinu a způsobu jejího obhospodařování. Každá šipka pak ukazuje ve směru nejstrmějšího nárůstu hodnot pro odpovídající druhy a vzdálenost mezi jednotlivými plochami přibližuje odlišnosti jejich druhového složení. Úhel mezi šipkami pak označuje mezidruhovou korelaci a délky šipek přibližnou odchylku druhu.

Je zde možné vidět nárůst zástupců Isopoda, Chilopoda, Araneae a Holometabola (larvy) v jetelotravní směsi, zatímco v zemědělských plodinách nebyl během tříměsíčního výzkumu nalezen ani jediný. Stejně tak je uvedeno, že v jetelotravní směsi nebyl nalezen žádný jedinec z řádu Hemiptera. Zvýšený byl i počet Collembola1, Diplura, Symphyla a Protura na TTP v jetelotravní směsi oproti plodinám, kde tyto skupiny měly nízkou zastoupenost. Naopak v pšenici, ječmeni a cukrovce bylo nalezeno více zástupců Collembola5 a larev Diptera.

Největší diverzita byla v porostu jetelotravní směsi, kde bylo v období výzkumu zdokumentováno více druhů půdní fauny s vyšší početností.

6 Diskuze

Tak jako má na společenstva půdních bezobratlých vliv půdní prostředí, může mít na jejich vývoj a složení vliv rostlina, která je v daném místě pěstovaná. Tato práce je zaměřena na působení konvenčně pěstovaných zemědělských plodin (pšenice ozimá, ječmen jarní a řepa cukrovka) na diverzitu půdní fauny v porovnání s biologickou rozmanitostí drobného zooedafonu v jetelotravní směsi na rekultivované ploše, která je od roku 2015 obhospodařována jako trvalý travní porost. Vybrané lokality s plodinami spolu těsně sousedily, aby bylo docíleno stejných klimatických podmínek; a zároveň způsob jejich obdělávání byl totožný či velmi podobný tak, aby získaná data byla co nejméně zkreslena.

Výzkum probíhal po dobu tří měsíců od jara do začátku léta roku 2020. Na trvalém travním porostu, ale i na polích s pšenicí, ječmenem a cukrovkou docházelo k výrazné dominanci dvou taxonů - roztočů (Acari) a chvostoskoků (Collembola). Jejich množství značně převyšovalo zástupce dalších determinovaných skupin půdních bezobratlých.

Jak uvádí Culliney (2013) v půdním profilu jsou nejhojněji zastoupenými skupinami právě Acari a Collembola. Nejhojnějšími zástupci ve všech typech půd jsou obecně půdní roztoči. Jsou významnými rozkladači organické hmoty, čímž přispívají ke tvorbě humusu, dravé typy jsou pak přirozenými bioregulátory. Jak ale uvádí Kazda et al. (2003) některé druhy mohou způsobovat škody na rostlinách. V rámci roztočů jsou pak důležitým podřádem pancířníci (Oribatida), kteří jsou dle Bratrycha et al. (2004) výkonnými rozkladači opadu. Jejich zástupci byli determinováni v hojném počtu v rámci všech lokalit/plodin. Nejvíce se nacházeli v půdě s jetelotravní směsí, kde jejich počet dosáhl jedné desetiny z celkové abundance nalezených jedinců půdní fauny na této lokalitě.

Přestože jsou chvostoskoci extrémně citliví na podmínky prostředí (teplota půdy a množství rostlinného materiálu), jak uvádí Santonja (2018), byli společně s roztoči na zkoumaných lokalitách dominantní. Dá se tedy říct, že všechny plodiny (pšenice, ječmen i cukrovka) a jetelotravní směs společně s půdním typem podporovaly výskyt těchto skupin půdních bezobratlých, kteří jsou důležitými dekompozitory organické hmoty a tím ovlivňují koloběh látek a úrodnost půd. Z nalezených zástupců převažovala skupina označená jako „Collembola5“. V rámci této práce tak byli označeni ti zástupci chvostoskoků, kteří morfologicky patřili k euedafickým druhům, tzn. se silnou vazbou na půdní prostředí. Z tohoto pohledu se jedná o pozitivní zjištění. Při konvenční zemědělství dochází spíše ke snižování početnosti euedafických druhů chvostoskoků, jak uvedli Tsiafouli et al. (2014). Důvodem může být i zhutňování půdy, ke kterému dochází při konvenčním způsobu hospodaření (Larsen et al. 2004). Celkově bylo na intenzivně obhospodařované půdě (polích s pšenicí, ječmenem a cukrovkou) determinováno více jedinců euedafických chvostoskoků než na trvalém travním porostu.

Jak dále Culliney (2013) uvedl, mezi další hlavní taxony půdní fauny patří stejnonožci (Isopoda). Z výsledků diplomové práce vyplývá, že výskyt této skupiny na vybraných polích nebyl skoro žádný. Podle Paoletti & Hassall (1999) se na konvenčních polích vyskytuje obecně málo zástupců stejnonožců, protože jsou citliví na aplikaci pesticidů. Zástupci skupiny stonožkovců (Chilopoda, Diplopoda) jsou dalšími nejčastějšími půdními bezobratlými, kteří plní funkci rozkladačů odumřelých částí rostlin. Stonožkovci byli na trvalém travním porostu determinováni jen ve velmi malém množství.

Jedním z ukazatelů, který byl hodnocen, byla biologická kvalita půdy: tzv. QBS index. Tento index je založen na předpokladu, že počet skupin mikroartropodů dobře přizpůsobených životu v půdě je vyšší v kvalitnější půdě (Parisi et al. 2015; Menta et al. 2018). Přestože se v případě trvalého travního porostu jedná o rekultivovanou plochu, podle hodnoty QBS indexu je složení půdní fauny rozmanitější právě na této lokalitě. Je tedy možné tvrdit, že půda zde vykazuje vysokou biologickou kvalitu. To může být ovlivněno i způsobem obhospodařování (neprobíhá orba, celkově „klidnější“ režim v porovnání s polem). Nejnižší hodnoty QBS dosáhlo pole s řepou cukrovkou, kdy v dubnu a červnu nepřekročilo hodnotu 70. Výsledek mohl být ovlivněn i tím, že v prvním měsíci výzkumu bylo na poli malé množství biomasy (Chauvat et al. 2014; Mitchell et al. 2017). V posledním měsíci pak vzhledem k citlivosti cukrovky na plevele a škůdce mohla diverzita půdních bezobratlých ovlivnit i aplikace pesticidů (Parween & Jan 2019; Tripathi et al. 2020).

Diverzita půdního společenstva se měnila i během měsíců, ve kterých probíhal výzkum. Nejvyšší byla na uvedených lokalitách v měsíci květnu 2020, kdy byly porosty pšenice, ječmene a cukrovky již dobře založeny. Na trvalém travním porostu byli v květnu determinováni zástupci půdních bezobratlých z 16 taxonů a na poli s pšenicí ozimou pak ze 13 taxonomických jednotek. Vyšší diverzita je zřejmě podpořena vyšším rostlinným pokryvem, kdy trvalý travní porost je složen z více druhů rostlin (jetelů a trav). Tento fakt ve své práci zmiňuje i Coulson et al. (2003), kteří se zabývali jednotlivými druhy rostlin a jejich důležitosti pro složení společenstva malých artropodů. Sabais et al. (2011) a Birkhofer et al. (2011) ve svém experimentu také došli k závěru, že početnost a diverzita zástupců Collembola výrazně vzrůstá se zvyšující se rozmanitostí rostlinných druhů. Všechny tyto pokusy potvrdily, že půdní fauna může být ovlivněna potravní nabídkou (Šantrůčková et al. 2015), tím pádem i složením rostlinného porostu.

Rozmanitost půdní fauny na vybraných lokalitách mohla být ovlivněna i dalšími faktory, jako je způsob obhospodařování a aplikace hnojiv či pesticidů. Do tohoto experimentu byly vybrány plodiny pěstované v typickém konvenčním zemědělství. Při předseťové přípravě na polích docházelo k orbě či minimalistické úpravě půdy, k aplikaci anorganických a organických hnojiv. Na vzešlý porost se pak aplikovala hnojiva pro doplnění prvků, jako dusík, fosfor atd. důležitých pro vývoj rostlin, ale i chemické postřiky zajišťující jejich ochranu před škůdci a chorobami. Intenzifikace zemědělství obecně má za následek pokles biologické rozmanitosti či ztrátu půdní organické hmoty, což uvádí i Briggs (2009); Liiri et al. (2012); Eisenstein (2020).

Nejvýrazněji mohly tyto postupy ovlivnit rozmanitost půdních bezobratlých na poli s cukrovou řepou, která je v prvních měsících citlivá na plevele a škůdce. Půda zde byla nejvíce ovlivněna zpracováním pomocí orby a následné aplikaci chemických postřiků, hnojivo zde však bylo použito organické. V lokalitách s cukrovkou byl během tří měsíců extrahován a determinován nejmenší počet jedinců půdní fauny. Cukrová řepa měla ze všech zkoumaných plodin nejmenší nadzemní i podzemní biomasu, což mohlo značně omezit dostupnost potravních zdrojů pro půdní bezobratlé (Robertson et al. 2012; Chauvat et al. 2014). Na poli s ozimou pšenicí, jež byla také konvenčně obhospodařována, byl porost založen již od podzimu, tudíž v průběhu měsíců dubna, května a června byly rostliny již dobře vzrostlé. Pšenice měla celkově ze všech tří zemědělských plodin největší počet nalezených jedinců půdní mezofauny.

Porosty pšenice a ječmene si byly do značné míry podobné hlavně ve způsobu kultivace půdy a použitých hnojiv a postřiků, proto zde byla nejvíce podobná společenstva.

Existuje ale i několik skupin zoedafonu, jehož zástupce nebyl nalezen ani v jedné zemědělské plodině po celou dobu výzkumu, jedná se o druhy Isopoda, Chilopoda, Araneae a larvy Holometabola.

Až dvojnásobné množství počtu půdních bezobratlých oproti porostu pšenice ozimé bylo determinováno na TTP s jetelotravní směsí. Porost je zde již několik let a půda je zde zpracovávána jen z části minimalisticky, s nejmenším zásahem a bez chemických postřiků. I diverzita nalezených druhů zde byla největší ze všech zkoumaných lokalit a zároveň poměrně stabilní (složení společenstev neměnné). Půdní fauna má v jetelotravní směsi dostatek potravy a není ohrožena intenzivním obhospodařováním, což půdním živočichům poskytuje ideální podmínky pro život (Errouissi et al. 2011; Fiorini et al. 2020).

Zemědělský podnik už na základě platné legislativy začal se snižováním rozloh monokultur tím, že postupně na rozlehlých lánech vytváří pásy s protierozními plodinami (svazenka, vojtěška), či obnovuje remízky a meze. Tyto postupy jsou pro půdní faunu velmi prospěšné. V provedených studiích prokázali i Bianchi et al. (2006), že ve členěné krajině je populace škůdců plodin menší díky vyššímu výskytu přirozených nepřátel. A je důležité, aby se postupně přidávaly i další postupy, které by mohly snížit rezidua pesticidů v půdě a tím podpořit diverzitu půdních bezobratlých. Jedním z těchto postupů je např. využití biocharu, na jehož pozitivní účinek byla provedena řada studií. Například Ding et al. (2016), Brassard et al. (2019) a An et al. (2021) došli k názoru, že jde o vhodný sanační nástroj využitelný k adsorpci organických a anorganických kontaminantů v půdě, jako jsou pesticidy a těžké kovy.

Jak výsledky práce naznačují, dá se předpokládat, že plodina má vliv na diverzitu půdní fauny. Jetelotravní směs poskytla půdnímu zoedafonu lepší podmínky pro rozvoj společenstev. Zoedafon v porostech pšenice ozimé, ječmene jarního a cukrovky může být ovlivněn mnoha faktory, tím nejvýznamnějším je pravděpodobně způsob obhospodařování. Pro potvrzení tohoto předpokladu by bylo zapotřebí provést výzkum v delším časovém období a získat tak více podkladů pro hodnocení těchto vlivů.

7 Závěr

Půdní organismy jsou důležitou součástí půdního prostředí, kde pomáhají s rozkladem organické hmoty, tvorbou humusu a tím zlepšují jednu z nejdůležitějších vlastností půdy, kterou je její úrodnost. Cílem této práce bylo posouzení vlivu vybraných zemědělských plodin (pšenice ozimé, ječmene jarního, cukrové řepy) a také jetelotravní směsi na diverzitu půdní fauny. Na základě vlastního výzkumu jsem pomocí indexů diverzity, podobnosti a biologické kvality dospěla k následujícím závěrům.

Jetelotravní směs byla podle determinovaných představitelů půdních bezobratlých domovem většího množství drobných živočichů. A to nejenom v počtu jednotlivců, ale i taxonomických jednotek. Porost složený z trav a jetelů poskytoval vybrané mezo- a makrofauně dostatek potravy a příznivých podmínek. Tím byla tedy potvrzena první hypotéza této práce.

Z vybraných zemědělských plodin vykazoval největší diverzitu půdní fauny porost pšenice ozimé následovaný ječmenem jarním. Nejméně rozmanité bylo složení půdního společenstva v cukrové řepě.

Druhou hypotézu nelze spolehlivě potvrdit ani vyvrátit. Všechny vybrané plodiny byly pěstovány v monokulturách konvenčním způsobem, a byly na ně aplikovány pesticidy. Přesto byl mezi diverzitou půdní fauny v plodinách patrný rozdíl. Nelze však spolehlivě potvrdit předpoklad, že tento rozdíl spočíval v množství fytohmoty, kterou rostliny vytvořily, a která byla u cukrovky v prvních měsících menší. Vliv na rozmanitost zoedafonu mohly mít také další faktory, zejména způsob obhospodařování plodin. K lepšímu poznání a popsání důvodu rozdílnosti společenstev by bylo potřeba provést velmi podrobný (dlouhodobý) výzkum zaměřený i na ostatní faktory, jako je např. obsah látek v používaných chemických postřicích a jejich účinků na půdní faunu, rezidua pesticidů, nebo obsah stopových prvků v půdě.

Podnik, který na vzorkovaných lokalitách hospodaří, již začal se zmenšováním ploch monokultur. To by se mohlo začít projevovat zvýšením rozmanitosti půdních bezobratlých v dalších letech, protože členitá krajina vytváří lepší prostředí pro existenci mnoha živočišných druhů.

Doporučila bych potlačování škůdců plodin pomocí přirozených predátorů, jako je například dravá vosička rodu *Trichogramma*, využívaná pro likvidaci zavíječe kukuřičného. Některé druhy hlístic jsou predátory pro lalokonosce (škůdci cukrové řepy). Vhodná je i rozumná aplikace insekticidů na základě krátkodobé prognózy maximální abundance škůdce.

Pro potlačení plevelů je důležité střídání plodin v osevním postupu. Nevhodné opakované pěstování plodin podobných vlastností může způsobit v zaplevelení nepříznivé změny. Je potřeba brát i zřetel při hnojení chlévským hnojem, který může obsahovat semena plevelů z podestýlky. Je vhodné mechanicky likvidovat vzešlé plevele přímo na hnojišti ještě před jejich vysemeněním. Samozřejmě při likvidaci plevelů na polích se použití herbicidů nelze zcela vyhnout. Ovšem i zde platí, že méně je někdy více.

8 Literatura

- Abawi GS, Widmer TL. 2000. Impact of soil health management practices on soilborne pathogens, nematodes and root diseases of vegetable crops. *Applied Soil Ecology* **15** (1): 37–47.
- Ahadi N, Sharifi Z, Hossaini SMT, Rostami A, Renella G. 2020. Remediation of heavy metals and enhancement of fertilizing potential of a sewage sludge by the synergistic interaction of woodlice and earthworms. *Journal of Hazardous Materials* 385 (e121573) DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121573.
- Aldughpassi A, Wolever TMS, Abdel-Aal ESM. 2016. Barley, Pages 328–331 in Caballero B, Finglas PM, Toldrá F, editors. *Encyclopedia of Food and Health*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Allard GB, Moore D. 1989. Heterorhabditis sp. nematodes as control agents for coffee berry borer, *Hypothenemus hampei* (Scolytidae). *Journal of Invertebrate Pathology* **51** (1): 45–48.
- An X, Wu Z, Shi W, Qi H, Zhang L, Xu X, Yu B. 2021. Biochar for simultaneously enhancing the slow-release performance of fertilizers and minimizing the pollution of pesticides. *Journal of Hazardous Materials* 407 (e124865) DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124865.
- Anděra M. 2003. *Fauna. Libri, Praha*.
- Anderson TH, Domsch KH. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* **21** (4): 471–479.
- Athanassiou CG, Palyvos NE, Kakouli-Duarte T. 2008. Insecticidal effect of *Steinernema feltiae* (Filipjev) (Nematoda: Steinernematidae) against *Tribolium confusum* du Val (Coleoptera: Tenebrionidae) and *Ephestia kuehniella* (Zeller) (Lepidoptera: Pyralidae) in stored wheat. *Journal of Stored Products Research* **44** (1): 52–57.
- Atwood LW, Mortensen DA, Koide RT, Smith RG. 2018. Evidence for multi-trophic effects of pesticide seed treatments on non-targeted soil fauna. *Soil Biology and Biochemistry* **125**: 144–155.
- Azzouz A, Hausler R, El-Akhrass M. 2021. Chapter 17 - Pesticides and removal approaches. Pages 435–462 in Núñez-Delgado A, editor. *Sorbents Materials for Controlling Environmental Pollution – Current State and Trends*. Elsevier, Netherlands.
- Bagar M, Honěk A, Lukáš J, Pekár S, Pultar O, Stejskal V, Zacharda M, Žďárková E. 2003. *Predátoři a parazitoidi v biologické ochraně polních kultur, skleníků a skladovaných komodit*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Bach EM, Wall DH. 2018. Trends in Global Biodiversity: Soil Biota and Processes. Pages 125–130 in Dellasela DA, Goldstein MI, editors. *Encyclopedia of the Anthropocene*. Elsevier, Netherlands.
- Baker GH. 1998. Recognising and responding to the influences of agriculture and other land-use practices on soil fauna in Australia. *Applied Soil Ecology*, volume **9** (1–3): 303–310.

- Bardgett RD. 2002. Causes and consequence of biological diversity in soil. *Zoology* **105** (4): 367–375.
- Barrios E. 2007. Soil Biota, ecosystem service and land productivity. *Ecological Economics* **64** (2): 269-285.
- Barley KP, Jennings AC. 1959. Earthworms and soil fertility. III. The influence of earthworms on the availability of nitrogen. *Australian Journal of Agricultural Research* **10** (3): 364-370.
- Bar-On YM, Philips R, Milo R. 2018. The biomass distribution on Earth. *PNAS* **115** (25): 6506-6511 DOI: 10.1073/pnas.1711842115.
- Bedano JC, Domínguez A, Arolfo R, Wall LG. 2016. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. *Soil and Tillage Research* **158**: 100-109.
- Bender SF, Wagg C, van der Heijden MGA. 2016. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends in Ecology & Evolution* **31** (6): 440–452.
- Berlowska J, Binczarski M, Dziugan P, Wilkowska A, Kregiel D, Witonska I. 2018. Chapter 13 - Sugar Beet Pulp as a Source of Valuable Biotechnological Products. Pages 359-392 in Holban AM, Grumezescu AM, editors. *Advances in Biotechnology for Food Industry*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Beugnon R, Steinauer K, Barnes AD, Ebeling A, Roscher C, Eisenhauer N. 2019. Chapter Five - Plant functional trait identity and diversity effects on soil meso- and macrofauna in an experimental grassland. Pages 163-184 in Eisenhauer N, Bohan DA, Dumbell AJ, editors. *Advances in Ecological Research*. Elsevier, Netherlands.
- Bianchi FJJA, Booji CJH, Tscharrntke T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. Pages 1715-1727 in Baret S, editor. *Proceedings of the royal society*. Royal Society, London.
- Birkhofer K, Diekötter T, Boch S, Fischer M, Müller J, Socher S, Wolters V. 2011. Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. *Soil Biology and Biochemistry* **43** (10): 2200-2207.
- Birkhofer K, Diekötter T, Meub C, Stötzel K, Wolters V. 2015. Optimizing arthropod predator conservation in permanent grasslands by considering diversity components beyond species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **211**: 65-72.
- Boch S, Biurrun I, Rodwell J. 2020. Grasslands of Western Europe. Pages 678–688 in Goldstein MI, DellaSala DA, editors. *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier, Netherlands.
- Bradford MA, Eggers T, Newington JE, Tordoff GM. 2007. Soil faunal assemblage composition modifies root in-growth to plant litter patches. *Pedobiologia*. Volume **50** (6): 505-513.

- Brady NC, Weil RR. 2014. The nature and properties of soils (14. vydání). Pearson Prentice Hall, New Jersey.
- Brassard P, Godbout S, Lévesque V, Palacios JH, Raghavan V, Ahmed A, Hogue R, Jeanne T, Verma M. 2019. 4 - Biochar for soil amendment, Pages 109-146 in Jeguirim M, Limousy L, editors. Char and Carbon Materials Derived from Biomass - Production, Characterization and Applications. Elsevier, Netherlands.
- Bratrych V et al. 2004. Živel Země – člověk, příroda, technika, životní prostředí. Agentura Koniklec, Praha.
- Briggs. 2009. Green Revolution. Pages 634–638 in Kitchin R, Thrift N, editors. International Encyclopedia of Human Geography. Elsevier, Netherlands.
- Briones MJJ, Panzacchi P, Davies CA, Ineson P. 2020. Contrasting responses of macro- and meso-fauna to biochar additions in a bioenergy cropping system. Soil Biology and Biochemistry 145 (e107803) DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107803.
- Brussaard L. (1997). Biodiversity and Ecosystem Functioning in Soil. *Ambio* **26** (8): 563-570.
- Burt TP. 2013. Nitrogen Cycle. Pages 135-142 in Farth B, editor. Encyclopedia of Ecology, second edition, Elsevier, Netherlands.
- Çakır M, Makineci E. 2018. Community structure and seasonal variations of soil microarthropods during environmental changes. *Applied Soil Ecology* **123**: 313-317.
- Cardinale BJ, Wright JP, Cadotte MW, Carroll IT, Hector A, Srivastava DS, Loreau M, Weis JJ. 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *PNAS* **104** (46): 18123–18128. DOI: 10.1073/pnas.0709069104.
- Cebolla R, Pekar S, Hubert J. 2009. Prey range of the predatory mite *Cheyletus malaccensis* (Acari: Cheyletidae) and its efficacy in the control of seven stored-product pests. *Biological Control* **50** (1): 1-6.
- Coleman DC. 2013. Soil Biota, SOil Systems, and Processes. Pages 580-589 in Levin SA. Encyclopedia of Biodiverstiy, second edition. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Coleman DC, Callaham Jr. MA, Crossley Jr. DA. 2018. Chapter 4 - Secondary Production: Activities of Heterotrophic Organisms—The Soil Fauna. Pages 77-171 in Coleman DC, Callaham Jr. MA, Crossley Jr. DA, editors. *Fundamentals of Soil Ecology*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Coulson SJ, Hodkinson ID, Webb NR. 2003. Microscale distribution patterns in high Arctic soil microarthropod communities: the influence of plant species within the vegetation mosaic. *Ecography* **26** (6): 801-801.
- Coyne MS, Frye WW. 2005. Nitrogen in soils – cycle. Pages 13-21 in Hillel D, editor. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.

- Crowther TW, van den Hoogen J, Wan J, Mayes MA, Keiser AD, Mo L, Averill C, Maynard DS. 2019 The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science* vol 365 (6455): 1-10 DOI: 10.1126/science.aav0550.
- Culliney TW. 2013. Role of Arthropods in Maintaining Soil Fertility. *Agriculture* **3** (4): 629-659.
- Číhal L, Sojneková M. 2012. Průzkum výskytu a rozšíření plevelů v České republice v roce 2011. Státní rostlinolékařská správa, Brno.
- D'Annibale A, Sechi V, Larsen T, Christensen S, Krogh PH, Eriksen J. 2017. Does introduction of clover in an agricultural grassland affect the food base and functional diversity of Collembola? *Soil Biology and Biochemistry* **112**: 165-176.
- de Bruyn LAL. 1997. The status of soil macrofauna as indicators of soil health to monitor the sustainability of Australian agricultural soils. *Ecological Economics*. Volume **23** (2): 167-178.
- de Santo FB, Guerra N, Vianna MS, Torres JPM, Marchioro CA, Neimeyer JC. 2019. Laboratory and field tests for risk assessment of metsulfuron-methyl-based herbicides for soil fauna. *Chemosphere* **222**: 645-655.
- Dengler J, Birge T, Bruun HH, Rašomavičius V, Rūsiņa S, Sickel H. 2020. Grasslands of Northern Europe and the Baltic States. Pages 689–702 in Goldstein MI, DellaSala DA, editors. *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier, Netherlands.
- Diacono M, Montemurro F. 2011. Long-Term Effects of Organic Amendments on Soil Fertility, Pages 761-786 in Lichtfouse E, Hamelin M, Navarrete M, Debaeke P, editors. *Sustainable Agriculture Volume 2*. Springer, Dordrecht.
- Ding Y, Liu Y, Liu S, Li Z, Tan X, Huang X, Zeng G, Zhou L, Zheng B. 2016. Biochar to improve soil fertility. *Agronomy for Sustainable Development* 36 DOI: 10.1007/s13593-016-0372-z.
- Domene X, Mattana S, Sánchez-Moreno S. 2021. Biochar addition rate determines contrasting shifts in soil nematode trophic groups in outdoor mesocosms: An appraisal of underlying mechanisms. *Applied Soil Ecology* 158 (e103788) DOI: 10.1016/j.apsoil.2020.103788.
- Doran JW, Zeiss MR. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* **15** (1): 3-11.
- Drinkwater LE, Wagoner P, Sarrantonio M. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* **396**: 262-265.
- Dušková L, Kopřiva J. 2009. Ochrana rostlin proti chorobám a škůdcům. Grada Publishing, a.s., Praha.
- Ebregt E, Struik PC, Odongo B, Abidin PE. 2005. Pest damage in sweet potato, groundnut and maize in north-eastern Uganda with special reference to damage by millipedes (Diplopoda). *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences* **53** (1): 49-69.

- Edwards CA. 1991. The assessment of populations of soil-inhabiting invertebrates. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume **34** (1-4): 145-176.
- Eisenstein M. 2020. Natural solutions for agricultural productivity. *Nature* 588: S58-S59. DOI: 10.1038/d41586-020-03445-4.
- Errouissi F, Moussa-Machraoui SB, Ben-Hammouda M, Nouria S. 2011. Soil invertebrates in durum wheat (*Triticum durum L.*) cropping system under Mediterranean semi arid conditions: A comparison between conventional and no-tillage management. *Soil and Tillage Research* **112** (2): 122-132.
- Erwin TL. 1982. Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Coleopterists Bulletin* **36** (1): 74-75.
- Ferris H, Tuomisto H. 2015. Unearthing the role of biological diversity in soil health. *Soil Biology and Biochemistry* **85**: 101-109.
- Finch HJS, Samuel AM, Lane GPF. 2002. *Lockhart and Wiseman's Crop Husbandry Including Grassland*. Woodhead Publishing, Cambridge.
- Fiorini A, Boselli R, Maris SC, Santelli S, Perego A, Autis M, Brenna S, Tabaglio V. 2020. Soil type and cropping system as drivers of soil quality indicators response to no-till: A 7-year field study. *Applied Soil Ecology* (e103646) DOI: 10.1016/j.apsoil.2020.103646.
- Forge TA, Bittman S, Kowalenko CG. 2005. Responses of grassland soil nematodes and protozoa to multi-year and single-year applications of dairy manure slurry and fertilizer. *Soil Biology and Biochemistry* **37** (10): 1751-1762.
- Frøseth RB, Bakken AK, Bleken MA, Riley H, Pommeresche R, Thorup-Kristensen K, Hansen S. 2014. Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy* **52** (B): 90–102.
- Frouz J, Elhottová D, Helingerová M, Kocourek F. 2008. The Effect of Bt-corn on Soil Invertebrates, Soil Microbial Community and Decomposition Rates of Corn Post-Harvest Residues Under Field and Laboratory Conditions. *Journal of Sustainable Agriculture* **32** (4): 645-655.
- Fusaro S, Gavinelli F, Lazzarini F, Paoletti MG. 2018. Soil Biological Quality Index based on earthworms (QBS-e). A new way to use earthworms as bioindicators in agroecosystems. *Ecological Indicators* **93**: 1276-1292.
- Goyal S, Chander K, Mundra M, Kapoor KK. 1999. Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions. *Biology and Fertility of Soils* **29**: 196–200.
- Grundas ST. 2003. Wheat: The crop. Pages 6130-6137 in Caballero B, editor. *Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition*, second edition. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Hallam J et al. 2020. Effect of earthworms on soil physico-hydraulic and chemical properties, herbage production, and wheat growth on arable land converted to ley. *Science of The Total Environment* 713 (e136491) DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136491.

- Haney RL, Kiniry JR, Johnson MVV. 2010. Soil microbial activity under different grass species: Underground impacts of biofuel cropping. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **139** (4): 754-758.
- Harvey JA. 2005. Factors affecting the evolution of development strategies in parasitoid wasps: the importance of functional constraints and incorporating complexity. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **117**: 1-13.
- Hättenschwiler S, Gasser P. 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *PNAS* 102 (5): 1519-1524 DOI: 10.1073/pnas.0404977102.
- Hauptman I, et al. 2009. *Půda v České republice*. Consult, Praha.
- Hegna T, Legg D, Møller OS, Van Roy P. 2013. The correct authorship of the taxon name 'Arthropoda'. *Arthropod Systematics and Phylogeny* **71** (2):71-74.
- Hejný et al. 2003. *Květena České republiky 2*. Academia, Praha.
- Hilton S, Bennett AJ, Chandler D, Mills P, Bending GD. 2018. Preceding crop and seasonal effects influence fungal, bacterial and nematode diversity in wheat and oilseed rape rhizosphere and soil. *Applied Soil Ecology* **126**: 34-46.
- Hluchý M, Pospíšil Z. 1991. Škodlivost fytofágních roztočů čeledí Eriophyidae a Tetranychidae (acari, Tetrapodili, Prostigmata) na révě vinné. *Ochrana rostlin* **27** (3-4): 273-285.
- Hoddle MS, Van Driesche RG, Sanderson JP. 1998. Biology and use of the whitefly parasitoid *Encarsia formosa*. *Annual Review of Entomology* **43**: 645-669.
- Hoeffner K et al. 2021. Legacy effects of temporary grassland in annual crop rotation on soil ecosystem services. *Science of The Total Environment* (e146140) DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146140.
- Holloway JC, Furlong MJ, Bowden PI. 2008. Management of beneficial invertebrates and their potential role in integrated pest management for Australian grain systems. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **48** (12): 1531-1542 DOI: 10.1071/EA07424.
- Hopkin SP, Martin MH. 1983. Heavy metals in the centipede *Lithobius variegatus* (Chilopoda). *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* **6** (4): 309-318.
- House GJ, Parmelee RW. 1985. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil and Tillage Research* **5** (4): 351-360.
- Hřivna L. 2014. Výživa a hnojení cukrovky. *Agromanuál* **2014** (6): 104–105.
- Hurlbert SH. 1971. The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology* **52** (4): 577–586.
- Chailleux A, Bearez P, Pizzol J, Amiens-Desneux E, Ramirez-ROomero R, Desneux N. 2013. Potential for combined use of parasitoids and generalist predators for biological control of the key invasive tomato pest *Tuta absoluta*. *Journal of Pest Science* **86**: 533-541.
- Chauvat M, Perez G, Hedde M, Lamy I. 2014. Establishment of bioenergy crops on metal contaminated soils stimulates belowground fauna. *Biomass and Bioenergy* **62**: 207-2011.

- Chen X, Liu M, Xu F, Mao X, Li H. 2007. Contributions of soil micro-fauna (protozoa and nematodes) to rhizosphere ecological functions. *Acta Ecologica Sinica* **27** (8): 3132-3143.
- Cherif A, Mansour R, Grissa.Lebdi K. 2021. The egg parasitoids *Trichogramma*: from laboratory mass rearing to biological control of lepidopteran pests. *Biocontrol Science and Technology*. DOI: 10.1080/09583157.2020.1871469.
- Jiang Y, Ma N, Chen Z, Xie H. 2018. Soil macrofauna assemblage composition and functional groups in no-tillage with corn stover mulch agroecosystems in a mollisol area of northeastern China. *Applied Soil Ecology* **128**: 61-70.
- Kaffka SR, Grantz DA. 2014. Sugar Crops. Pages 240–260 in Van Alfen NK, editor. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, second edition. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Kazda J, Jindra Z, Kabíček J, Prokinová E, Ryšánek P, Stejskal V. 2003. *Choroby a škůdci polních plodin, ovoce a zeleniny (třetí vydání)*. Zemědělec, Praha.
- Kazda J, Mikulka J, Prokinová E. 2010. *Encyklopedie ochrany rostlin*. Profi Press s.r.o., Praha.
- Klaban V. 2011. *Ekologie mikroorganismů*. Galén, Praha.
- Kolářová J, Veleba P. 2016. Analýza rizik pro bývalé odkaliště Vysočany a na něj navazující vodohospodářské objekty v k.ú. Hořetice u Žiželic, Hrušovany, Lažany u Chomutova a Vysočany u Chomutova, Závěrečná práce. DEKONTA, a.s., Stehelčevy.
- Kollárová M, Plíva P, Jelínek A, Zemánek P, Burg P, Altmann V, Mimra M, Hájková V. 2007. *Zásady pro obhospodařování trvalých travních porostů*. Výzkumný ústav zemědělské techniky, Praha.
- Kookana RS, Sarmah AK, Van Zwieten L, Krull E, Singh B. 2011. Chapter three - Biochar Application to Soil: Agronomic and Environmental Benefits and Unintended Consequences. *Advances in Agronomy* **112**: 103-143.
- Kováčik P. 2009. *Výživa a systémy hnojení rostlin*. Kurent s.r.o., České Budějovice.
- Kratochvíl J. 1936. Třetí příspěvek k poznání půdní zvířeny. *Sborník Vysoké školy zemědělské Brno* 23. Vysoká škola zemědělská, Brno.
- Kreuzer K, Bonkowski M, Langel R, Scheu S. 2004. Decomposer animals (Lumbricidae, Collembola) and organic matter distribution affect the performance of *Lolium perenne* (Poaceae) and *Trifolium repens* (Fabaceae). *Soil Biology & Biochemistry* **36**: 2005-2011.
- Krogh PH, Kostov K, Damgaard CF. 2020. The effect of Bt crops on soil invertebrates: a systematic review and quantitative meta-analysis. *Transgenic Research* **29**: 487-498.
- Kubát K et al. 2002. *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha.
- Kuhar TP, Wright MG, Hoffmann MP, Chenus SA. 2002. Life Table Studies of European Corn Borer (Lepidoptera: Crambidae) with and without Inoculative Releases of *Trichogramma ostrinia* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Environmental Entomology* **31** (3): 482-489.

- Kuhar et al. 2004. Potential of *Trichogramma ostrinae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) for Biological Control of European Corn Borer (Lepidoptera: Crambidae) in Solanaceous Crops. *Journal of Economic Entomology* **97** (4): 1209-1216.
- Lane RP, Crosskey RW. 1993. *Medical insects and arachnids*. Springer Science & Business Media, Dordrecht.
- Lane RP. 1993. Introduction to the arthropods. Pages 30-47 in Lane RP, Crosskey RW, editors. *Medical Insects and Arachnids*. Springer, Dordrecht.
- Larsen T, Schjønning P, Axelsen J. 2004. The impact of Soil compaction on euedaphic Collembola. *Applied Soil Ecology* **26** (3): 273-281.
- Laštůvka Z, Krejčová P. 2000. *Ekologie*. Konvoj, Praha.
- Lee KE, Foster RC. 1991. Soil fauna and soil structure. *Australian Journal of Soil Research* **29** (6): 745-775.
- Liiri M, Häsä M, Haimi J, Setälä H. 2012. History of land-use intensity can modify the relationship between functional complexity of the soil fauna and soil ecosystem services – A microcosm study. *Applied Soil Ecology* **55**: 53-61.
- Liu JL, Ren W, Zhao WZ, Li FR. 2018. Cropping systems alter the biodiversity of ground- and soil-dwelling herbivorous and predatory arthropods in a desert agroecosystem: Implications for pest biocontrol. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **266**: 109-121.
- Marichal R et al. 2014. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology* **83**: 177-185.
- Martínez-García LB, Korthals GW, Brussaard L, Mainardi G, de Deyn GB. 2021. Litter quality drives nitrogen release, and agricultural management (organic vs. conventional) drives carbon loss during litter decomposition in agro-ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 153 (e108115) DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.108115.
- Marzo C, Díaz AB, Caro I, Blandino A. 2019. Chapter 4 - Status and Perspectives in Bioethanol Production From Sugar Beet. Pages 61-79 in Ray RC, Ramachandran S, editors. *Bioethanol Production from Food Crops*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Menta C, Conti FD, Pinto S, Bodini A. 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators* **85**: 773-780.
- Messelink GJ, Bloemhard CMJ, Vellekoop R. 2011. Biological Control of Aphids by the Predatory Midge *Aphidoletes aphidimyza* in the Presence of Intraguild Predatory Bugs and Thrips. *ISHS Acta Horticulturae* 915 DOI: 10.17660/ActaHortic.2011.915.21.
- Mikula J. 2012. *Využití půdních bezobratlých jako indikátorů kvality půdy [PhD. Thesis]*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.
- Milcu A, Partsch S, Schreber C, Weisser W, Scheu S. 2008. EARTHWORMS AND LEGUMES CONTROL LITTER DECOMPOSITION IN A PLANT DIVERSITY GRADIENT. *Ecology – Ecological Society of America* **89** (7): 1872-1882.
- Minelli A, Golovatch SI. 2017. Myriapods. *Encyclopedia of Biodiversity* **5**: 421-432.

- Mitchell RJ, Urpeth HM, Britton AJ, Taylor AR. 2017. Soil microarthropod-plant community relationships in alpine moss- sedge heath. *Applied Soil Ecology* **111**: 1-8.
- Moore J. 2001. An introduction to the invertebrates. Cambridge University Press, Cambridge.
- Morris, CF. 2016. Cereals: Overview of Uses: Accent on Wheat Grain. Reference Module in Food Science DOI: 10.1016/B978-0-08-100596-5.00142-6.
- Motyčka V, Roller Z. 2001. Bezobratlí (1). Albatros, Praha.
- Mueller L, Schindler U, Mirschel W, Sheperd TG, Ball BC, Helming K, Rogasik J, Eulenstein F, Wiggering H. 2011. Assessing the Productivity Function of Soils, Pages 743-760 in Lichtfouse E, Hamelin M, Navarrete M, Debaeke P, editors. Sustainable Agriculture Volume 2. Springer, Dordrecht.
- Naidoo K, Swatson H, Yobo KS, Arthur GD. 2017. Chapter 15 - Boosting Our Soil With Green Technology: Conversion of Organic Waste Into “Black Gold”. Pages 491-510 in Grumezescu AM, Holban AM, editors. Food Bioconversion - volume in Handbook of Food Bioengineering. Academic Press, Cambridge.
- Nannoni F, Mazzeo R, Protano G, Santolini R. 2015. Bioaccumulation of heavy elements by *Armadillidium vulgare* (Crustacea, Isopoda) exposed to fallout of a municipal solid waste landfill. *Ecological Indicators* **49**: 24-31.
- Nikan M, Manayi A. 2019. Chapter 3.5 - *Beta vulgaris* L. Pages 153–158 in Nabavi SM, Silva AS, editors. Nonvitamin and Nonmineral Nutritional Supplements. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Onstad DW, Knolhoff L. 2014. Arthropod Resistance to Crops. Pages 293-326 in Onstad DW editor. Insect Resistance Management – Biology, Economics and Prediction. Academic Press, Cambridge.
- Onstad DW, Shelton AM, Flexner JL. 2014. Chapter 12 - Insect Resistance, Natural Enemies and Density-Dependent Processes. Pages 403-419 in Onstad DW editor. Insect Resistance Management – Biology, Economics and Prediction. Academic Press, Cambridge.
- Opařilová L, Kokeš J, Němejcová D, Syrovátka V, Zahrádková S, Maciak M, Horký P. 2011. Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha.
- Oršulák T, Anděl J, Balej M, Chvátalová A, Jeřábek M, Raška P, Štefániková J. 2009. Komplexní geografický výzkum III. Na mapách a fotografiích západních Čech. Kartografie a.s., Praha.
- Paoletti MG, Hassall M. 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. Pages 157-165 in Paoletti MG, editor. Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes. Elsevier Science, Netherlands.
- Papáček M, Matěnová V, Matěna J, Soldán T. 2000. Zoologie. Scientia spol. s r.o., Praha.

- Parisi V, Menta C, Gardi C, Jacomini C, Mozzanica E. 2015. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystem & Environment* **105** (1-2): 323-333.
- Parisi V. 2001. La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense"* **37**: 97–106.
- Parween T, Jan S. 2019. *Ecophysiology of Pesticides - Interface between Pesticide Chemistry and Plant Physiology*. Academic Press, Cambridge.
- Paul JW, Beauchamp EG. 1989. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Canadian Journal Of Soil Science* **69**: 49-61.
- Paulsen GM, Shroyer JP, Shroyer KJ. 2016. Wheat: Agronomy. Pages 176-185 in Wrigley CW, Corke H, Seetharaman K, Faubion J, editors. *Encyclopedia of Food Grains*, second edition. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Pearsons KA, Tooker JF. 2021. Preventive insecticide use affects arthropod decomposers and decomposition in field crops. *Applied Soil Ecology* **157**: 103757 DOI: 10.1016/j.apsoil.2020.103757.
- Pelosi C et al. 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **305** (e107167) DOI: 10.1016/j.agee.2020.107167.
- Petersen H. 2000. Collembola populations in an organic crop rotation: Population dynamics and metabolism after conversion from clover-grass ley to spring barely. *Pedobiologia* **44** (3-4): 502–515.
- Petersen H, Luxton M. 1982. A Comparative Analysis of Soil Fauna Populations and Their Role in Decomposition Processes. *Oikos* **39**: 287-388.
- Petrušek A. 2006. 4.8 Crustacea – Korýši. Pages 227-229 in Mlíkovský J, Sýblo P, editors. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha.
- Pižl V. 1996. Žížaly – významná složka agroekosystémů. úroda = Pôda a úroda: Časopis pro rostlinnou výrobu. *Ročník* **44** (10): 12-13.
- Plaas E, Meyer-Wolfarth F, Banse M, Bengtsson J, Bergmann H, Faber J, Potthoff M, Runge T, Schrader S, Taylor A. 2019. Towards valuation of biodiversity in agricultural soils: A case for earthworms. *Ecological Economics* **159**: 291-300.
- Plaza C, Giannetta B, Fernández JM, López-de-Sá EG, Polo A, Gascó G, Méndez A, Zaccone C. 2016. Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **225**: 150-159.
- Pokorný E, Šarapatka B. 2003. *Půdoznalství pro ekozemědělce*. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha.
- Pokorný V, Šifner F. 2004. *Atlas hmyzu*. Nakladatelství Paseka s.r.o., Litomyšl.

- Postma-Blaauw MB, de Goede RGM, Bloem J, Faber JH, Brussaard L. 2010. Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. *Ecology* **91** (2): 460-473.
- Quitt E. 1971. Klimatické oblasti Československa. Academia, Praha.
- Radvanská A, Feško P, Mačej T, Hloch S. 2009. Technika a technológie pre ochranu životného prostredia (II. Část Pôda, odpady). Vysoká škola báňská TU Ostrava, Ostrava.
- Rashid MI, de Goede RGM, Nunez GAC, Brusseerd L, Lantinga E. 2014. Soil pH and earthworms affect herbage nitrogen recovery from solid cattle manure in production grassland. *Soil Biology and Biochemistry* **68**: 1-8.
- Richter DD, Markewitz D. 1995. How Deep Is Soil? *BioScience* **45** (9): 600-609.
- Robertson BA, Porter C, Landis DA, Schemske DW. 2012. Agroenergy Crops Influence the Diversity, Biomass, and Guild Structure of Terrestrial Arthropod Communities. *BioEnergy Research* **5**: 179–188.
- Robson MC, Fowler SM, Lampkin NH, Leifert C, Leitch M, Robinson D, Watson CA, Litterick AM. 2002. The Agronomic and Economic Potential of Break Crops for Ley/Arable Rotations in Temperate Organic Agriculture. Pages 369–427 in Sparks DL, editor. *Advances in Agronomy*, volume 77. Elsevier, Netherlands.
- Roper MM, Milroy SP, Poole ML. 2012. Chapter Five - Green and Brown Manures in Dryland Wheat Production Systems in Mediterranean-Type Environments. *Advances in Agronomy* **117**: 275-313.
- Rozsypal S et al. 2003 Nový přehled biologie. NAKLADATELSTVÍ SCIENTIA spol. s r.o., Praha.
- Rusek J. 1998. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ekosystém. *Biodiversity and Conservation* **7**: 1207-1219.
- Rusek J, Balík V, Hánl L, Frouz J. 1999. Improved method for comparing abundance data for soil zoological field studies. *European Journal of Soil Biology* **35** (3): 145-152.
- Rusek J. 2008. Vhledy do půdy. *Živa* **2/2008**: 94-96.
- Sabais ACW, Scheu S, Eisenhauer N. 2011. Plant species richness drives the density and diversity of Collembola in temperate grassland. *Acta Oecologia* **37** (3): 195-202.
- Santonja M, Aupic-Samain A, Forey E, Chauvat M. 2018. Increasing temperature and decreasing specific leaf area amplify centipede predation impact on Collembola. *European Journal of Soil Biology* **89**: 9-13.
- Sauvadet M, Chauvat M, Brunet N, Bertrand I. 2017. Can changes in litter quality drive soil fauna structure and functions? *Soil Biology and Biochemistry* **107**: 94-103.
- Shapiro-Ilan D, Hazir S, Glaze I. 2017. Chapter 6 – Basic and Applied Research: Entomopathogenic Nematodes. Pages 91-105 in Lacey LA, editor. *Microbial Control of Insect and Mite Pests*. Academic Press, Cambridge.
- Sielmann H, Steghaus-Kovac S, Dreecken I, Honsa V, Ferrero E. 2005. Pavouci. Fraus, Plzeň.

- Sithole NJ, Magwaza LS, Thibaud GR. 2019. Long-term impact of no-till conservation agriculture and N-fertilizer on soil aggregate stability, infiltration and distribution of C in different size fractions. *Soil and Tillage Research* **190**: 147-156.
- Stanca AM, Gianinetti A, Rizza F, Terzi V. 2016. Barley: An Overview of a Versatile Cereal Grain with Many Food and Feed Uses. Pages 147–152 in Wrigley CW, Corke H, Seetharaman K, Faubion J, editors. *Encyclopedia of Food Grains*, second edition. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Stork NE. 1988. Insect diversity: facts, fiction and speculation. *Biological journal of the Linnean Society* **35**: 321-337.
- Swift MJ, Izac AMN, van Noordwijk M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **104** (1): 113–134.
- Šantrůčková H, Malý S, Cienciala E. 2015. Povodně a sucho – krajina jako základ řešení 2. Organická hmota a vodní retenční kapacita půd. *Živa* **2/2015**: 69-72.
- Šarapatka B, et al. 2010. *Agroekologie, východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření*. Bioinstitut, Olomouc.
- Šefrová H. 2006. *Rostlinolékařská entomologie*. Konvoj spol. s r.o., Brno.
- Šifner F. 2004. *Stručný přehled systému prvoků a bezobratlých živočichů*. Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Šimek M, Elhottová D, Schlaghamerský J, Tajovský K, Tuf IH. 2020. Živá půda 1. Kdo v půdě žije? *Živa* **1/2020**: 27-32.
- Šimek M. 2004. *Základy nauky o půdě – 4. degradace půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Špaldoňová A, Frouz J. 2014. The role of *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscidea) in litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Applied Soil Ecology* **83**: 186-192.
- Thomas CD. 1990. Fewer species. *Nature* **347**: 237.
- Thompson SM, Hirschi KD. 2016. Salad Crops: Root, Bulb, and Tuber Crops. Pages 679–683 in Caballero B, Finglas PM, Toldrá F, editors. *Encyclopedia of Food and Health*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Titi AE, Ulber B. 1991. Significance of Biotic Interactions between Soil Fauna and Microflora in Integrated Arable Farming. *Developments in Agricultural and Managed Forest Ecology* **23**: 1–19.
- Tomášek M. 2003. *Půdy České republiky*. Česká geologická služba, Praha.
- Török P, Dembicz I, Dajić-Stevanović Z, Kuzemko A. 2020. Grasslands of Eastern Europe. Pages 703–713 in Goldstein MI, DellaSala DA, editors. *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier, Netherlands.
- Townsend CR, Begon M, Harper JL. 2010. *Základy ekologie*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

- Tripathi S, Srivestava P, Devi RS, Bhadouria R. 2020. Chapter 2 - Influence of synthetic fertilizers and pesticides on soil health and soil mikrobiology. Pages 25-54 in Prasad MNV, editor. *Agrochemicals Detection, Treatment and Remediation, Pesticides and Chemical Fertilizers*. Butterworth-Heinemann, Oxford.
- Tsiafouli MA et al. 2014. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* **21**(2): 973–985.
- Tuf IH. 2017. Půdní fauna [Habilitation thesis]. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Urban J et al. 2003. *Ekologie zemědělství, učebnice pro školy i praxi – Základy ekologického zemědělství, agroenvironmentální aspekty a pěstování rostlin*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Vandenbulcke F, Grelle C, Fabre MC, Descamps M. 1998. Ultrastructural and autometallographic studies of the nephrocytes of *Lithobius forficatus* L. (Myriapoda, Chilopoda): role in detoxification of cadmium and lead. *International Journal of Insect Morphology and Embryology* **27** (2): 111-120.
- Vašíčková J, Hvězdová M, Kosubová P, Hofman J. 2019. Ecological risk assesment of pesticide residues in arable soils of the Czech Republic. *Chemosphere* **216**: 479-487.
- Veselovský Z. 2005 *Etologie – biologie chování zvířat*. Academica, Praha.
- Vopravil J et al. 2009. *Půda a její hodnocení v ČR 1. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy*, Praha.
- Wall DH, Knox MA. 2005 Biodiversity. Pages 136-141 in Hillel D, editor. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Wang L, D’Odorico P. 2013. Decomposition and Mineralization. Pages 280-285 in Farth B, editor. *Encyclopedia of Ecology*, second edition, Elsevier, Netherlands.
- Wieser H, Koehler P, Scherf KA. 2020. *Wheat – An Exceptional Crop – Botanical Features, Chemistry, Utilization, Nutritional and Health Aspects*. Woodhead Publishing and AACC International Press, Sawston, Cambridge.
- Wrigley CW. 2016. An Overview of the Family of Cereal Grains Prominent in World Agriculture. Pages 73–85 in Wrigley CW, Corke H, Seetharaman K, Faubion J, editors. *Encyclopedia of Food Grains*, second edition. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.
- Wu T, Ayres E, Bardgett RD, Wall DH, Garey JR. 2011. Molecular study of worldwide distribution and diversity of soil animals. *PNAS* **108** (43): 17720-17725 DOI: 10.1073/pnas.1103824108.
- Zahradník J. 2010. *Šestinožci*. Aventium, Praha.
- Zanella A, Ponge JF, Briones MJI. 2018. Humusica 1, article 8: Terrestrial humus systems and forms – Biological activity and soil aggregates, space-time dynamics. *Applied Soil Ecology* **122** (1): 103-137.

- Zhang F, Babendreier D, Wang ZY, Il KS, Zheng L, Pyon YC, Bai SX, Song K, Ri JO, Grossrieder M, Kuhlmann U. 2010. Mass releases of *Trichogramma ostrinae* increase maize production in DPR Korea. *Journal of applied entomology* **134** (5): 481-490.
- Zheng J et al. 2017. Biochar compound fertilizer increases nitrogen productivity and economic benefits but decreases carbon emission of maize production. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **241**: 70-78.
- Zhu Z, Bai Y, Lv M, Tian G, Zhang X, Li L, Jiang Y, Ge S. 2020. Soil Fertility, Microbial Biomass, and Microbial Functional Diversity Responses to Four Years Fertilization in an Apple Orchard in North China. *Horticultural Plant Journal* **6** (4): 223-230.
- Zhu, X, Chang L, Liu J, Zhou M, Li J, Gao B, Wu D. 2016. Exploring the relationships between soil fauna, different tillage regimes and CO₂ and N₂O emissions from black soil in China. *Soil Biology and Biochemistry* **103**: 106-116.
- Zimolka J et al. 2005. Pšenice, pěstování, hodnocení a užití zrna. ProfiPress s.r.o., Praha.
- Zimolka J et al. 2006. Ječmen – formy a užitkové směry v České republice. ProfiPress s.r.o., Praha.