

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**VLIV OPATŘENÍ PRO PODPORU
BIODIVERZITY NA ORNÉ PŮDĚ NA
SPOLEČENSTVA ŽÍŽAL A PŮDNÍCH
ČLENOVCŮ**

Diplomová práce

Vedoucí práce: doc. Ing. Michal Knapp, Ph.D.

Autor: Bc. Eliška Brandová

© 2024 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Eliška Brandová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv opatření pro podporu biodiverzity na orné půdě na společenstva žížal a půdních členovců

Název anglicky

Effects of biodiversity supporting measures on arable land on earthworms and soil arthropods

Cíle práce

Cílem práce bude vypracovat literární rešerši zaměřenou na představení problematiky úbytku půdní biodiverzity v zemědělské krajině a vlivu způsobu hospodaření na půdní společenstva. Specificky bude rešerše zaměřena na půdní organismy a možnosti, jak diverzitu půdních organismů podpořit. Pozornost bude věnována především tvorbě biopásů a dopadům omezení orby (např. aplikaci regenerativního zemědělství). V praktické části práce bude analyzován dlouhodobý dopad založení biopásů na stav a diverzitu společenstev půdní fauny na polích obhospodařovaných firmou VIN AGRO s.r.o. Využita bude tříletá datová řada pro společenstva žížal a půdních členovců.

Metodika

Rešeršní práce bude založena na četbě odborných knih a vědeckých článků dohledaných v databázi Web of Science, ale i odborných metodik a článků v ČJ. Praktická část práce bude součástí většího projektu, kde tým ekologie hmyzu zkoumá dopady nektarodárných biopásů na biodiverzitu různých skupin organismů ve spolupráci s firmou VIN AGRO s.r.o. V rámci této diplomové práce studentka sama provede opakovaný (roky 2021-2023) sběr terénních dat o půdní fauně na 24 lokalitách (12 s biopásem + 12 kontrol). Součástí praktické části práce bude i následující laboratorní extrakce půdní fauny z půdních vzorků pomocí Tullgrenova extraktoru a třídění materiálu půdní fauny do vyšších taxonomických jednotek. Vzorky žížal budou determinovány do druhů s pomocí externího spolupracovníka. Při vyhodnocení dat budou použity standardní statistické metody jako jsou mnohorozměrné analýzy a GLMM, přičemž analýzy se budou zaměřovat na faktory jako je přítomnost biopásu, načasování jeho založení (podzim vs jaro), použitá směs rostlin (standardní vs vylepšený nektarodárný biopás) a stáří biopásu (1-3 roky). Pro žížaly bude analyzován vliv nejen na jejich početnost, ale i na celkovou biomasu společenstva/vzorku.

Doporučený rozsah práce

cca 50 stran textu + přílohy dle potřeby

Klíčová slova

Biodiverzita, biopásy, půdní fauna, regenerativní zemědělství, zemědělská krajina

Doporučené zdroje informací

- Hyvonen, T., Huusela, E., Kuussaari, M., Niemi, M., Uusitalo, R., Nuutinen, V. 2021. Aboveground and belowground biodiversity responses to seed mixtures and mowing in a long-term set-aside experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 322: 107656
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marino, L., Miko, L., Ritz, K., Pérès, G. Römbke, J., van der Putten, W. H. 2010. European atlas of soil biodiversity. Publications office of the European Union. Luxembourg. 128 pp. ISBN: 978-92-79-15806-3
- Lavelle, P., Spain, A. V. 2003. Soil ecology. Kluwer academic publishers. New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow. 654 pp. ISBN: 0-306-48162-6
- Parisi V., Menta C., Gardi C., Jacomini C., Mozzanica E. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: A new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 323-333.
- Pižl V. 2002. Žížaly České republiky: Earthworms of the Czech Republic. Přírodovědný klub v Uh. Hradišti. Uherské Hradiště. 154 s. ISBN: 80-86485-04-8
- Torppa, K.A., Taylor, A.R. 2022. Alternative combinations of tillage practices and crop rotations can foster earthworm density and bioturbation. *Applied Soil Ecology* 175: 104460.

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Michal Knapp, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 11. 12. 2023

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 15. 2. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 26. 02. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Vliv opatření pro podporu biodiverzity na orné půdě na společenstva žížal a půdních členovců vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 28. března 2024

.....
Bc. Eliška Brandová

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu doc. Ing. Michalovi Knappovi, Ph.D. za vstřícný přístup, trpělivost a za věcné připomínky k mé diplomové práci. Velké díky patří i Ing. Jakobovi Hlavovi, Ph.D. za determinaci žížal a odborné rady. A také bych chtěla poděkovat Ing. Martinovi Štroblovi Ph.D., Alfredu Venturovi, MSc. a Vojtovi Pařízkovi za spolupráci při výzkumné části diplomové práce.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá dlouhodobým dopadem zakládání biopásů na stav a diverzitu společenstev půdní fauny v zemědělské krajině. První část práce představuje literární rešerši popisující problematiku úbytku půdní biodiverzity v zemědělské krajině a vlivu způsobu hospodaření na půdní společenstva. Rešerše představuje i základní postupy, jak diverzitu půdních organismů na orné půdě podpořit. Pozornost je věnována především zakládání biopásů a dopadům omezení orby (např. aplikaci regenerativního zemědělství).

Druhou část práce tvoří terénní výzkum realizovaný na dvanácti polích s nektarodárnými biopásy obhospodařovaných firmou VIN AGRO s.r.o. Pro každé pole byla data sebrána pro okraj pole s biopásem a bez biopásu (kontrola). Vzorky půdní fauny byly opakovaně sbírány v letních měsících roku 2021, 2022 a 2023. Paralelně byly odebrány větší půdní sondy (měření žížal) a menší směsné vzorky půdy (měření půdních členovců).

Analýza dat jednoznačně ukazuje, že okraj pole s biopásem je vhodnějším prostředím pro půdní faunu než okraj pole s plodinou (kontrola). Výsledky dále ukazují, že kvalita biopásů pro půdní faunu s přibývajícím věkem stoupá. Typu směsi (komerční vs vylepšená) měl průkazný vliv pouze v některých letech, přičemž komerční směs se jevila jako o trochu lepší. V průběhu času docházelo i k průkazným změnám ve druhovém složení společenstev půdních živočichů, přičemž změny byly výraznější především uvnitř biopásů (a méně v kontrolách).

Mé výsledky potvrzují předpoklad, že nektarodárné biopásy mohou zvyšovat nejen biodiverzitu opylovačů, ale i půdních živočichů v zemědělské krajině. Ovšem plní v krajině i další funkce jako estetickou či protierozní. Tato práce navíc přináší jeden z prvních vědeckých dokladů, že biopásy doopravdy efektivně podporují společenstva žížal a půdních členovců na orné půdě.

Klíčová slova: biodiverzita, biopásy, půdní fauna, regenerativní zemědělství, zemědělská krajina

Abstract

This diploma thesis deals with the long-term impact of the establishment of wildflower strips on the state and diversity of soil fauna communities in the agricultural landscape. The first part of the work presents a literature search describing the problem of the loss of soil biodiversity in agricultural landscapes and the influence of the management method on soil communities. The research also presents basic procedures for supporting the diversity of soil organisms on arable land. Attention is mainly paid to the establishment of wildflower strips and the impacts of plowing restrictions (e.g. the application of regenerative agriculture).

The second part of the work consists of field research carried out in twelve fields with nectarous wildflower strips managed by the company VIN AGRO s.r.o. For each field, data were collected for the edge of the field with a wildflower strip and without a wildflower strip (control). Soil fauna samples were repeatedly collected in the summer months of 2021, 2022 and 2023. Larger soil probes (measurement of earthworms) and smaller mixed soil samples (measurement of soil arthropods) were taken in parallel.

Data analysis clearly shows that the wildflower strip field edge is a more suitable habitat for soil fauna than the crop field edge (control). The results further show that the quality of wildflower strips for soil fauna increases with age. Mixture type (commercial vs improved) had a significant effect only in some years, with the commercial mixture appearing slightly better. In the course of time, there were also evident changes in the species composition of the communities of soil animals, while the changes were more pronounced mainly within the wildflower strips (and less so in the controls).

My results confirm the assumption that nectarous wildflower strips can increase not only the biodiversity of pollinators, but also soil animals in the agricultural landscape. However, they also fulfill other functions in the landscape, such as aesthetic or anti-erosion. In addition, this work provides one of the first scientific proofs that wildflower strips really effectively support communities of earthworms and soil arthropods on arable land.

Keywords: biodiversity, wildflower strips, soil fauna, regenerative agriculture, agricultural landscape

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíle práce	3
3 Literární rešerše	4
3.1 Zemědělská krajina	4
3.1.1. Ekologické zemědělství	7
3.1.2 Regenerativní zemědělství	9
3.2 Půdní fauna	10
3.2.1 Význam půdní fauny v zemědělské krajině	12
3.2.2 Půdní fauna jako indikátor kvality půdy	12
3.2.3 Ekologie žížal	13
3.3 Biodiverzita zemědělské krajiny	15
3.3.1 Vliv zemědělství na biodiverzitu půdní fauny	15
3.3.2 Opatření pro podporu biodiverzity v zemědělské krajině	17
3.4 Biopásy	19
3.4.1 Management biopásů	20
3.4.2 Vliv biopásů na obratlovce v zemědělské krajině	21
3.4.3 Vliv biopásů na bezobratlé organismy v zemědělské krajině	22
3.4.4 Vliv biopásů na půdní bezobratlé v zemědělské krajině	22
4 Metodika	24
4.1 Charakteristika studijního území	24
4.2 Sběr dat a zpracování vzorků	25
4.2.1. Monitoring půdních členovců	26
4.2.2. Monitoring žížal	27
4.3 Analýza dat	28
5 Výsledky práce	30

5.1 Vliv přítomnosti biopásu (okraj pole s biopásem / kontrola bez biopásu) na celkovou biomasu, počet druhů a početnost žížal a celkovou početnost půdních členovců	30
5.2 Vliv termínu založení biopásů a zvolené směsi osiva na celkovou biomasu, počet druhů a početnost žížal a celkovou početnost půdních členovců	33
6 Diskuse	36
7 Závěr a přínos práce.....	40
8 Přehled literatury	41
8.1 Odborné publikace	41
8.2 Legislativní zdroje	51
8.3 Internetové zdroje	51
8.4 Ostatní zdroje.....	53
9 Přílohy.....	55

1 Úvod

V České republice zabírá zemědělská krajina více než polovinu celkové plochy půdního fondu. Od minulého století zemědělská krajina prošla společensko-hospodářskými změnami (např. zintenzivnění zemědělství), které vedly k homogenizaci krajiny nebo k úbytku přirozených stanovišť. Změny dále vedly k dopadům jako je degradace půdního prostředí, problémy s retencí vody v krajině nebo ke znečišťování vod. Také docházelo ke scelování zemědělských půdních bloků do velkých ploch, což vedlo ke ztrátě heterogenní krajiny. Krajina tak rychle ztrácela svou přirozenou schopnost pufrace nepříznivých vlivů skrze druhové bohatství, početnosti půdních organismů, živočichů z povrchu půdy, populací predátorů společenstev bezobratlých a také přirozených opylovačů (Škorpík 2015). Od 70. let se začaly ve větším měřítku využívat velké a těžké zemědělské stroje a umělá hnojiva a pesticidy, což vedlo k velkému úbytku biologické rozmanitosti v zemědělské krajině, která je důležitá pro zachování ekologické stability krajiny a jejích přirozených funkcí. Podle Tscharrntkeho et al. (2005) je důležitá heterogenita biotopů, díky které se zachová biologická rozmanitost v zemědělské krajině. V současné době je biodiverzita na zemědělské půdě velmi nestabilní, díky faktorům zemědělské činnosti jako je vliv zpracování půdy, vliv střídání plodin či vliv pesticidů (Šarapatka et al. 2002). Mimo vliv agrochemikálií negativně ovlivňujících diverzitu na orné půdě je nejzásadnějším agrotechnickým zásahem zpracování půdy. Orba a další zásahy totiž mohou narušit půdní prostředí (Torppa, Taylor 2022). Orba působí na rozklad a přístup organické hmoty, která je pro půdní organismy (např. žížaly) velmi důležitá. Edafon je klíčovou složkou v půdním prostředí, která plní nezastupitelné funkce např. rozklad mrtvé biomasy, tvorba půdní struktury, provzdušňování půdy nebo zpřístupnění živiny rostlinám (Rusek 2000). Podle Šimka et al. (2020) pokles organické hmoty v půdě a zhoršení jejích půdních vlastností vede k mnoha komplikacím pro zemědělské půdy a jejich biologické degradaci. Vhodným opatřením pro podporu půdní biodiverzity v zemědělské krajině je např. využívání postupů regenerativního zemědělství či zakládání neproduktivních biotopů včetně biopásů. Biopásy akumulují organickou hmotu a půda není vystavena působení těžkých zemědělských strojů, což přispívá k větší stabilitě půdního prostředí. Zakládání biopásů může mít pozitivní vliv na půdní organismy a půdní prostředí, ale ve vědecké literatuře je jen málo přímých důkazů. Ve studii Kohli et al. (1999) zjistili, že po založení biopásů došlo k nárůstu celkového

počtu jedinců a biomasy žížal. Avšak aspekty zabývající se dopady různými způsoby založených biopásů (různý typ směsi osiva, termín výsevu) na širší spektrum půdních bezobratlých a sukcese jejich společenstev během stárnutí biopásů dosud nebyly významně studovány, což je cílem této diplomové práce.

2 Cíle práce

Cílem práce je vypracovat literární rešerši, která se zaměřuje na představení problematiky úbytku půdní diverzity v zemědělské krajině a vlivu způsobu hospodaření na půdní společenstva. Teoretická část je konkrétně zaměřena na půdní organismy a možnosti, jak diverzitu půdních organismů podpořit. Pozornost je věnována především tvorbě biopásů a dopadům omezení orby (např. aplikaci regenerativního zemědělství).

Experimentální část práce zkoumá dlouhodobý dopad různě založených biopásů na stav a diverzitu společenstev půdní fauny na konvenčně obhospodařovaných polích a jejich vývoj v čase během tří sezon stárnutí biopásu. Cílem práce je porovnat vliv přítomnosti biopásu (okraj pole s biopásem / kontrola bez biopásu) na celkovou biomasu, počet druhů a početnost žížal a celkovou početnost půdních členovců, vliv okraje pole (s biopásem / kontrola bez biopásu) na složení půdních společenstev, vliv termínu založení biopásů a zvolené směsi osiva na celkovou biomasu, počet druhů a početnost žížal a celkovou početnost půdních členovců.

3 Literární rešerše

3.1 Zemědělská krajina

Zemědělsky obhospodařovaná krajina tvoří polovinu rozlohy Evropy. V České republice zaujímá zemědělská krajina více než polovinu rozlohy (54 %), řadíme sem pole, pastviny, louky sady či vinice. Zemědělská krajina patří společně s lesohospodářskou, těžební a sídelní krajinou mezi kulturní krajinu, která tedy vznikla spojením činnosti přírody a člověka.

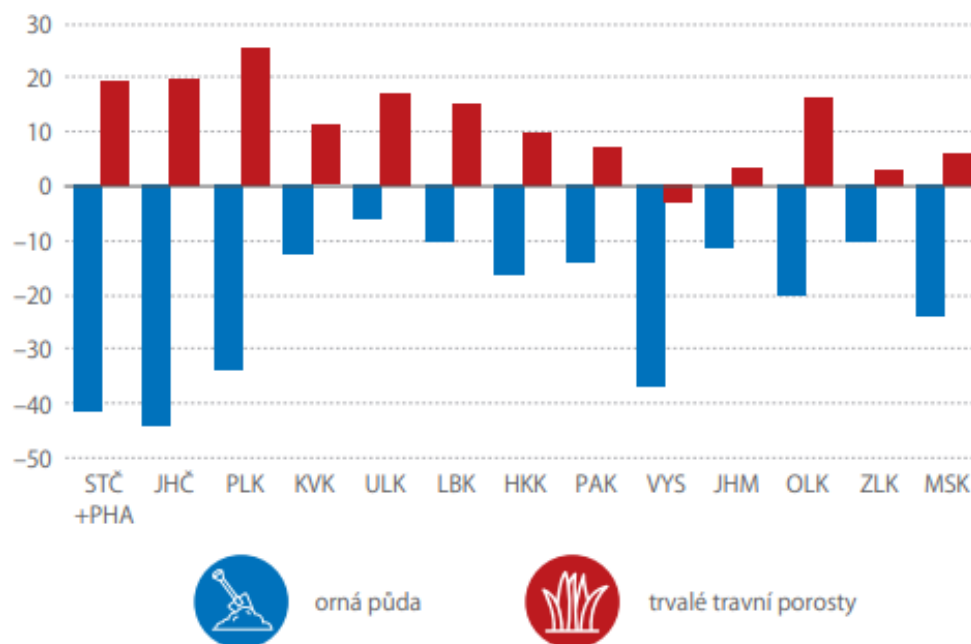
Od minulého století zemědělská krajina prošla výraznými společensko-hospodářskými změnami, které vedly k homogenizaci krajiny. Změny dále vedly k dopadům jako je degradace půdního prostředí, problémy s retencí vody v krajině nebo ke znečišťování vod. Nejzávažnějším důsledkem je úbytek biodiverzity společenstev hmyzu a jejich druhová rozmanitost (Škorpík 2015). Především díky intenzivnímu zemědělství, urbanizaci a nedodržování zásad udržitelného hospodaření s přírodními zdroji dochází k velkému úbytku biologické rozmanitosti v zemědělské krajině, která je důležitá pro zachování ekologické stability krajiny a jejích přirozených funkcí. Podle Tschardtkeho et al. (2005) je důležitá heterogenita biotopů, díky které se zachová biologická rozmanitost v zemědělské krajině.

Udržitelné hospodaření v krajině hraje klíčovou roli i pro zachování kvality půdy. Současný způsob obhospodařování často vede k degradaci půdy, což má negativní dopad na její schopnost zadržovat vodu a živiny v krajině. Zemědělská a lesnická činnost jsou hlavními faktory ovlivňující tyto procesy. Nedodržování správných zemědělských postupů a monokulturní pěstování lesů přispěly k environmentálním problémům, kterým musíme v současné době čelit. Nevhodné úpravy vodních toků, změny ve využívání krajiny, nevhodné způsoby hospodaření, rozsáhlé odvodnění luk a polí, degradace půdy a rozšiřování zastavěných ploch také snižují retenční schopnost krajiny, což je významné pro zaručení vodních zdrojů (CENIA ©2023). Takový negativní vývoj je příčinou nevhodných hydrických, chemických a biologických vlastností orné půdy, což může vést již ke zmíněné erozi anebo k poklesu úrodnosti.

Krajina České republiky je velmi zatížena vysokým procentem zornění při srovnání s členskými státy Evropské unie se srovnatelnými přírodními podmínkami a reliéfem (Škorpík 2015). Díky zornění a následnému užívání těžké techniky dochází

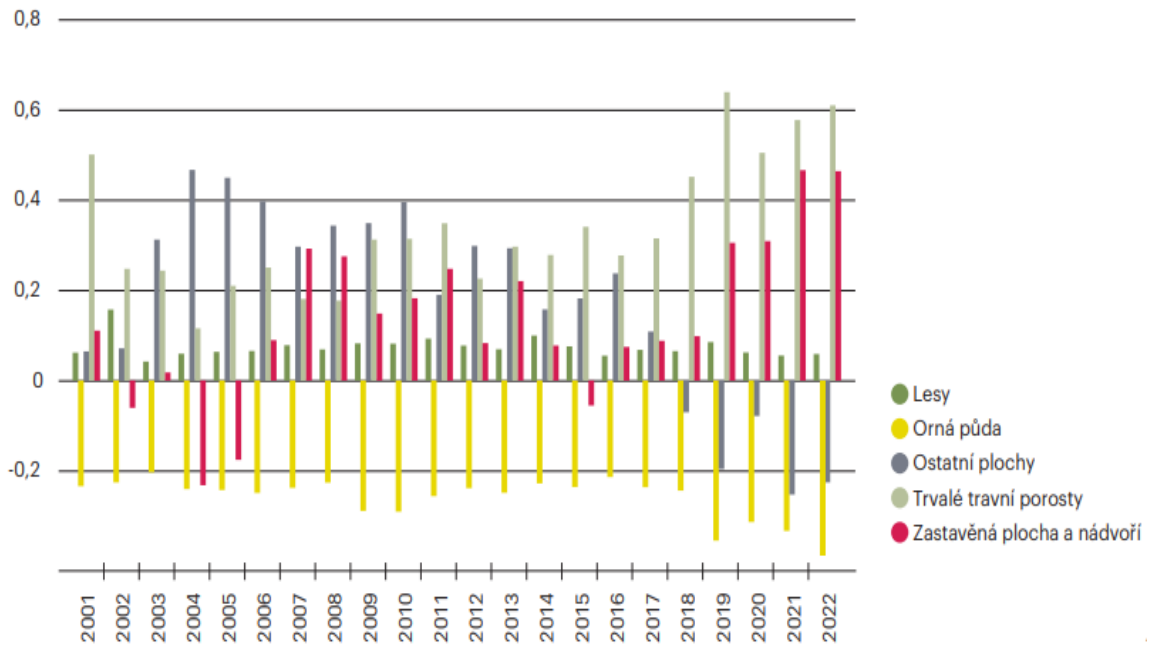
k utužování půdy a tím to problémem je ohroženo v České republice 50 % zemědělské půdy (Šimek et al. 2020). Přes 60 % zemědělské půdy České republiky je ohroženo vodní erozí a kolem 62 % je vysoce ohroženo acidifikací neboli okyselováním půd (MŽP ©2021). Toto ohrožení je důsledkem kombinace faktorů jako je dlouhodobé sucho, nevhodné hospodaření nebo zvyšující se výskyt intenzivních dešťů.

Mezi důležité nástroje, které mohou pozitivně ovlivnit zemědělskou krajinu je zemědělská politika, pozemkové úpravy a územní plán. V roce 2020 se v porovnání s rokem 2002 výměra orné půdy celorepublikově snížila o 10 % na úkor trvale travních porostů, jejichž plocha se permanentně zvětšuje (ČSÚ ©2020). Pokles orné půdy zaregistrovaly všechny kraje a rozšiřování trvalých travních porostů všechny až na kraj Vysočina (Obrázek 1). V roce 2022 došlo k dalšímu snížení rozlohy orné půdy o 11 200 hektarů. Orná půda celkem ubyla o 5,6 % od roku 2000.

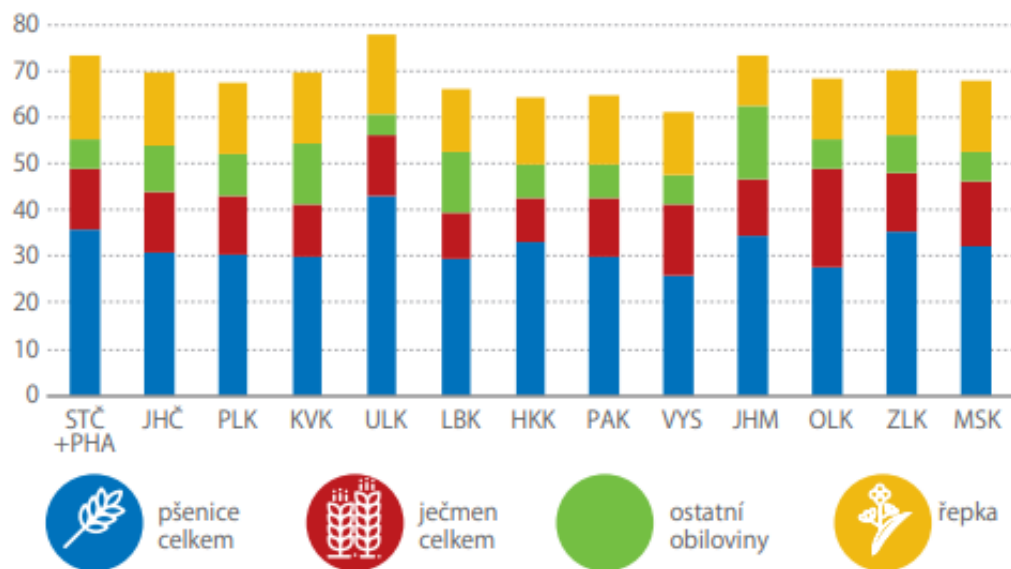


Obrázek 1: Změna ve výměře orné půdy a trvalých travních porostů v roce 2020 oproti roku 2002, v tisících hektarů (ČSÚ ©2020)

Nejdůležitějším procesem, který vedl k úbytku orné půdy byla její přeměna na trvalé travní porosty (Obrázek 2). Ty se během let 2000–2022 zvětšily o 73,8 tis. ha, což je 7,7 % (CENIA ©2023). Z dlouhodobého hlediska také ubývá rozloha chmelnic a ovocných sadů. I přes velký úbytek výměry orné půdy se nejvíce pěstují obilniny. Dominantně pěstovanou plodinou na polích v ČR je především pšenice ozimá (Obrázek 3).



Obrázek 2: Využití území ČR za období 2001–2022, v procentech (CENIA ©2023)



Obrázek 3: Podíly ploch pšenice, ječmene a řepky dle jednotlivých krajů k 31.5.2020, v procentech (ČSÚ ©2020)

3.1.1. Ekologické zemědělství

I v České republice existují alternativní přístupy k zemědělství, a to například ekologické a regenerativní zemědělství. Jedná se o přístupy, které mají za cíl zajistit udržitelnost zemědělských systémů, ozdravit půdu a zlepšit stav biodiverzity v zemědělské krajině.

Ekologické zemědělství je forma zemědělského hospodaření, která zohledňuje přirozený koloběh látek. Udržuje a zlepšuje úrodnost a ekologickou funkci půdy bez aplikace chemických přípravků – pesticidů a umělých hnojiv. Podle Pfiffnera a Balmera (2009) ekologické zemědělství na rozdíl od konvenčního zemědělství zvyšuje biodiverzitu. Ekologické zemědělství zohledňuje ochranu životního prostředí, rozvíjí biodiverzitu a má zásady etického přístupu k chovaným zvířatům (Pfiffner, Balmer 2009). Podle Homolky et al. (2005) mezi hlavní cíle ekologického zemědělství patří:

- produkovat kvalitní a zdravé potraviny a krmiva,
- chránit přírodu a její diverzitu,
- neznečišťovat přírodu,
- udržovat a zlepšovat dlouhodobou úrodnost půdy,
- hospodářská zvířata chovat přirozeným způsobem,
- zachovat kulturní ráz zemědělské krajiny,
- udržet osídlení venkova,
- zajistit pracovní příležitosti,
- snažit se pracovat v uzavřeném systému, využívat místní zdroje a snížit používání neobnovitelných zdrojů.

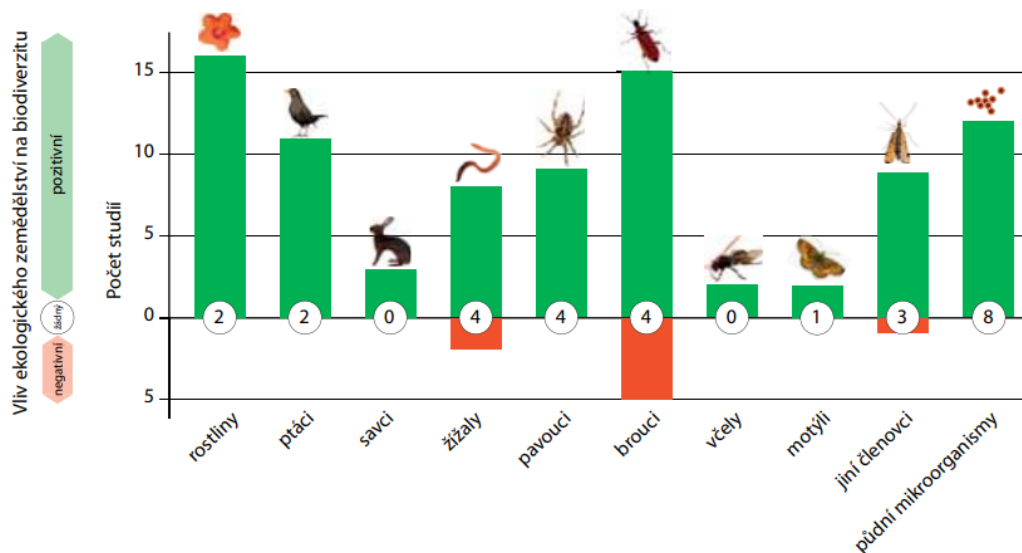
První zmínka o ekologickém zemědělství v České republice se datuje do roku 1990. V současné době je ekologické zemědělství uznávanou zemědělskou formou, který je vymezen zákonem č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství a o změně zákona č. 368/1992 Sb., o správních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů. Z různých studií je prokazatelné, že ekologické zemědělství zlepšuje celou řadu funkcí jako je:

- samovolná regulace škůdců v půdě (Hutton, Giller 2003) a také v plodinách (Klingen et al. 2002; Zehnder et al. 2007);
- snížení erozní činnosti na orné půdě (Siegrist et al. 1998);

- opylování (Gabriel, Tschardtke 2007; Holzschuh et al. 2007; Holzschuh et al. 2008; Moradin et al. 2005).

Podle Moudrého a Rozsypala (2007) je ekologické zemědělství specifický systém zemědělského hospodaření, který pečuje o životním prostředí stanovením omezení nebo zákazu použití látek a postupů, které způsobují zátěž životního prostředí nebo zvyšují riziko kontaminace potravního řetězce. Bavec (2006) definuje, že ekologické zemědělství je specifickým typem hospodaření a mezi základní pilíře patří zabraňování působení škodlivých vlivů na životní prostředí, rozvoj biologické rozmanitosti, produkce kvalitních potravin, a také péče o pitnou vodu.

Na ekologicky obhospodařovaných plochách se vyskytuje průměrně o 50 % více jedinců a o 30 % více druhů organismů (např. ptáci, hmyz, rostliny), jak ukazuje meta-analýza 66 vědeckých studií (Bengtsson et al. 2005). Výzkumy z Norska ukazují, že půdní patogeny jsou redukovány v ekologicky obhospodařovaných půdách kvůli vyššímu výskytu hub než na půdách v konvenčním režimu obhospodařování (Klingen et al. 2002). Pestrá rozmanitost flóry a fauny v ekologickém zemědělství zvyšuje aktivitu půdní fauny (Mäder et al. 2002). Z ekologického zemědělství profitují určité organismy, a to především ptáci, dravý hmyz, pavouci, půdní organismy, a také polní flóra (Obrázek 4) (Pfiffner, Balmer 2009).



Obrázek 4: Počet studií prokazující pozitivní (zelené sloupce) nebo negativní (červené sloupce) dopady ekologického obhospodařování na biodiverzitu. Čísla v bílých kroužcích ukazují, kolik studií neprokázalo žádné rozdíly. Shrnutí vychází z 95 původních vědeckých studií. (Pfiffner, Balmer 2009)

3.1.2 Regenerativní zemědělství

Regenerativní zemědělství je forma zemědělství, která se snaží eliminovat nepříznivé vlivy na zemědělskou půdu a krajinu. Jeho základním pilířem je návrat k přírodě a ekologickým a biologickým procesům a vztahům. Snaží se zlepšit stav zemědělské půdy, ekosystémových služeb a podporuje nadzemní a podzemní biodiverzitu (neboli edafon) (Kundrata et al. 2021). Smyslem je nepoužívat těžké zemědělské orební stroje a ponechat půdu co nejvíce pokrytou vegetací nejen hlavních plodin, ale i meziplodin. Mezi výhody tohoto způsobu zemědělství je zvýšení biodiverzity v půdě, ochrana půd před erozí či fixace uhlíku ze vzduchu do půdy.

Hlavním cílem regenerativního zemědělství je regenerace přirozené půdní úrodnosti díky zvýšenému obsahu uhlíku v půdě a obnově půdního života pomocí mikro a makroorganismů (Klem 2023). Regenerativní zemědělství si připouští, že intenzifikace zemědělství způsobuje degradaci zemědělské půdy ve formě zhutnění půdy, erozní činnosti, snížení retence vody v krajině anebo snížení obsahu organického uhlíku v půdě (Klem 2023).

Regenerativní zemědělství přináší pozitivní efekty, včetně snižování emisí skleníkových plynů, zlepšení kvality vody, ovzduší, či půdy a také zvyšuje biodiverzitu v krajině. Také zvyšuje organickou hmotu v půdě a díky tomuto je větší obsah celkové mikrobiální a bakteriální biomasy (Fenster et al. 2021). Při rozmanitosti vegetace se zvyšuje biologická diverzita bezobratlých organismů na orné půdě (Lundgren, Fausti 2015). Tudíž biodiverzita bezobratlých organismů včetně množství žížal a jejich biomasa je výrazně vyšší v regeneračních půdách (Fenster et al. 2021).

Regenerativní zemědělství musí vycházet ze dvou pilířů a to (Klem 2023):

- trvalý vegetační pokryv bez období černého úhoru tzv. holá zpracovaná půda, zajišťující kontinuální produkci kořenových exsudátů a jejich postupné poutání na minerální částice půdy jako je jíl a prach;
- minimální narušení půdy kulturami, která způsobuje destrukci půdních agregátů a celkově urychluje rozklad organického uhlíku v půdě.

Regenerativní zemědělství se snaží předat půdu budoucím generacím v co nejlepším stavu, než byla doposud, proto se řídí určitými principy. Mezi tyto klíčové principy patří podle Gabea Browna (2018):

- **Každý zemědělec pracuje v jiných podmínkách.** Tzn. je důležité zjistit, jaká je historie půdy, v jakém je prostředí, jaké plodiny se nejvíce hodí pro dané prostředí.
- **Co nejmenší mechanické a chemické narušování půdy.** Příroda nezná orbu. Musíme pochopit, jak půda vzniká, jak se tvoří půdní agregáty (nejmenší jednotky půdy). Půda musí obsahovat živou organickou složku, houby a bakterie. Musí v ní probíhat mikrobiologické procesy.
- **Půda musí být celoročně pokrytá.** Odkrytá půda bez vegetačního pokryvu je vystavena extrémní vodní a větrné erozi, nadměrně se zahřívá a vysušuje, což jí škodí.
- **Rozmanitost.** Příroda nezná monokultury, pěstováním různých druhů rostlin pomáháme budovat organickou složku půdy.
- **Ponechání kořenů rostlin v půdě.** Neustálé pokrytí půdy rostlinami také umožňuje, aby v ní byly živé kořeny, díky kterým půda ukládá uhlík a lépe zachycuje vodu.
- **Integrace hospodářských zvířat.** S pastvou zvířat přichází i hmyz. Dobrý ekosystém je plný hmyzu. Nikdy nedojde k přemnožení jednoho druhu, protože jednotlivé druhy se navzájem požírají.

3.2 Půdní fauna

Půdní organismy nazývané jako edafon je soubor jedinců nacházející se v půdním prostředí. Každá průměrně kvalitní půda obsahuje podle Šimka et al. (2015) velké množství organismů. Edafon představuje malou část z půdní masy, ale má zásadní roli při fungování půdního ekosystému. Dominantní složkou edafonu jsou mikroorganismy, které nejsou pouhým okem viditelné. Velká část organismů je v půdním prostředí heterotrofní (Šarapatka 2014), což znamená, že organismus je odkázaný na zdroj organických látek, který pochází z jiných organismů nebo z jejich odpadních látek. Zásadním přínosem půdní fauny pro fungování ekosystémů je rozklad a transformace organických látek odehrávající se v kratším časovém úseku, než je to při fyzikálních dějích (Lavelle, Spain 2003).

Dle Šimka et al. (2019) půdní organismy dělíme na **zoedafon** (živočichové a prvoci žijící v půdě) a **fytoedafon** (mikroflóra – bakterie, archea, houby, řasy). Půdní faunu můžeme dále rozdělovat dle velikosti těl, a to na 4 základní skupiny podle Gobata et al. (2004) na:

- **mikrofaunu** – organismy menší než 0,2 mm; např. viry, bakterie, archea, houby atd.;
- **mezofaunu** – organismy s rozměrem mezi 0,2–4 mm, např. roztoči, chvostokoci či hlístice;
- **makrofaunu** – organismy s rozměrem 4–80 mm, např. pavoukovci, mnohonožky a stonožky, hmyz, žížaly aj.;
- **megafaunu** – organismy nad 80 mm, např. žížaly, měkkýši či drobní obratlovci.

Půdní organismy zajišťují rozkladné a syntetické procesy, přeměnu prvků a živin, které způsobují neustálý tok energie a látek v půdním prostředí (Wu et al. 2020). Dominantní částí je již zmíněná skupina mikroorganismů. V půdě jich je tak 104–105 mikrobiálních druhů na gram půdy (Jeffery et al. 2010). Zooedafon připravuje organickou hmotu pro dekompozici půdními mikroorganismy, což je zásadní pro recyklaci živin v půdním prostředí.

Podle Laštůvky (2004) organismy žijící na povrchu půdy označujeme jako **epigeické** a organismy vyskytující se uvnitř v půdě označujeme jako **endogenické**. Většina organismů z 90 % aktivuje ve svrchních vrstvách půdy, přibližně do 10 cm (Tajovský 2008). Značná část půdní fauny se skrývá pod povrchem, tudíž většina druhů je špatně prozkoumaná (Lavelle et al. 2006). Její neviditelnost může být důvodem, proč se jí věnuje méně pozornosti. Přesto je půdní biodiverzita rozmanitá a důležitá pro celé ekosystémy.

Některé půdní organismy využívají půdní prostředí trvale, jiní mohou půdu využívat jako přechodovou zónu během svého životního cyklu. Dle Šimka et al. (2019) můžeme definovat základní skupiny půdních organismů na:

- **permanentní fauna** – organismy žijící v půdě během celého životního cyklu; (např. hlístice, chvostokoci, roztoči, někteří brouci, roupice, žížaly nebo podzemní savci);
- **periodická fauna** – živočichové, kteří jsou v půdě během svého vývojového cyklu, v dospělosti ji opouštějí a někdy se do ní příležitostně vrací (např. škvoři, drabčíkovití brouci);
- **temporární fauna** – živočichové, kteří žijí v půdě jen ve stadiu vajíček či larev a v dospělosti mimo ni (např. někteří brouci nebo dvoukřídlí);

- **tranzitorní fauna** – živočichové, kteří se ukrývají v půdě neaktivní stadia (vajíčka, kukly) nebo zde zimují (např. motýli, měkkýši, někteří obratlovci či některé další skupiny hmyzu).

3.2.1 Význam půdní fauny v zemědělské krajině

Půdní organismy mají zásadní roli při pedogenických procesech, v koloběhu prvků či při růstu rostlin a tím pádem významně ovlivňují stabilitu ekosystému (Šarapatka et al. 2002). Půdní organismy jsou zásadní pro tvorbu půdního prostředí. Ovlivňují biologické, fyzikální a chemické půdní prostředí. Podílejí se také při fixaci dusíku (Jones et al. 2009), při detoxikaci půdy či ochraně rostlin proti škůdcům (Drapela et al. 2008). Někteří půdní organismy chrání kořeny rostlin před parazity nebo mohou rozkládat toxické látky, které se dostávají do půdního prostředí díky používání chemických látek na ochranu rostlin (Šarapatka et al. 2002).

Podle Ruska (2000) přispívají k mechanickému rozkladu mrtvé organické hmoty, k tvorbě půdní mikrostruktury či vykopávání půdních chodeb. Některé organismy jako jsou žížaly a mravenci značně zkyprují půdní prostředí (Lavelle 1996), za účelem hledání potravních zdrojů nebo rozmnožování. Díky této činnosti přispívají k přenášení organické hmoty do minerálního horizontu a minerální částice jsou transportovány do vyšších míst (Rusek 1985). Podle Blancharta et al. (2004) půdní strukturu ovlivňují různé druhy žížal, které mají odlišnou životní strategii a tím pádem jiný vliv na půdní prostředí. Kvalitní půdní struktura je klíčová pro dostatečný obsah vody, vzduchu a živin, což poskytuje prostor pro půdní organismy a pro kořeny rostlin (Pommeresche et al. 2007). Veškerá půdní fauna jako jsou žížaly, mravenci, mnohonožky, stonožky, brouci atd. mají tedy v agro-ekosystémech nenahraditelnou roli.

3.2.2 Půdní fauna jako indikátor kvality půdy

V zemědělské krajině působí na půdní organismy spousta faktorů, přičemž jejich vliv má fatální důsledky na početnost a druhovou diverzitu. Většina půd České republiky nemá vyhovující kvalitu. Kvalita půdy je chápána jako schopnost půdy plnit ekologické funkce (Menta et al. 2018). Vhodná metoda na rozeznání kvality půdy jsou půdní indikátory (Bastida et al. 2008). Indikátor, který nám ukazuje degradaci na úrovni půdy se nazývá index QBS. Jedná se o nástroj pro monitoring a ochranu půd. Tento půdní indikátor je založen na půdních organismech především na mikroedafonu. Ti citlivě reagují na změnu hospodaření s půdou a tím se posuzuje biologická kvalita

půdy (Parisi et al. 2005). Index se používá například při hodnocení kvality městské půdy, zemědělské půdě ale i na lesních stanovištích. Průměrné hodnoty indexu QBS rostou s klesajícím nátlakem na ornou půdu (Gardi et al. 2003). Tento index je v celé Evropě uznáván jako standardní hodnocení půdní fauny. Podle Bastida et al. (2008) lze charakterizovat index kvality půdy jako minimální soubor parametrů, které ve vzájemném vztahu poskytují číselné údaje o schopnosti půdy plnit jednu nebo více funkcí. Různé studie ukazují, že index kvality půdy poukazuje na složitost tohoto tématu, kvůli stanovení kvality je potřeba integrovat rozmanitost fyzikálních, chemických, mikrobiologických či biochemických vlastností (García et al. 1994, Halvorson et al. 1996).

3.2.3 Ekologie žížal

Jednou z nejvýznamnějších skupin edafonu jsou žížaly. Jedná se o saprofágní živočichy, kteří plní v půdním prostředí nespočet funkcí. Žížaly tvoří chodbičky, které vytvářejí póry uvnitř v půdě a regulují tak plynný a vodní režim půdy. Polovina půdních mikroorganismů, které poutají vzdušný dusík, tak žijí ve stěnách těchto chodbiček, kde je vyšší koncentrace cukru. Chodbičky tak představují pro mnoho organismů příznivější prostředí než okolní půda (Pommeresche et al. 2007). Žížaly také produkují exkrementy, ve kterých je o mnohem víc mikroorganismů než v okolní půdě (Pommeresche et al. 2007). Je to z důvodu, že výkaly obsahují vyšší vlhkost a mají lépe přístupné živiny a obsahují jílovité půdní agregáty. Žížaly umí také ovlivňovat druhové složení v půdě (Rousseau et al. 2013). Žížaly jsou indikátorem kvalitní a úrodné půdy, díky svému pohybu provzdušňují půdní prostředí a tvoří novou organickou hmotu (humus – nejúrodnější část půdy).

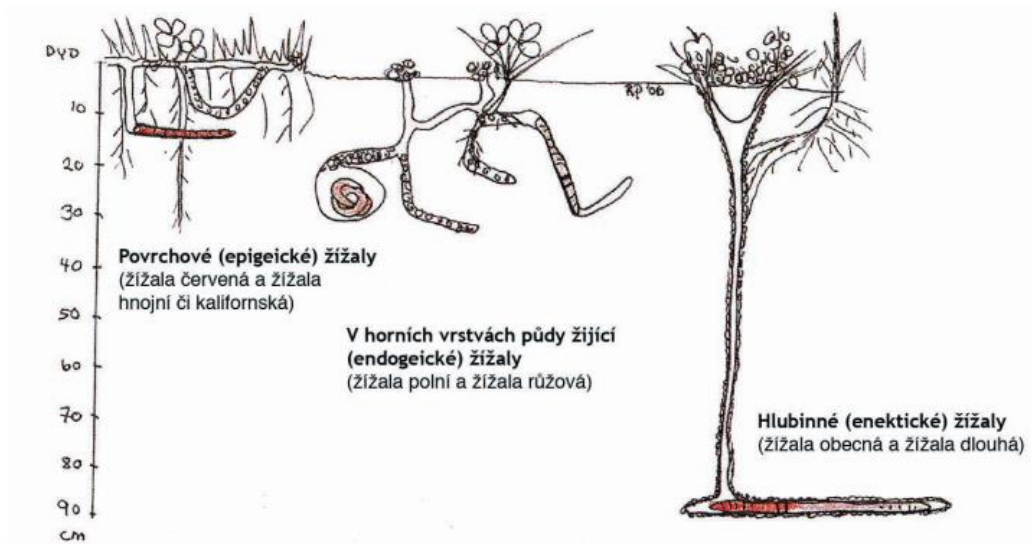
Podle Šimka et al. (2015) jsou půdotvorné procesy (např. mineralizace organické hmoty, denitrifikace) rychlejší v exkrementech žížal (koprolitech) než v okolním půdním prostředí bez těchto exkrementů.

Dle Jefferyho et al. (2010) se žížaly dělí do ekologických skupin na (Obrázek 5):

- **epigeické** – jedná se o malé žížaly (max. do 5 cm); tmavě červeně zbarvené a obývající povrch půdy nebo jen několik cm v prvních vrstvách půdního prostředí; *Dendrobaena octaedra* (žížala diamantová), *Lumbricus castaneus* (žížala kašatnová), *Eisenia fetida* (žížala hnojní);

- **endogeické** – jedná se o středně velké žížaly (až 20 cm); růžově zbarvené nebo světle šedé; žijící jen v půdě; *Allolobophora icterica*, *Octolasion cyaneum* a *Aporrectodea caliginosa* (žížala polní);
- **anetické** – jedná se o nejdelší žížaly (až 110 cm); červeně, hnědě nebo tmavě šedě zbarvené; žijící ve větší hloubce půdy, a kvůli tomu musí vystupovat na povrch půdy za potravou; *Aporrectodea giardi*, *Lumbricus terrestris* (žížala obecná) a *Lumbricus rubellus* (žížala červená).

Endogeické žížaly patří k druhům, které lépe snášející intenzivní zpracování půdy než žížaly anetické a epigeické (Briones, Schmidt 2017).



Obrázek 5: Dělení žížal dle ekologického hlediska (Pommeresche et al. 2007)

Podle Šimka et al. (2015) lze žížaly dělit podle potravních preferencí na:

- **detritofágní** – živící se rostlinnými zbytky či exkrementy savců;
- **geofágní** – absorbující půdu a z ní tráví organické zbytky či mikroflóru.

Aby žížaly v půdním prostředí profitovaly, je zapotřebí dodávat do půdy dostatečné množství organické hmoty v podobě organických hnojiv (např. kompost, močůvka) nebo zařadit do osevního postupu jetelotravní směsi (Pommeresche et al. 2007).

Žížaly jsou ekosystémový inženýři (Lavelle et al. 1997), kteří mají velký vliv na půdní funkce, které jsou zásadní v zemědělství (Bertrand et al. 2015). Je prokázáno, že žížaly zvyšují výnosy o zhruba 25 % (van Groenigen et al. 2014) oproti půdám, kde není přítomnost těchto organismů. Dle Nuutinena et al. (2011) by mohly nekultivované

okraje polí s vegetací fungovat jako migrační cesty pro šíření žížal na ornou půdu, kde žížaly po kultivaci orné půdy ze začátku chybí. Za těchto podmínek by opatření v podobě biopásů uprostřed pole mohl podpořit pohyb žížal na těchto lokalitách (Hyvonen et al. 2021).

3.3 Biodiverzita zemědělské krajiny

Biodiverzita neboli diverzita anebo biologická rozmanitost je pojem zakotvený v Úmluvě o biologické rozmanitosti v anglickém znění Convention on Biological Diversity, CBD. Cílem Úmluvy je ochrana biologické rozmanitosti, udržitelné využívání jejích složek, a také přístup ke genetickým fondům (MŽP ©2016). Definice podle této Úmluvy zní:

„Biodiverzita je variabilita všech žijících organismů včetně, mezi jiným, suchozemských, mořských a jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí; zahrnuje diverzitu v rámci druhů, mezi druhy i diverzitu ekosystémů.“

Podle Plesníka (2019) můžeme biodiverzitu dělit na tři hierarchické kategorie, a to na druhovou diverzitu (druhy), genetickou diverzitu (geny, chromozomy, populace) a na ekosystémovou diverzitu (ekosystémy). Organismy nám poskytují ekosystémové služby, které jsou nezastupitelné (opylování a koloběh živin) nebo zastupitelné, jako je přirozená regulace škůdců a plevelů či zvyšování úrodnosti půdy, a množství ekosystémových služeb typicky roste se zvyšující se biodiverzitou organismů (Holý et al. 2020).

3.3.1 Vliv zemědělství na biodiverzitu půdní fauny

Půdní faunu ovlivňuje vlhkost půdy, obsah živin, teplota či pH (Šarapatka 1996), ale také na ni působí lidská činnost (Hlava et al. 2015). Intenzivní zemědělská činnost v zemědělské krajině představuje velký problém pro půdní bezobratlé. V posledních letech dochází k poklesu živočišných a rostlinných druhů díky intenzifikaci zemědělství (Stašiov et al. 2014). Podle Šarapatky et al. (2002) se jedná především o volbu plodin, o chemických vstupech, o agrotechnických činnostech a o způsobu hnojení. Také obdělávání půdy může ovlivnit organickou hmotu v půdě jak krátkodobě, tak i z dlouhodobého hlediska (Torppa, Taylor 2022). Na utužených půdách díky těžké mechanizaci dochází ke snižování objemů pórů a tím pádem k nedostatku vzduchu (Gregory et al. 2005) či vody a živin (Šarapatka et al. 2008).

Díky snížení vzduchu v pórech pak dochází k úbytku půdního života. Půdní organismy, které obývají horní část půdy jsou často usmrceni při kultivaci půdy (Le Bayon et al. 2002), a organismy, co persistují v nižší vrstvě půdy se díky zhutnění nedostanou zpět na povrch a zahynou díky nedostatku vzduchu. Orba negativně působí na rozklad organické hmoty, která je důležitou součástí pro půdní organismy. Dle La Bayona et al. (2002) hluboká orba jednak způsobuje úhyn půdní bezobratlých, a také negativně ovlivňuje jejich činnost v půdním prostředí.

V zemědělské krajině působí na půdní organismy různé faktory, které mohou mít velký vliv na druhovou diverzitu. K intenzifikaci zemědělských systémů a k radikální přeměně zemědělské krajiny začalo docházet v druhé půlce 20. století díky významným změnám v zemědělských postupech a činnostech (Stoate et al. 2009). Podle Holého et al. (2020) řadí významné okamžiky přeměny krajiny, které měly negativní vliv na život členovců:

- konec 19. století – intenzifikace zemědělství (použití hnojiv),
- 50. léta 20. století – chemizace a scelování pozemků,
- 70. – 80. léta 20. století – meliorace a narovnávání vodních toků,
- 90. léta 20. století – současnost – snižování stanovištní diverzity (zatravňování či vstup do EU)

Díky intenzifikaci zemědělství za poslední léta dochází k velkým ztrátám biodiverzity (Díaz et al. 2019). Intenzifikace se projevuje uvnitř půdních bloků. Znakem intenzivního hospodaření jsou především absence organických hnojiv na úkor těch minerálních, celoplošné používání pesticidů anebo zjednodušené oseední postupy (Holý et al. 2020). Velký vliv má především mechanické zatížení zemědělské krajiny, působení chemických látek jako jsou pesticidy nebo vliv hnojení v zemědělsky obhospodařovaných půdách. Nejenom, že intenzifikace má zásadní vliv na úbytek půdní fauny, ale následně i na skupinu polních ptáků, kteří jsou vnímány jako významný ukazatel kvality zemědělské krajiny. V průběhu let 1980 až 2018 se v Evropské unii snížila početnost polních ptáků o 57 % (PECBMS ©2019). Největší vliv má především hluboká orba, která narušuje půdní strukturu a má negativní vliv na bezobratlé organismy v podobě vysoušení a přímého mechanické destrukce těl (Stoate et al. 2001). Podle Holého et al. (2020) v případě velkých půdních bloků v homogenní krajině, tak hluboká orba má větší negativní vliv než v heterogenní krajině. Další negativní vliv na biodiverzitu má používání pesticidů. Pesticidy jsou přípravky, které

se v zemědělství používají k eliminaci rostlinných a živočišných škůdců nebo proti parazitickým houbám. Úkolem pesticidů je ochránit zemědělské produkty a rostliny. Dělíme je podle cílového organismu:

- insekticidy – proti hmyzu,
- herbicidy – proti plevelům,
- fungicidy – proti plísním a houbám,
- nematocidy – na volně žijící háďátka v půdě,
- rodenticidy – na hubení proti hlodavcům,
- akaricidy – proti roztočům,
- algicidy – na řasy,
- moluskocidy – na hubení měkkýšů.

Tyto přípravky mají přímý i nepřímý vliv na diverzitu hmyzu. Mezi přímé vlivy patří úmrtí hmyzu insekticidy a mezi nepřímý efekt se řadí vyhubení rostlin herbicidy. To má důsledek na snížení pylu a nektaru v krajině, což je limitující pro hmyz (motýli, opylovači). Podle Holého et al. (2020) může přiměřená aplikace pesticidů za určitých podmínek diverzitu hmyzu zvyšovat. Herbicidy mají významnější vliv na hmyz než insekticidy (Holý et al. 2020). Používání pesticidů má za následek znečištění prostředí rezidui pesticidů a vstupy hnojiv (Sánchez-Bayo, Wyckhuys 2019). Změna půdního prostředí vede k narušování potravních sítí, a to poškozuje především půdní organismy jako jsou roztoči, chvostokoci nebo žížaly (Tsiafouli et al. 2015, Marwitz et al. 2014).

Hnojení se v zemědělské krajině používá především pro výživu rostlin. Používají se buď to organická hnojiva (chlévkový hnůj, kompost, kejda, močůvka) nebo průmyslová hnojiva. Podle Richtera a Hluška (1996) pokud organická hnojiva neumožňují dostačující přísun živin do půdy, tak je potřeba použít průmyslová hnojiva. Přidáním větší množství hnojiva má přímý vliv pouze na omezené množství hmyzu (Holý et al. 2020).

3.3.2 Opatření pro podporu biodiverzity v zemědělské krajině

Dlouholeté intenzivní využívání zemědělské krajiny má velký dopad na biodiverzitu obecně. Díky tomu se šíří invazní druhy anebo dochází k izolaci biotopům. Samozřejmě i klimatické změny mají na tom svůj podíl. Biologická rozmanitost na úrovni druhů má velký vliv na fungování mnoha procesů. Mezi hlavní opatření, která zvyšují biologickou rozmanitost zemědělské krajiny se řadí:

- vyšší podíl neprodukčních a přirozených stanovišť,
- absence používání syntetických pesticidů,
- pestrý osevní postup s velkým podílem jetelotravin,
- šetrná kultivace půdy s humusem (Pfißner, Balmer 2009).

Jedním z hlavních nástrojů využívajících k podpoře biodiverzity na orné půdě jsou v Evropské unii i v České republice agroenvironmentálně-klimatická opatření (AEKO). Agroenvironmentální programy se mohou mezi zeměmi významně lišit, a to dokonce i mezi zeměmi Evropské unie (Kleijn, Sutherland 2003). Zakládání těchto programů je jednou z reakcí na obavy ze ztráty biologické rozmanitosti. Zemědělci jsou placeni za to, aby upravili své obhospodařované půdy tak, aby byla přínosem pro životní prostředí. Mezi hlavní cíle agroenvironmentálně-klimatických opatření patří:

- zlepšit životní prostředí a krajinu,
- začlenění agroenvironmentálních postupů,
- trvalé udržitelné využívání zemědělské půdy.

Agroenvironmentálně-klimatická opatření jsou upravené v nařízení vlády č. 80/2023 Sb. Podle metodiky (MZe ©2023) řadíme mezi tato opatření např.:

- ošetřování travních porostů,
- zatravňování orné půdy,
- druhově bohaté pokrytí orné půdy,
- ochrana čejky chocholaté,
- biopásy.

Úlohou ošetřování travních porostů je udržitelné hospodaření na významných stanovištích travních porostů. Cílem zatravňování orné půdy je docílit větší retence vody v krajině, snížení eroze a zpomalení odtoku vody. Druhově bohaté pokrytí orné půdy je zaměřené na pěstování druhově bohaté směsi plodin. Dalším opatřením je ochrana čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*), díky jejímu poklesu a poklesu dalších polních ptáků v zemědělské krajině vznikla tato podpora. Posledním zmíněným opatřením jsou biopásy, které mají zvýšit biologickou rozmanitost obhospodařovaných polí a přispět k rozmanitosti zemědělské krajiny.

3.4 Biopásy

Mezi hlavní opatření pro podporu biologické rozmanitosti na orné půdě se řadí biopásy. Jedná se o neprodukční pásy vegetace o šířce 6–24 metrů a o minimální délce 30 metrů, nacházející se buď na okraji nebo uvnitř půdního bloku. Podle Jönssona et al. (2015) jsou biopásy neprodukční plochou, které mají podpořit diverzitu bezobratlých organismů. Založením biopásů lze dosáhnout v zemědělské krajině určitých přínosů jako je zvýšení pestrosti a rozmanitosti v krajině, potravní nabídky, místo pro úkryt či místo pro hnízdění ptactva a dalších organismů anebo prostor pro bezobratlé živočichy (hmyz), který se stává součástí potravní nabídky pro jiné organismy (Marada et al. 2013). Biopásy slouží i jako vhodný migrační biokoridor, a zlepšují tedy propustnost krajiny. Podle Haalanda et al. (2011) jsou biopásy polyfunkční, jelikož zvyšují diverzitu na orné půdě a vytvářejí místa pro růst a rozmnožování rostlin. Půda v biopáse po určitou dobu nepracuje, a tím se zvyšuje diverzita edafonu (Haaland et al. 2011). Tím vznikne taková zásobárna mikroorganismů, kteří jsou důležití pro spoluvytváření půdní struktury (MZe ©2016). Toto opatření má významný dopad na bezobratlé živočichy, kteří mají v současné zemědělské krajině velké problémy s migrací, tudíž biopásy nabízejí hmyzu záchytná místa, přes která se mohou pohybovat (MZe ©2016).

Biopásy v ČR dělíme na tři základní typy, a to na krmný, nektarodárný a kombinovaný. Biopásy se řadí mezi opatření AEKO – Podpora biodiverzity na orné půdě, na které jsou vypsané dotační tituly jako je titul na krmný biopás, titul na nektarodárný biopás a dotační titul na kombinovaný biopás. Aby zemědělci mohli dosáhnout na dotační titul musí splňovat určité podmínky. Mezi tyto podmínky se řadí například minimální vstupní výměra 2 ha zemědělské půdy s druhem zemědělské kultury R. Další podmínky dotačních titulů včetně sankcí jsou sepsané v Metodice k provádění nařízení vlády č. 80/2023 Sb., o stanovení podmínek provádění agroenvironmentálně-klimatických opatření. Dotační titul je zemědělci připsán na dobu 5 let.

Společné podmínky pro krmné, nektarodárné a kombinované biopásy (MZe ©2021):

- biopás musí být vytvořen buď uvnitř půdního dílu nebo po jeho okrajích ve směru orby;

- biopás musí být vzdálen minimálně 50 metrů od dálnice, silnice 1. nebo 2. třídy, nebo od dalšího biopásu na dílu půdního bloku;
- na celou plochu biopásu je zakázáno aplikovat hnojiva či přípravky na ochranu rostlin, s výjimkou fyto-sanitárních opatření;
- biopás nesmí sloužit jako souvrat' ani k přejezdům;
- biopás musí být založen s použitím uznaného nebo kontrolovaného osiva.

Krmné biopásy slouží především k podpoře drobného ptactva a savců. Naopak nektarodárné biopásy jsou navrženy tak, aby poskytovaly podporu hmyzu, zejména blanokřídlým, jako jsou včely. Kombinovaný biopás se používá pro podporu zemědělského ptactva.

Biopásy se běžně umísťují buď na okraj půdního bloku (podél polních cest, mezí, vodotečí, větrolamů nebo stromořadí či remízky) nebo uvnitř půdního bloku jako migrační biokoridor (MŽP ©2007). Specifické umístění mají právě nektarodárné biopásy, které se doporučují umísťovat na (BASF ©2015):

- málo úrodné a hůře dostupné plochy,
- ochranná pásma kolem vodotečí,
- plochy se zvýšenou erozní činností,
- stanoviště napojená na jiné krajinné prvky.

3.4.1 Management biopásů

Mezi základní podmínky, jak se starat o biopásy řadíme (MZe ©2016, MZe ©2021):

- zakládat biopás dle stanovených kritérií (viz. Metodika k provádění nařízení vlády č. 80/2023 Sb.);
- biopásy nehnojit a postřiky používat jen v krajní nouzi a pouze bodově;
- zasít stanovenou směs do 15. června;
- pro krmné biopásy platí, že do 15. března následujícího roku ponechat biopás bez zásahu;
- pro krmné biopásy od 16. března do 15. června následujícího roku zapravit biopás a zasít znovu stanovenou směs;
- pro nektarodárné biopásy ponechat je dva až tři roky bez zásahu s výjimkou seče biopásu, odklidit biomasu v termínu od 1. června až do 15. září;
- pro nektarodárné biopásy od 16. března do 15. června třetího nebo čtvrtého roku zapravit biopás a opět vysít stanovenou směs.

Mezi specifické podmínky pro krmný biopás řadíme (MZe ©2021):

- šířka biopásů by měla mít min. 6 až 24 metrů, minimální délka 30 metrů;
- maximální rozloha by neměla přesáhnout 50 % dílu půdního bloku;
- založení biopásu by mělo proběhnout do 15. června, a to s předem stanovenou směsí osiv;
- ponechat biopás bez zásahu zemědělskou technikou do 15. března následujícího roku;
- v termínu od 16. března do 15. června zapravit porost biopásu zpět do půdy.

Mezi specifické podmínky pro zakládání nektarodárného biopásu řadíme (MZe ©2021):

- minimální šířka 6 metrů až 24 metrů, minimální délka 30 metrů,
- maximální rozloha by neměla přesáhnout 50 % dílu půdního bloku,
- do 15. června založit biopás směsí osiv předem určeného,
- ponechat biopás bez zásahu jakoukoliv technikou po dobu dvou až tří let,
- po uplynutí dvou až tří let následuje zapravení biopásu zpět do půdy v termínu od 16. března do 15. června,
- každý rok by měla být prováděna seč či mulčování biopásu v termínu od 1. června do 15. září,
- založení biopásu na dobu dvou až tří let na stejném nebo jiném místě.

Mezi specifické podmínky pro zakládání kombinovaného biopásu řadíme (MZe ©2021):

- založit na jednom dílu půdního bloku jednoletý krmný biopás o minimální šířce 6 až 24 metrů,
- na něho navazující víceletý jetelotrávní pás o minimální šířce 6 až 12 metrů, minimální délka 30 metrů a maximální rozloha 50 % dílu půdního bloku.

3.4.2 Vliv biopásů na obratlovce v zemědělské krajině

Biopásy jsou podle Šálka et al. (2022) vhodné opatření pro podporu drobných savců a ptactva v zemědělské krajině. Bylo prokázáno, že podporují druhovou diverzitu a početnost ptáků (Boatman et al., 2003) nebo jsou příznivé pro malé savce (Briner et al. 2005). Vhodné jsou například pro zajíce polního, který najde v biopásech vhodné

potravní zdroje a úkryty (Sliwinski et al. 2019). Dalším příkladem může být hraboš polní, který biopásy využívá jako vhodný biotop pro jeho existenci (Briner et al. 2005). Podle Šálka et al. (2022) jsou biopásy vhodné jen pro určité živočichy, záleží na jednotlivých druzích, jaké typy stanovišť preferují. Negativním živočichem pro biopásy je srnčí zvěř, která využívá krajinu v širších měřítcích (Šálek et al. 2022). Dalším nevhodným druhem je koroptev šedá, pro kterou fungují biopásy jako ekologická past, kvůli existenci vyšší míry predace na okraji těchto biopásů (Bro et al. 2004).

3.4.3 Vliv biopásů na bezobratlé organismy v zemědělské krajině

Obecně biopásy podporují diverzitu, početnost i biomasu členovců (Frank et al. 2009; Jönsson et al. 2015; Thomas, Marshall 1999). Slouží jako potravní zdroj nebo jako prostor pro přezimování členovců (Ganser et al. 2019). Biopásy přitahují skupinu hmyzu jako jsou opylovači nebo přirození nepřátelé škůdců, které mohou plodinám poskytnout biologické a opylovací služby.

Podle Haalanda et al. (2011) biopásy jsou vhodným opatřením, který přispívá různým skupinám hmyzu díky zvýšenému množství květů a heterogenitou rostlin. Biopásy jsou ideální, když jsou v různých fázích sukcese a s různými vysetými rostlinami (Haaland et al. 2011). Navýšením těchto biopásů by se zvýšila jejich celková účinnost v krajině (Aviron et al. 2011).

Biopásy se staly významným opatřením pro podporu včel a dalších opylovačů v obhospodařované krajině (Hellwig et al. 2022). V zemědělské krajině jsou zejména nektarodárné biopásy důležité z důvodů, že pro opylovače nabízí zdroj potravy (Haaland et al. 2011, Ouvrard et al. 2018). Díky biopásům se zvýší podíl potravních zdrojů v období po odkvětu kulturních plodin na orné půdě, jelikož dojde k poklesu zdrojů pylu a nektaru. Opylovači jsou nezbytní v zemědělské krajině pro opylování rostlin a udržování biodiverzity. Tudíž je velmi důležité zajistit pro ně potravní nabídku, aby mohli plnit svoji roli v ekosystémech.

3.4.4 Vliv biopásů na půdní bezobratlé v zemědělské krajině

Půdní fauna v biopásech je ze všech skupin nejméně probádaná. Podle jedné studie je prokázáno, že celková početnost a biomasa žížal se zvýšila po založení biopásů (Kohli et al. 1999). Žížaly se převážně vyskytují tam, kde je nenarušené půdní prostředí ve

srovnání s intenzivně obhospodařovanou půdou (Briones, Schmidt 2017). Proto se biopásy zdají jako vhodné stanoviště pro tyto organismy.

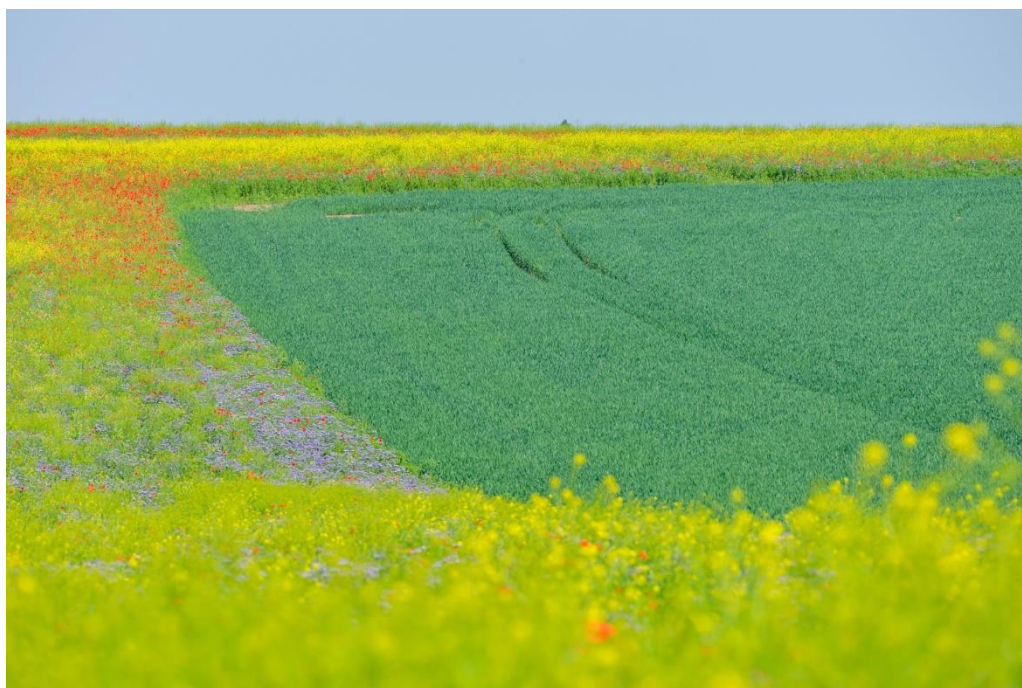
V biopásech se hromadí organická hmota, taktéž na půdu ve větší míře nepůsobí těžké zemědělské stroje (s výjimkou seče biopásů) a díky tomu je půdní prostředí stabilnější. Díky vegetačnímu krytu, který je součástí biopásů, tak se může výrazně měnit mikroklima v půdním prostředí, a to je důležité pro společenstva žížal, které jsou vázané na vlhké prostředí. Biopásy jsou výhodné i pro místa, která nejsou moc úrodná. Tam biopásy obsahující jeteloviny dodávají půdě potřebné živiny, a to se projeví i na početnosti půdních organismů, především na společenstvech žížal (Pommeresche et al. 2007). Zakládání biopásů má tedy potenciálně pozitivní účinky na půdní organismy a na půdní prostředí, ale přímých důkazů existuje ve vědecké literatuře jen minimum.

Podle Smitha et al. (2008) je rozmanitost půdní fauny větší na okraji půdního bloku než uvnitř. Tudíž zakládání biopásů na okraji polí má významný potenciál pro podporu bezobratlých organismů a tím se zvyšuje biodiverzita v zemědělské krajině (Thomas, Marshall 1999). Zakládání biopásů má tedy pozitivní účinky na složku půdní fauny. Proto je tedy důležité více zkoumat společenstva žížal a půdních členovců v biopásech.

4 Metodika

4.1 Charakteristika studijního území

Praktická část diplomové práce se uskutečnila na severovýchodě Prahy v okolí Vinoře. Na studijním území bylo v letech 2020 a 2021 firmou VIN AGRO s.r.o. ve spolupráci s Českou zemědělskou univerzitou vyseto 60 hektarů nektarodárných biopásů (Obrázek 6, Příloha 1 – Obrázek 11, Příloha 5 – Obrázek 22 a 23). Přibližně polovina výměry biopásů byla založena na podzim 15. a 16. září 2020 a druhá polovina byla založena na jaře 8. a 9. dubna 2021. Tyto biopásy byly založené prostřednictvím dvou směsí osiva. Přibližně polovina biopásů byla oseta standardní neboli komerční certifikovanou směsí osiva od firmy Seed Service s.r.o. (dále označována jako „standardní směs“; složení směsi je uvedeno v Příloze 2 – Tabulce 4), která je používána jako oficiální směs pro dotační titul „Nektarodárné biopásy“. Druhá polovina biopásů byla oseta směsí osiva obsahující 60 % výše uvedené certifikované standardní směsi a 40 % směsi travin obohacené o další druhy dvouděložných nektarodárných rostlin (dále označovanou jako „vylepšená směs“), která má za úkol zlepšit stabilitu biopásů a zintenzivnit druhovou diverzitu nektarodárných rostlin v biopásech (složení směsi je uvedeno v Příloze 2 – Tabulce 5). Výsev u obou vysévaných směsí tvořil 25 kg/ha a biopásy byly vysévány v šířce 24 metrů.



Obrázek 6: Pole obklopené nektarodárnými biopásy (foto: Tomáš Jůnek, 2021)

V rámci výzkumu bylo vybráno dvanáct polí s biopásy, přičemž polovina z nich byla založena na podzim 2020 a polovina na jaře 2021. Rovněž bylo standardní směsí oseto šest zkoumaných biopásů a zbylých šest vylepšenou směsí (Tabulka 1, Příloha 3 – Tabulka 6, 7, 8). Pro sběr dat byly v každém z těchto polí vybrán okraj pole s biopásem a okraj s pěstovanou plodinou neboli kontrolou (celkem tedy 24 okrajů polí; Tabulka 1, Obrázek 6). Samotný sběr půdních vzorků probíhal ve vzdálenosti 12 metrů od kraje pole. V případě biopásů se jednalo o jejich střed, jelikož šířka biopásů představuje 24 metrů.

Tabulka 1: Seznam polí s různě založenými nektarodárnými biopásy a s pěstovanou plodinou na kontrolním okraji pole v jednotlivých letech experimentu

Pole ID	Plodina 2021	Plodina 2022	Plodina 2023	Termín výsevu biopásu	Typ směsi
F1	ječmen jarní	řepka	pšenice ozimá	jaro	vylepšená
F2	řepka	pšenice ozimá	řepa cukrová	jaro	standard
F3	ječmen jarní	pšenice jarní	řepka	jaro	standard
F4	hořčice	pšenice ozimá	pšenice jarní	jaro	vylepšená
F5	ječmen ozimý	řepka	pšenice ozimá	podzim	vylepšená
F6	pšenice ozimá	řepa cukrová	ječmen jarní	podzim	vylepšená
F7	pšenice ozimá	ječmen ozimý	řepka	jaro	standard
F8	řepka	pšenice ozimá	řepa cukrová	podzim	standard
F9	oves jarní	řepka	pšenice ozimá	podzim	standard
F10	pšenice ozimá	řepa cukrová	ječmen jarní	podzim	standard
F11	pšenice ozimá	řepa cukrová	ječmen jarní	podzim	vylepšená
F12	hořčice	pšenice ozimá	pšenice jarní	jaro	vylepšená

4.2 Sběr dat a zpracování vzorků

Půdní vzorky byly odebrány z nektarodárných biopásů v létě (červen/červenec) za období 2021, 2022 a 2023 za příznivých půdních podmínek (při dostatečné vlhkosti půdy). Sběr dat byl zaměřen na dvě části: na monitoring půdních členovců a na monitoring žížal. Monitoring žížal i odběry půdních vzorků pro monitoring půdních členovců se prováděl na 24 lokalitách, z toho na 12 okrajích pole s biopásem a na 12 okrajích pole s plodinou tzv. kontrolou. Vzorky byly sbírány vždy ve vzdálenosti 12 metrů od okraje pole podél výzkumného transektu o délce dvaceti metrů. Celkem bylo sebráno 24 směsných vzorků půdní fauny a 24 směsných vzorků žížal.

Zpracování již existujících půdních vzorků probíhalo na Fakultě životního prostředí na ČZU v laboratoři a ve školním výukovém skleníku. Zpracování vzorků bylo odlišné pro půdní členovce a pro společenstva žížal.

4.2.1. Monitoring půdních členovců

Směsný vzorek půdní fauny se skládal ze šesti menších vzorků, které byly odebrány podél transektu rovnoběžné s okrajem pole. Půdní vzorky byly sbírány lopatkou, tudíž půdní sonda měla rozměry 10 × 10 cm a do hloubky 10 cm. Poté co se provedla půdní sonda, tak se odebral vzorek zeminy. Vzorky byly ukládány do popsaných a předem připravených plastových sáčků se zipem o rozměrech 20 × 20 cm. Půdní vzorky byly co nejdříve převezeny do školního skleníku ke zpracování. Včasná přeprava byla z toho důvodu, aby nedošlo k zapaření a tím pádem k znehodnocení těchto vzorků.

První část zpracování půdní fauny probíhalo ve školním skleníku, kde byly sestaveny tullgrénové extraktory (Akoijam et al. 2014), v kterých probíhala extrakce půdních bezobratlých z půdních vzorků. Tullgrénové extraktory se skládaly z trychtýře a ze síťoviny, která měla roli filtru (Příloha 5 – Obrázek 12). Poté proběhla homogenizace půdního směsného vzorku a jeho část byla dána do tullgrénového extraktoru. Půdní fauna díky trychtýři propadávala směrem dolů do připravené a popsané zkumavky. Ve zkumavce byl z poloviny nalitý 70% líh. V důsledku alkoholu ve zkumavce jedinci ihned zahynuli a zároveň byli zakonzervováni. Jelikož extrakce probíhala v letních měsících a teploty ve skleníku dosahovaly až 40 °C, tudíž se líh rychle vypařoval. Bylo tedy velmi důležité pravidelně doplňovat do zkumavek líh, což znamenalo každý druhý den docházet a kontrolovat vzorky umístěné ve výukovém skleníku. Celková extrakce probíhala přibližně 20 dní. Po této době byly vzorky sklizeny a zkumavky byly zhruba do poloviny doplněny 70% líhem.

Druhá část zpracování půdní fauny probíhala v laboratoři. Zde byly půdní členovci determinováni za pomoci binolupy do úrovně jednotlivých řádů (Příloha 4 – Tabulka 9, Příloha 5 – Obrázek 13, 14, 15). Některé skupiny byly rozděleny do jednotlivých velikostních kategorií (např. *Colembolla 1*, *Colembolla 2*, *Colembolla 3*). Jejich četnosti byly zapisovány do protokolu, který byl podkladem pro analýzu dat.

4.2.2. Monitoring žížal

Směsný vzorek pro žížaly se skládal ze dvou půdních sond, které byly odebrány na stejném transektu. Sběr pro půdní faunu a společenstva žížal se výrazně lišil. Pro sběr půdních vzorků žížal byl zapotřebí rýč, kterým se vykopala půdní sonda ve tvaru čtverce o rozměrech 32 × 32 cm (jeden a půl šířky rýče) a 25 cm do hloubky tzn. délky rýče (Příloha 5 – Obrázek 16). Obě půdní sondy byly od sebe vzdálené 5 až 10 m, z každé lokality to bylo cca 0,2 m². Vykopaná zemina z půdní sondy se dávala na předem připravený igelit světlé barvy (Příloha 5 – Obrázek 17). Takový postup se prováděl, aby se zabránilo úniku jednotlivých jedinců žížal zpět do porostu či zahrabání se zpět do půdy. Následně se ručně rozdrobily jednotlivé kusy zeminy a jednotlivé kusy žížal se vyťahovaly buď za pomoci pinzety nebo ručně, ale s velkou opatrností, aby nedošlo k roztržení těl žížal (Příloha 5 – Obrázek 20). Vzorky žížal se dávaly do předem připravených a popsanych (kódem pole a lokality) zkumavek (Příloha 5 – Obrázek 18, 19). Ve zkumavce byl obsažen 70 % líh v takovém množství, které zajistilo, aby jednotlivé žížaly byly celé ponořené. V důsledku alkoholu ve zkumavce jedinci ihned zahynuli. Po dokončení sběru byly vzorky převezeny do školní laboratoře, kde proběhlo další zpracování vzorků.

Vzorky se žížalami se musely v laboratoři převést do 5% vodného roztoku formaldehydu z původního 70% líhu. Díky formaldehydu se vytvrdila těla žížal a uchovala se jejich barva. Po zhruba 14 dnech byly vzorky převedeny z formaldehydu zpět do 70% líhu, z důvodu zamezení styku s karcinogenním formalínem při determinování vzorků.

Určování jednotlivých žížal probíhalo tak, že z každé zkumavky byly přendány žížaly na bílý papír. Pokud nastala situace, že žížaly byly přetržené, tak zpočátku následovalo skládání jednotlivých těl žížal. Poté následovala determinace jednotlivých jedinců pod binolupou (Příloha 5 – Obrázek 21) za pomoci určovacího klíče Žížaly České republiky (Pižl 2002). Jednotlivé žížaly byly určovány do úrovně druhu, případně pouze do rodu v případě silně poškozených jedinců. Během determinace probíhalo i samotné vážení jednotlivých jedinců pomocí laboratorní váhy pro stanovení biomasy (zaokrouhlení hmotnosti na desetinu v gramech). V průběhu určování žížal se výsledky zapisovaly do protokolu, který posléze sloužil jako podklad pro statistické analýzy. Pro období 2021 jsem vzorky determinovala společně

s expertem na žížaly Ing. Jakubem Hlavou, PhD. Vzorky za roky 2022 a 2023 byly determinovány externě pouze kolegou Hlavou.

4.3 Analýza dat

Analýzy pro společenstva žížal a celkovou početnost půdních bezobratlých byly založeny na jednorozměrných analýzách provedených v programu R (R Development Core Team 2022). V první sadě modelů byl analyzován vliv okraje pole (s přítomností biopásu \times kontrola bez biopásu) a efekt roku na celkovou početnost, druhovou bohatost (počet druhů) a biomasu žížal, a celkovou početnost půdních bezobratlých prostřednictvím smíšených lineárních modelů s náhodným efektem (GLMM). V případě analýz početnosti a počtu druhů bylo zvoleno Poissonovo rozdělení, případně negativně binomické rozdělení při overdispersi dat či generalizované Poissonovo rozdělení v případě underdispere dat. V modelech testujících vliv na biomasu žížal byla provedena logaritmická transformace dat a byl použit model s gamma rozdělením dat. Nejprve byl vytvořen nulový smíšený model, který ve všech případech zahrnoval kategorické proměnné okraj pole (*biopás \times kontrola bez biopásu*), rok (2021, 2022, 2023) a dvojité interakce obou faktorů (*okraj pole : rok*). Identita pole vstupovala do všech modelů vždy jako náhodný efekt. Následně byla pro všechny vysvětlované proměnné provedena automatická selekce modelů, přičemž byly veškeré modely seřazeny dle hodnoty Akaikeho informačního kritéria korektovaného pro malou velikost počtu vzorků (AICc; Akaike 1974; Burnham, Anderson 2002) a na jejím základě byly vybrány jako nejlépe fitující modely takové, které měly $\Delta\text{AICc} < 2$. Tyto modely byly pro každou vysvětlovanou proměnnou zprůměrovány a byl spočítán průměrný model nejlépe fitující daná data. V případě zjištění statisticky průkazných efektů u jednotlivých proměnných, byly jejich rozdíly v jednotlivých kategoriích testovány pomocí post-hoc testů.

V druhé sadě modelů byl za pomoci stejných postupů analyzován vliv termínu založení biopásu (*podzim 2020 \times jaro 2021*), zvolené typ směsi biopásu (*standardní \times vylepšená*) a stáří biopásu (rok 2021, 2022, 2023) na celkovou početnost, druhovou bohatost (počet druhů) a biomasu žížal a početnost půdních bezobratlých prostřednictvím smíšených lineárních modelů s náhodným efektem (GLMM). Pro tyto analýzy byl ve všech případech vytvořen nulový smíšený model, který ve všech případech zahrnoval kategorické proměnné okraj pole (*biopás \times kontrola bez biopásu*), rok (2021, 2022, 2023) a dvojité interakce obou faktorů – termín založení biopásu a

použitý typ směsi se stářím biopásu (*termín výsevu : rok; typ směsi : rok*). Identita pole vstupovala do všech modelů vždy jako náhodný efekt. Všechny jednorozměrné analýzy byly provedeny v programu R Development Core Team 2022 za použití balíčků glmmTMB (Brooks et al., 2017), lme4 (Bates et al., 2015), MuMIn (Barton, 2022), and vegan (Oksanen et al., 2022). Jednotlivé grafy byly vytvořeny pomocí balíčků ggeffects (Lüdecke, 2018) a ggplot2 (Wickham, 2016).

K analýze složení společenstev půdní fauny byly použity mnohorozměrné ordinační metody, které byly provedeny v programu Canoco 5.0 (ter Braak, Šmilauer 2012). Na základě délky gradientů sebraných dat (< 2) byla k analýze složení společenstev použita lineární ordinační metoda, konkrétně redunční analýza (dále jen „RDA“; Šmilauer, Lepš 2014). Bylo srovnáváno složení společenstev půdní fauny zachycené v nektarodárném biopásu, se společenstvy zaznamenanými na kontrolním okraji pole bez vyšetého biopásu a jejich vývoj čase během jednotlivých let stárnutí biopásů. Jako druhová data vstupovaly do této RDA četnosti jednotlivých taxonů půdní fauny a jako vysvětlující environmentální proměnné „okraj pole v jednotlivých letech experimentu/stáří biopásů (*biopás 2021, kontrola 2021, biopás 2022, kontrola 2022, biopás 2023, kontrola 2023*) přičemž „identita pole“ (*ID pole*) vstupovala do modelu jako environmentální proměnná s náhodným efektem (*druhové složení ~ okraj pole + rok | ID pole*).

5 Výsledky práce

Během let 2021 až 2023 bylo dohromady zaznamenáno 8 110 jedinců půdních členovců a 1 462 jedinců žížal. Nejpočetnějšími skupinami půdní fauny byly chvostokoci (*Colembolla*), roztoči (*Acari*) a pancířníci (*Oribatida*). U žížal bylo determinováno 8 druhů žížal. Konkrétně se jednalo o následující druhy: žížala polní (*Aporrectodea caliginosa*), žížala mléčná (*Octolasion lacteum*), žížala obecná (*Lumbricus terrestris*), žížala červená (*Lumbricus rubellus*), žížala růžová (*Aporrectodea rosea*), žížala zelenavá (*Allolobophora chlorotica*), žížala dlouhá (*Aporrectodea longa*) a *Octolasion cyaneum*. Nejpočetnějším druhem byla žížala polní (*Aporrectodea caliginosa*) s 820 zaznamenanými jedinci.

5.1 Vliv přítomnosti biopásu (okraj pole s biopásem / kontrola bez biopásu) na celkovou biomasu, počet druhů a početnost žížal a celkovou početnost půdních členovců

Proměnné „okraj pole“ (s biopásem × kontrola bez biopásu) a rok (2021, 2022, 2023) byly přítomny ve všech nejlepších modelech ($\Delta AICc < 2$) analyzujících celkový počet jedinců, počet druhů a biomasu žížal a celkový počet jedinců půdních členovců. Mimo analýzu počtu jedinců žížal byl selekcí modelů vybrán pouze jeden model. Jenom v případě analýzy počtu jedinců žížal bylo provedeno průměrování modelů, do kterého vstupovaly dva modely, přičemž první z nich byla zahrnuta i dvojitá interakce proměnných „okraj pole“ a „rok“ (Tabulka 2).

Tabulka 2: Charakteristiky nejlepších modelů ($\Delta AICc < 2$) pro analýzu vlivu přítomnosti biopásu (okraje pole) a roku sběru dat (rok) a jejich interakce na žížaly a půdní členovce. Symbol \pm indikuje, zda jednotlivé vysvětlující proměnné jsou (+) nebo nejsou (-) zahrnuty v daném modelu.

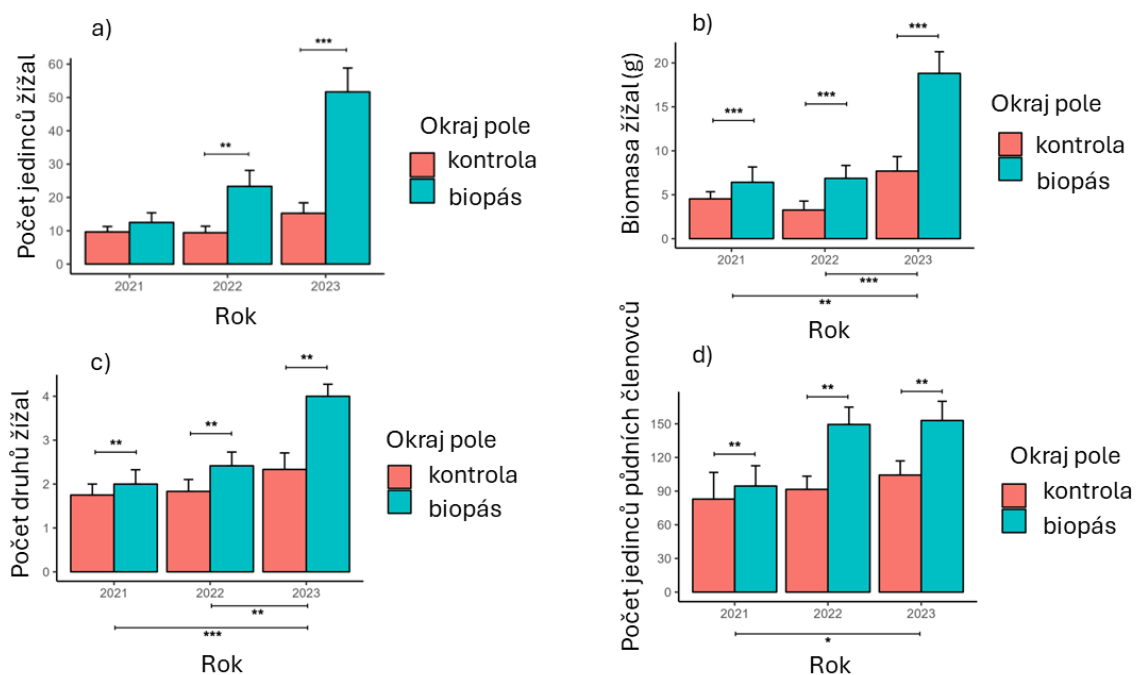
Bezobratlí (taxon)	Vysvětlovaná proměnná	Model ID	Okraj pole	Rok	Okraj pole × rok	AICc	$\Delta AICc$	Weight
Žížaly	Počet jedinců	M1	+	+	+	555,1	0	0,698
		M2	+	+	-	556,8	1,68	0,302
	Počet druhů	M1	+	+	-	220,8	0	0,829
	Biomasa	M1	+	+	-	412,3	0	0,755
Půdní členovci	Počet jedinců	M1	+	+	-	778,1	1,08	0,636

Ve výsledcích finálních (průměrných) modelů byla zaznamenána průkazně vyšší početnost žížal v biopásech než v kontrole v roce 2022 i v roce 2023 (Obrázek 7a). Zároveň se tento rozdíl v roce 2023 ještě zvýšil oproti roku 2022. Naopak

v prvním roce po založení biopásů nebyl prokázán rozdíl v početnosti žížal mezi biopásy a kontrolou (Obrázek 7a).

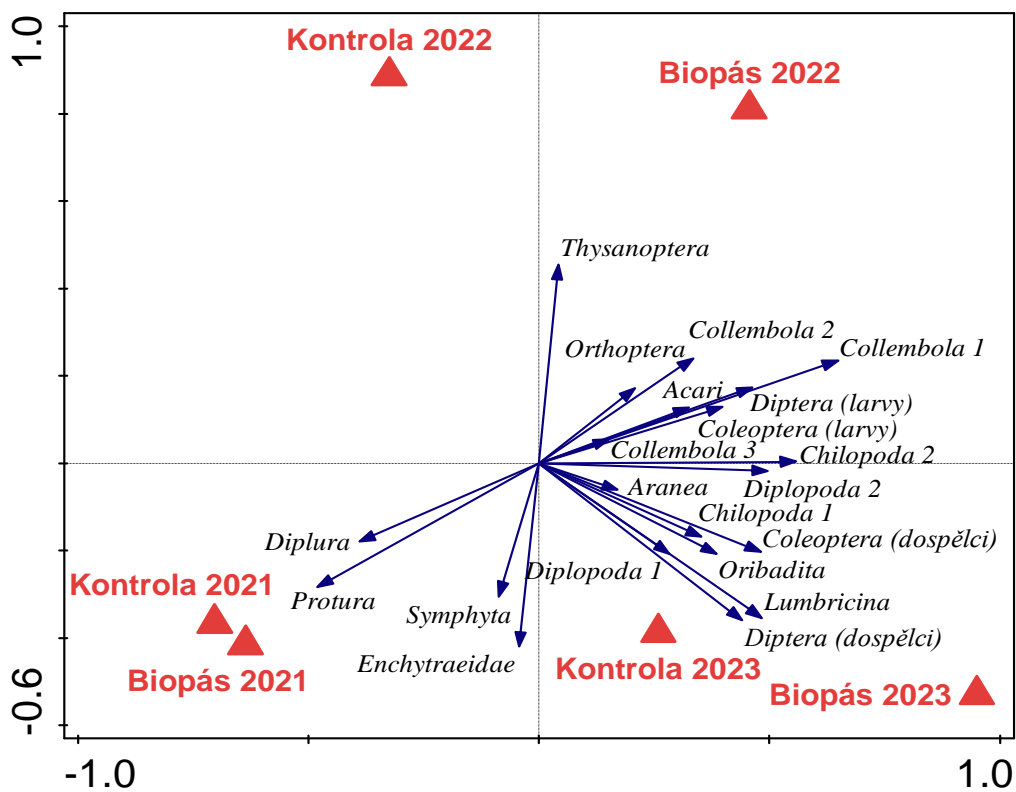
Rovněž bylo zjištěno, že v roce 2023 byla celková biomasa i počet druhů žížal vyšší oproti roku 2021 a zároveň byla biomasa i počet druhů žížal vyšší v roce 2023 oproti roku 2022 (Obrázek 7b, Obrázek 7c). Současně bylo prokázáno, že napříč roky byla celková biomasa i počet druhů žížal průkazně vyšší v biopásech oproti kontrolám s plodinou (Obrázek 7b, Obrázek 7c).

Také byl zaznamenán průkazně vyšší počet jedinců půdních členovců v roce 2023 oproti roku 2021 a zároveň bylo napříč roky průkazně zaznamenáno více půdních členovců v biopásech oproti kontrolám s plodinou (Obrázek 7d).



Obrázek 7: Grafy znázorňující efekt přítomnosti biopásu na okraji pole (okraj s biopásem × kontrola bez biopásu) a roku sběru dat na celkový: a) počet jedinců žížal; b) biomasu žížal (g); c) počet druhů žížal; d) počet jedinců půdních členovců. Průměrné hodnoty jednotlivých proměnných v čase jsou prezentovány barevnými sloupci a černou lištou vyjadřují směrodatnou odchylku. Vodorovné černé čáry vyjadřují statisticky významné rozdíly podle odhadovaných mezních průměrů smíšených modelů či post-hoc testů (* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$). Níže jsou uvedeny p-hodnoty srovnání mezi jednotlivými roky, zatímco výše jsou uvedeny p-hodnoty vyjadřující rozdíl mezi biopásem a kontrolou.

Celkově byl prokázán rozdíl ve složení půdních společenstev mezi jednotlivými roky 2021, 2022 a 2023 (pseudo-F = 4,9; P = 0.001; Obrázek 8). Podél první ordinační osy (1. osa vysvětlila 20,45 % variability v datech) byl zaznamenán hlavní trend rozdílného složení společenstev v jednotlivých letech, kdy zejména v roce 2021 bylo zachyceno nejvíce odlišné společenstvo půdní fauny oproti rokům 2022 a 2023 (Obrázek 8). V roce 2021 byla zaznamenána podobná půdní společenstva mezi biopásy a kontrolou s plodinami. V roce 2022 a následně i v roce 2023 byl již zaznamenán markantní rozdíl ve složení půdních společenstev mezi biopásy a kontrolou s plodinami (podél osy 1). Zastoupení většiny skupin půdní fauny roste v letech 2022 a 2023 a to především v biopásech. Pouze vidličnatky (*Diplura*) a hmyzenky (*Protura*) vykazují trend jejich vyššího výskytu v roce 2021 (Obrázek 8).



Obrázek 8: Výsledek RDA analýzy pro půdní členovce

5.2 Vliv termínu založení biopásů a zvolené směsi osiva na celkovou biomasu, počet druhů a početnost žížal a celkovou početnost půdních členovců

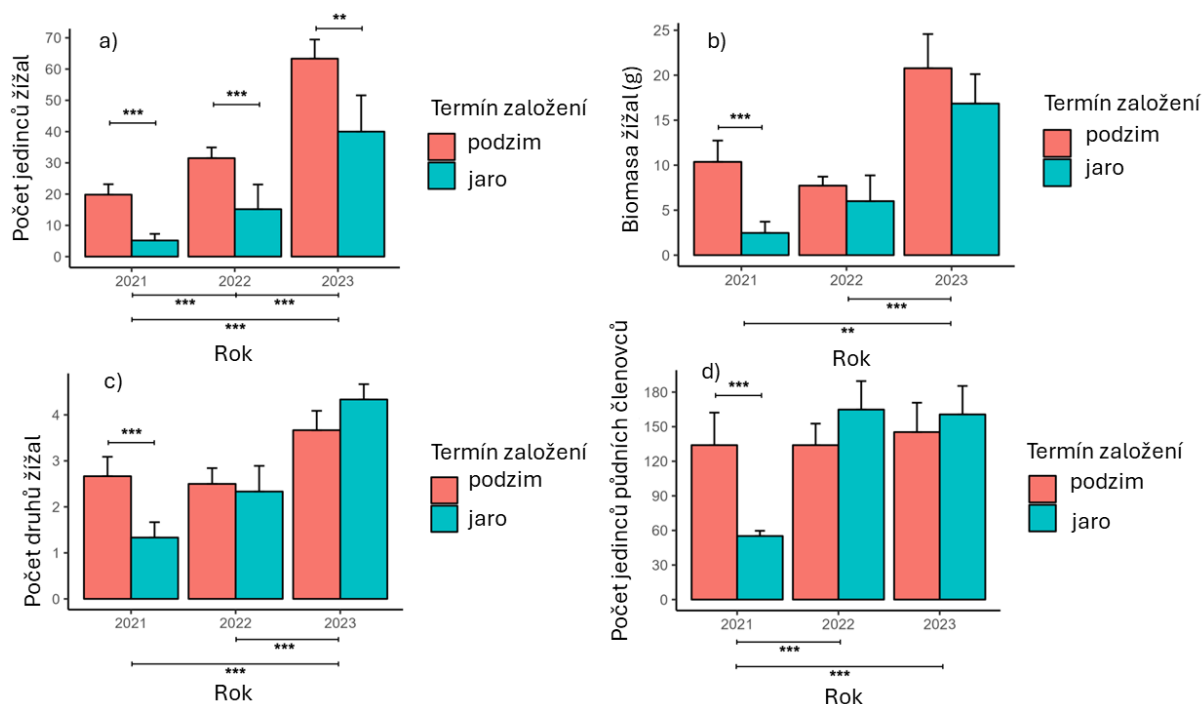
V případě analýzy celkového počtu jedinců žížal a půdních členovců byl selekcí modelů ($\Delta AICc < 2$) vybrán pouze jeden nejlepší model, který obsahoval veškeré proměnné – termín výsevu (*podzim* × *jaro*), typ použité směsi (*standardní* × *vylepšená*) a stáří biopásu (rok 2021, 2022, 2023) a dvojité interakce proměnných – stáří biopásu s termínem výsevu a stáří biopásu s typem použité směsi (Tabulka 3). U analýz celkového počtu druhů a biomasy žížal bylo během selekce modelů vybráno více nejlepších modelů ($\Delta AICc < 2$), bylo tak přistoupeno k průměrování těchto modelů obsahujících různé kombinace všech jednotlivých proměnných a jejich dvojitých interakcí s výjimkou dvojité interakce mezi stářím biopásu a typem použité směsi osiva (Tabulka 3).

Tabulka 3: Charakteristiky nejlepších modelů ($\Delta AICc < 2$) pro analýzu vlivu termínu založení biopásů, typu použité směsi osiva a stáří biopásu (rok) a jejich dvojitých interakcí na žížaly a půdní členovce. Symbol ± indikuje, zda jednotlivé vysvětlující proměnné jsou (+) nebo nejsou (-) zahrnuty v daném modelu.

Bezobratlí (taxon)	Vysvětlovaná proměnná	Model ID	Termín založení	Rok	Typ směsi	Termín založení × rok	Typ směsi × rok	AICc	$\Delta AICc$	Weight
Žížaly	Počet jedinců	M1	+	+	+	+	+	353	0	0,879
	Počet druhů	M1	+	+	-	+	-	115,3	0	0,503
		M2	-	+	-	-	-	117	1,67	0,219
	Biomasa	M1	+	+	-	+	-	233,8	0	0,302
		M2	+	+	-	-	-	234,6	0,82	0,201
		M3	+	+	+	-	-	235,1	1,32	0,156
		M4	+	+	+	+	-	235,4	1,6	0,136
		M5	-	+	-	-	-	235,8	1,96	0,113
Půdní členovci	Počet jedinců	M1	+	+	+	+	+	341,8	0	0,997

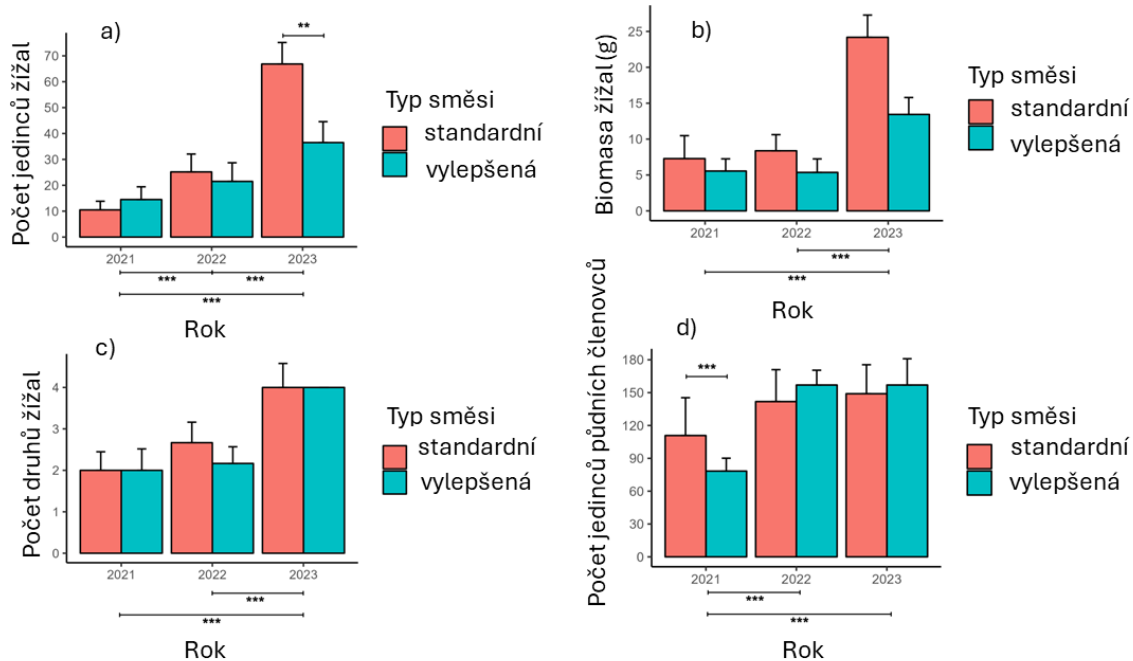
Ve výsledcích finálních (průměrných) modelů bylo prokázáno, že v samotných biopásech byl průkazně vyšší počet jedinců, počet druhů i celková biomasa žížal v roce 2023 oproti roku 2021 a 2022 (Obrázek 9a, Obrázek 9b, Obrázek 9c, Obrázek 10a, Obrázek 10b, Obrázek 10c), a v případě počtu jedinců byl průkazně vyšší v roce 2022 oproti roku 2021 (Obrázek 9a, Obrázek 10a). Zvolený typ směsi měl průkazný efekt pouze na početnost žížal, kdy byl pouze v roce 2023 zjištěn průkazně vyšší počet žížal v biopásech osetých standardní směsí osiva oproti vylepšené směsí (Obrázek 10a). Dále byl zaznamenán průkazně vyšší počet jedinců žížal v biopásech zasetých na podzim 2020 oproti biopásům zasetých na jaře 2021 a tento rozdíl se zároveň

v jednotlivých letech zvyšoval (Obrázek 9a). Naopak celková biomasa i počet druhů žížal byl v podzimních biopásech průkazně vyšší pouze v roce 2021 (Obrázek 9b, Obrázek 9c), tedy první rok po vysetí biopásů.



Obrázek 9: Grafy znázorňující efekt termínu založení biopásů (podzim 2020 × jaro 2021) a postupného stárnutí biopásů (2021–2023) na celkový: a) počet jedinců žížal; b) biomasu žížal (g); c) počet druhů žížal; d) počet jedinců půdních členovců. Průměrné hodnoty jednotlivých proměnných v čase jsou prezentovány barevnými sloupci a černou lištou vyjadřují směrodatnou odchylku. Černé vodorovné čáry vyjadřují statisticky významné rozdíly podle odhadovaných mezních průměrů smíšených modelů (* P < 0,05; ** P < 0,01; *** P < 0,001). Níže jsou uvedeny p-hodnoty srovnání mezi jednotlivými roky, zatímco výše jsou uvedeny p-hodnoty vyjadřující rozdíl mezi termíny založení biopásu.

V případě půdních členovců byl zjištěn průkazně vyšší počet jedinců v roce 2023 oproti roku 2021 a zároveň v roce 2022 bylo zaznamenáno průkazně více jedinců půdních členovců než v roce 2021 (Obrázek 9d, Obrázek 10d). Rovněž bylo zjištěno, že v roce 2021 se nacházelo více jedinců půdních členovců v biopásech založených na podzim s použitím standardní směsi osiva, avšak v dalších letech se již žádný vliv termínu založení a typu použité směsi osiva při založení biopásu neprojevil (Obrázek 9d, Obrázek 10d).



Obrázek 10: Grafy znázorňující efekt zvolené typu směsi osiva při založení biopásů (standardní × vylepšená) a postupného stárnutí biopásů (2021–2023) na celkový: a) počet jedinců žízal; b) biomasu žízal (g); c) počet druhů žízal; d) počet jedinců půdních členovců. Průměrné hodnoty jednotlivých proměnných v čase jsou prezentovány barevnými sloupci a černou lištou vyjadřují směrodatnou odchylku. Černé vodorovné čáry mezi grafy vykazují statisticky významné rozdíly podle odhadovaných mezních průměrů smíšených modelů (* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$). Níže jsou uvedeny p-hodnoty srovnání mezi jednotlivými roky, zatímco výše jsou uvedeny p-hodnoty vyjadřující rozdíl mezi jednotlivými směsmi osiva.

6 Diskuse

V současné době je biodiverzita na zemědělské půdě velmi nestabilní, díky faktorům zemědělské činnosti jako je vliv zpracování půdy, vliv střídání plodin či vliv pesticidů. Mezi opatření, která podporují biodiverzitu na orné půdě patří zakládání biopásů. Biopásy jsou neprodukční plochou, které mají podpořit diverzitu bezobratlých organismů (Jönsson et al. 2015). Rozmanitost půdní fauny je větší na okraji půdního bloku než uvnitř (Smith et al. 2008). Pro zachování biologické rozmanitosti bezobratlých organismů jsou zapotřebí dlouhodobější okraje pole (Noordijka et al. 2010) například ve formě biopásů. Z toho vyplývá, že biopásy, které jsou umístěné na okraji pole, by mohly být bohaté na společenstva bezobratlých, což vyplývá i z mé práce a jedná se o dobré zjištění, jak podpořit biodiverzitu půdních organismů v zemědělské krajině.

Výsledky mé diplomové práce ukazují, že nektarodárné biopásy v okolí Vnoře jsou vhodným prostředím pro společenstva půdní fauny. Podle Jönssona et al. (2015) nektarodárné biopásy zvyšují hmyzí i rostlinnou diverzitu v zemědělské krajině. Dle Thomase, Marshalla (1999) je vhodné vysadit neprodukční pásy vegetace na okraj zemědělské půdy, čímž se dosáhne celkového pozitivního vlivu na diverzitu a početnost členovců. Biopásy mají tu schopnost akumulovat organickou hmotu, a tím dochází k větší stabilitě půdního prostředí, i díky tomu, že tam neprobíhá kultivace půdy. To je důvodem, proč je tam více žížal a půdních členovců s přibývajícím stářím biopásů. V mé práci se ukázalo, že v biopásech byl prokázán vyšší počet jedinců a druhů žížal, tak i jejich celková biomasa a zároveň i celkový počet půdních členovců oproti okraji pole s plodinou Tyto výsledky jsou v souladu s výsledky studie Thomas and Marshall (1999), kteří rovněž zaznamenali pozitivní efekt biopásů na diverzitu a početnost členovců v zemědělské krajině. Na okraji pole s plodinou docházelo v těchto letech ke konvenčnímu způsobu hospodaření firmou VIN AGRO s.r.o. Konkrétně byla prováděna na studovaných polích v kontrolních plodinách mechanická kultivace půdy podmínkou (cca do 25 cm) a probíhala zde intenzivní rostlinná výroba za používání pesticidů. Naopak v biopásech za tři roky sběru dat neproběhla žádná kultivace půdy, ani nebyly použity pesticidy. Rozdíl mezi společenstvy žížal a půdních členovců mezi biopásy a kontrolními plodinami byl pravděpodobně způsoben zmíněnými faktory, protože mechanická kultivace půdy negativně působí na společenstva žížal i dalších bezobratlých (Briones a Schmidt 2017) a rovněž může být přítomnost a

množství půdních členovců negativně ovlivněno aplikacemi pesticidů (Šimek 2019). Orba patří mezi zásahy, které sice upravují zemědělskou půdu, ale narušují tím půdní prostředí, kdy působí na rozklad a přístup organické hmoty, která je zásadní pro společenstva žížal i dalších bezobratlých (Briones a Schmidt 2017). Tento efekt lze ilustrovat i na složení společenstva žížal v mých vzorcích. Například žížala obecná (*Lumbricus terrestris*), která snáší obdělávání půdy velmi špatně na rozdíl od žížaly polní (*Aporrectodea caliginosa*), žížaly růžové (*Aporrectodea rosea*) či žížaly červené (*Lumbricus rubellus*), které jsou vůči orbě v podstatě odolné (Pommeresche et al. 2007). Ze sběru dat žížal vyplývá, že více žížal obecných (*Lumbricus terrestris*) se nacházelo právě v biopásech než v kontrolních plodinách, kde se půda mechanicky obdělává těžkou agrotechnikou, a to mělo za následek, že jedinci tohoto druhu se zde vyskytovali jen v omezené míře. Naopak v kontrolních plodinách byla nejvíce zastoupená žížala polní (*Aporrectodea caliginosa*), která je typickým druhem polního společenstva žížal (Pommeresche et al. 2007). Lze se domnívat, že rekultivované okraje polí tvořené biopásky by mohly fungovat teoreticky jako migrační koridory pro šíření žížal (Nuutinen et al. 2011). Pokud by byly biopásky vytvořeny i uprostřed pole, tak by mohly ještě více podpořit pohyb žížal na těchto lokalitách (Hyvonen et al. 2021).

Typ směsi měl průkazný efekt jen ve dvou případech. První případ byl v roce 2023, kdy zvolený typ směsi měl statisticky průkazný efekt pouze na početnost žížal, kdy byl pouze v roce 2023 zjištěn statisticky průkazně vyšší počet žížal v biopásech osetých standardní směsí osiva oproti vylepšené směsi. Druhý případ byl v roce 2021, kdy se nacházelo více jedinců půdních členovců v biopásech s použitím standardní směsi osiva, avšak v dalších letech se již žádný vliv typu použité směsi osiva při založení biopásky neprojevil. Domnívám se, že zásadním faktorem tohoto efektu byla přítomnost jetelovin z čeledi bobovitých (Fabaceae), kdy standardní směsi osiva (složení směsi je uvedeno v Příloze 2 – Tabulce 4), obsahovala ve směsi mnohem více jetelovin na rozdíl od směsi vylepšené (složení směsi je uvedeno v Příloze 2 – Tabulce 5). Jeteloviny obsahují potřebné živiny, které dodávají půdnímu prostředí, a to se projeví na početnosti půdních organismů zvláště na společenstev žížal (Pommeresche et al. 2007). Zástupci jetelovin mají na kořenech hlízkové bakterie *Rhizobium*, které přeměňují vzdušný dusík na dusíkaté sloučeniny. Touto symbiózou obohacují půdu o množství organické hmoty.

Rovněž jsem zjistila, že s postupným stárnutím biopásů docházelo k postupnému navyšování celkového počtu jedinců, druhů i biomasy žížal, přičemž nejvíce jich byl zaznamenáno v roce 2023. To je v souladu s výsledky studie Kohli et al. (1999), kteří rovněž po založení biopásů zaznamenali nárůst celkového počtu jedinců a biomasy žížal. Tento trend rovněž pravděpodobně souvisí s absencí kultivace půdy, kdy docházelo k postupné akumulaci půdních bezobratlých s postupným stárnutím biopásů. Tento efekt se projevil i v dopadu rozdílného termínu založení biopásu, kdy polovina z nich byla zasetá na podzim roku 2020 a druhá polovina na jaře 2021. Konkrétně byl zaznamenán statisticky průkazně vyšší počet jedinců žížal v biopásech zasetých na podzim 2020 oproti biopásům zasetých na jaře 2021 a tento rozdíl se zároveň v jednotlivých letech zvyšoval. V podzimním biopáse pro rok 2021 bylo více druhů žížal a větší biomasa. Je zřejmé, že i pozitivní efekt půl roku absence kultivace půdy a přítomnost vegetačního krytu navíc (poskytující dostatečnou vláhu a potřebný stín, což je pro žížaly zásadním faktorem), se pozitivně projevil v akumulaci žížal. To potvrzují výsledky studie Noordijk et al. (2010), kteří rovněž prokázali zvyšující se diverzitu bezobratlých se stárnutím neprodukčních biotopů na okraji pole.

Nejpočetnějšími společenstvy půdní fauny byly chvostoskoci (*Colembolla*), roztoči (*Acari*) a pancířníci (*Oribatida*). Podle Šimka et al. (2015) jsou tyto půdní organismy pro mezofaunu nejdůležitější. Celkově byl prokázán rozdíl ve složení půdních společenstev mezi jednotlivými roky 2021, 2022 a 2023. Pro rok 2021 bylo podobné půdní společenstvo jak mezi biopásem, tak kontrolou. Nicméně kontrola 2022 má velký rozdíl půdních společenstev oproti biopásu 2022. Kontrola 2023 a biopás 2023 má také rozdílné půdní složení, ale není tento rozdíl tak velký, jako to bylo u roku 2022. Tento výsledek si vysvětluji tak, že zde hraje roli opět faktor času, tedy stárnutí biopásů. Jarní biopásy byly ještě v roce 2021 před vysetím ve stejném stavu jako orná půda před zasetím plodin, zatímco podzimní biopásy už plnily svojí funkci v krajině. Z toho vyplývá, že nektarodárné biopásy jsou s přibývajícím věkem pro společenstva půdních členovců efektivnější stejně jako tomu je u žížal. Stejný trend byl zjištěn i u epigeických střevlíků či drabčků, kdy se význam biopásů pro tyto skupiny zvyšoval s jejich stářím (Frank, Reichhart 2004).

Začleňování polopřirozených biotopů (včetně biopásů) na ornou půdu se považuje za způsob podpory biologické rozmanitosti (Whittingham 2007). Z mých výsledků vyplývá, že i v případě půdních bezobratlých biopásů takto prospěšně

fungují v zemědělské krajině. Zakládání polopřirozených ploch na orné půdě jsou polní okrajová stanoviště (Marshall, Moonen 2002). Tyto okraje mohou být prospěšné pro biologickou rozmanitost několika způsoby. Slouží jako útočiště pro druhy, které nejsou schopny přetrvávat na intenzivně obhospodařovaných orných polích nebo na klesající výměře přirozeného biotopu (Carvell et al. 2007) či poskytují přezimovací místa pro různé malé živočichy (Dennis et al. 1994) anebo mohou fungovat jako ekologické koridory (Kohler et al. 2008).

Díky projektu Dlouhověké biopásy pro efektivní podporu biodiverzity v zemědělské krajině jsem mohla vypracovat tuto diplomovou práci, která zkoumá dlouhodobý dopad založení biopásů na stav a diverzitu společenstev žížal a půdních členovců v zemědělské krajině. Myslím si, že tato práce přinesla pozitivní výsledky pro tuto problematiku. Z tohoto tříletého výzkumu vyplývá, že zakládání biopásů má pozitivní vliv na půdní organismy a půdní prostředí. Jak už bylo zmíněno, tak na problematiku vlivu biopásů na půdní faunu moc poznatků není, nicméně jsem ráda, že moje diplomová práce může posloužit jako základ pro další výzkumy v této oblasti.

7 Závěr a přínos práce

Cílem diplomové práce bylo posoudit dlouhodobý dopad založení biopásů na stav a diverzitu společenstev půdní fauny v zemědělské krajině. Na základě výsledků této práce mohu konstatovat, že biopásy jsou vhodným stanovištěm pro společenstva půdní fauny. Bylo zjištěno, že okraj pole s biopásem je efektivnějším prostředím pro půdní bezobratlé než okraj pole s plodinou tzv. kontrolou. Též se ukázalo, že biopásy s přibývajícím věkem jsou pro společenstva půdní fauny lepším prostředím. Nicméně vliv typu směsi měl statisticky průkazný efekt pouze ve dvou případech, a to na početnost žížal za rok 2023 v biopásech osetých standardní směsí osiva oproti vylepšené směsi. A pro početnost půdních členovců za rok 2021 v biopásech osetých standardní směsí. Také byl celkově prokázán rozdíl ve složení půdních společenstev mezi jednotlivými roky 2021, 2022 a 2023. Biopásy mohou být lepším prostředím z důvodu, že poskytují nenarušené prostředí nabízející lepší biotické a abiotické podmínky nežli intenzivně obhospodařovaná zemědělská krajina. Biopásy jsou tedy pro půdní fauny stabilnějším prostředím než konvenčně obdělávaná orná půda. V biopásech totiž není prostředí narušováno těžkou technikou ani chemickými postřiky. Půdy v biopásech postupně obsahují více organické hmoty, což je klíčové pro řadu zástupců půdní fauny, včetně žížal. Žížaly jsou nepostradatelnou součástí půdy a bez dostatečné organické hmoty by nemohly plnit své funkce. Kromě toho je v biopáse upravené mikroklima díky stálejší vegetaci. To má za následek vlhčí prostředí, což opět podporuje výskyt mnoha skupin půdní fauny, zejména pro společenstva žížal. Tato práce ukazuje, že biopásy jsou vhodným nástrojem pro zvýšení půdní biodiverzity v zemědělské krajině. Na závěr bych ráda podotkla, že biopásy mají určitě velký potenciál v zemědělské krajině, jelikož podporují biodiverzitu napříč skupinami bezobratlých organismů, ale také plní v krajině estetickou a půdoochrannou funkci. Mnoha vědeckých studií se zaměřuje na vliv biopásů ve spojitosti s úbytkem opylovačů nebo epigeických druhů bezobratlých. Nicméně je stále málo studií v oblasti vlivu biopásů na společenstva půdní fauny. Tudíž tato diplomová práce by mohla posloužit jako podklad pro další experimentální výzkumy v této problematice.

8 Přehled literatury

8.1 Odborné publikace

Akoijam R., Bhattacharyya B., Mrangmei L., 2014: Tullgren funnel – an efficient device for extracting soil microarthropods. *Environment and Ecology* 32: 474–476.

Aviron S., Herzog F., Klaus I., Schüpbach B., Jeanneret P., 2011: Effects of wildflower strip quality, quantity and connectivity on butterfly diversity in a Swiss agricultural landscape. *Restoration Ecology* 19: 500–508.

Bastida F., Zsolnay A., Hernández T., García C., 2008: Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. *Geoderma* 147: 159–171.

Bavec F., Bavec M., 2006: Organic production and use of alternative crops. Boca Raton: CRC/Taylor, 241 p.

Bengtsson J., Ahnström Weibull A.Ch., 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261–269.

Bertrand M., Barot S., Blouin M., Whalen J., de Oliveira T., Roger-Estrade J., 2015: Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Devevelopment* 35: 553–567.

Blanchart E., Albrecht A., Brown G., Decaens T., Duboisset A., Lavelle P., Mariani L., Roose E., 2004: Effects of tropical endogeic earthworms on soil erosion. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104 (2): 303–315.

Boatman N.D., Stoate C., Henderson I.G., Vickery J.A., Thompson P.G.L., Bence S.L., 2003: Designing crop/plant mixtures to provide food for seed-eating farmland birds in winter. *BTO Research* 339, 43 p.

Briner T., Nentwig W., Airoidi J. P., 2005: Habitat quality of wildflower strips for common voles (*Microtus arvalis*) and its relevance for agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 173–179.

Briones M. J. I., Schmidt O., 2017: Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Global Change Biology* 23: 4396–4419.

Bro E., Mayot P., Corda E., Reitz F., 2004: Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology* 41: 846–857.

Brown G., 2018: *Dirt to Soil: One Family's Journey Into Regenerative Agriculture*. Chelsea Green Publishing, White River Junction, 240 p.

Carvell C., Meek W.R., Pywell R.F., Goulson D., Nowakowski M., 2007: Comparing the efficacy of agrienvironment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44: 29–44.

Díaz S., Settele J., Brondízio E. S., Ngo H. T., Agard J., Arneth A., Balvanera P, Brauman K. A., Butchart S. H. M., Chan K. M. A., Garibaldi L. A., Ichii K., Liu J., Subramanian S. M., Midgley G. F., Miloslavich P., Molnár Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Chowdhury R. R., Shin Y., Visseren-Hamakers I, Willis K. J., Zayas C. N., 2019: Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366: 1–10.

Drapela T., Moser D., Zaller J.G., Frank T., 2008: Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors. *Ecography* 31: 254–262.

Fenster T.L., Oikawa P.Y., Lundgren J., 2021: Regenerative Almond Production Systems Improve Soil Health, Biodiversity, and Profit. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 5: 664359.

Frank T., Aeschbacher S., Barone M., Künzle I., Lethmayer Ch., Mosimann C., 2009: Beneficial arthropods respond differentially to wildflower areas of different age. *Annales Zoologici Fennici* 46: 465–480.

Frank T., Reichhart B., 2004: Staphylinidae and Carabidae overwintering in wheat and sown wildflower areas of different age. *Bulletin of Entomological Research* 94: 209–217.

Gabriel, D., Tschardtke, T., 2007: Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 43–48.

Ganser D., Knop E., Albrecht M., 2019: Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 275: 123–131.

García C., Hernández T., Costa F., 1994: Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1185–1191.

Gardi C., Jacomini C., Menta C., Parisi V., 2003: Evaluation of land use and crop management impacts on soil quality: application of QBS methods. *Proceedings of the OECD Expert Meeting on Soil Erosion and Soil Biodiversity Indicators*, 531–540.

Gobat J.M., Arango M., Matthey W., 2004: *The living soil: Fundamentals of soil science and soil biology*. Science Publishers, USA, 602 p.

Gregory M.M., Shea K.L., Bakko E. B., 2005: Comparing agroecosystems: Effects of cropping and tillage patterns on soil, water, energy use and productivity. *Renewable Agriculture and Food Systems* 20: 81–90.

van Groenigen J.W., Lubbers I.M., Vos H.M.J., Brown G.G., de Deyn G.B., van Groenigen K.J., 2014: Earthworms increase plant production: a meta-analysis. *Scientific Reports* 4: 6365.

Haaland C., Naisbit R.E., Bersier L.F., 2011: Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity* 4: 60–80.

Halvorson J.J., Smith J.L., Papendick R.I., 1996: Integration of multiple soil parameters to evaluate soil quality: a field experiment example *Biology and Fertility Soils* 21: 207–214.

Hellwig N., Schubert L.F., Kirmer A., Tischew S., Dieker P., 2022: Effects of wildflower strips, landscape structure and agricultural practices on wild bee assemblages – A matter of data resolution and spatial scale? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 326: 107764.

Hlava J., Hlavová A., Hakl J., Fér M., 2015: Earthworm responses to different reclamation processes in post opencast mining lands during succession. *Environmental Monitoring Assessment* 187: 4108.

Holý K., Skuhrovec J., Saska P., Papoušek Z., 2020: Pokles diverzity hmyzu v zemědělské krajině a možnosti jejího zvýšení. *Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha*, 49 s.

Holzschuh A., Stefan-Dewenter I., Kleijn D., Tschardt T., 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44: 41–49.

Holzschuh A., Stefan-Dewenter I., Tschardt T., 2008: Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117: 354–361.

Hutton S.A., Giller, P.S., 2003: The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. *Journal of Applied Ecology* 40: 994–1007.

Hyvonen T., Huusela E., Kuussaari M., Niemi M., Uusitalo R., Nuutinen V., 2021: Aboveground and belowground biodiversity responses to seed mixtures and mowing in a long-term set-aside experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 322: 107656.

Jeffery S., Gardi C., Jones A., Montanarella L., Marino L., Miko L., Ritz K., Pérès G., Römbke J., van der Putten W. H., 2010: European atlas of soil biodiversity. Publications office of the European Union, Luxembourg, 128 p.

Jones A., Stolbovoy V., Rusco E., Gentile A.R., Gardi C., Marechal B., Montanarella L., 2009: Climate change in Europe. 2. Impact on soil. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29: 423–432.

Jönsson A. M., Ekroos J., Dänhardt J., Andersson G. K., Olsson O., Smith H. G., 2015: Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation* 184: 51–58.

Kleijn D., Sutherland W.J., 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.

Klingen I., Eilenberg J., Meadow R., 2002: Effects of farming system, field margins and bait insect on the occurrence of insect pathogenic fungi in soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91: 191–198.

Kohler F., Verhulst J., van Klink R., Kleijn D., 2008: At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *Journal of Applied Ecology* 45: 753–762.

Kohli L., Daniel O., Schönholzer F., Hahn D., Zeyer J., 1999: *Miscanthus sinensis* and wild flowers as food resources of *Lumbricus terrestris* L. *Applied Soil Ecology* 11: 189–197.

Laštůvka Z., 2004: *Zoologie pro zemědělce a lesníky*. Konvoj, Brno, 264 s.

Lavelle P., 1996: Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology international* 33: 3–16.

Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Roger P., Ineson P., Heal O.W., Dhillon S., 1997: Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33: 159–193.

Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Margerie P., Mora P., Rossi J.P., 2006: Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42: 3–15.

Lavelle P., Spain A. V., 2003: *Soil ecology*. Kluwer academic publishers, New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow, 654 p.

Le Bayon R. C., Moreau S., Gascuel-Oudou C., Binet F., 2002: Annual variations in earthworm surface-casting activity and soil transport by water runoff under a temperate maize agroecosystem. *Geoderma* 106: 121–135.

Lundgren J.G., Faust S.W., 2015: Trading biodiversity for pest problems. *Science Advances* 1: e1500558.

Mäder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., 2002: Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296: 1694–1697.

Marada P., Havlíček Z., Sláma P., 2013: *Ekosystémové služby agroekosystémů*. Mendelova univerzita, Brno, 80 s.

Marshall E.J.P., Moonen A.C., 2002: Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 5–21.

Marwitz A., Ladewig E., Märlander B., 2014: Response of soil biological activity to common herbicide strategies in sugar beet cultivation. *European Journal of Agronomy* 54: 97–106.

Menta C., Conti F.D., Pinto S., Bodini A., 2018: Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators* 85: 773–780.

Moradin L. A., Winston M. L., 2005: Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological Applications* 15: 871–881.

Moudrý J., Rozsypal R., 2007: Analýza ekologického hospodaření na orné půdě. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 30 s.

Noordijk J., Musters C.J.M., van Dijk J., de Snoo G.R., 2010: Invertebrates in field margins: Taxonomic group diversity and functional group abundance in relation to age. *Biodiversity and Conservation* 19: 3255–3268.

Nuutinen V., Butt K.R., Jauhiainen L., 2011: Field margins and management affect settlement and spread of an introduced dew-worm (*Lumbricus terrestris* L.) population. *Pedobiologia* 54: S167–S172.

Ouvrard P., Transon J., Jacquemart A.L., 2018: Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodiversity and Conservation* 27: 2193–2216.

Parisi V., Menta C., Gardi C., Jacomini C., Mozzanica E., 2005: Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: A new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 323–333.

Pfiffner L., Balmer O., 2009: Ekologické zemědělství a biodiverzita. Bioinstitut, Olomouc, 4 s.

Pižl V., 2002: Žížaly České republiky: Earthworms of the Czech Republic. Přírodovědný klub v Uherském Hradišti. Uherské Hradiště. 154 s.

Plesník J., 2019: Biologická rozmanitost z pohledu ochrany přírody. *Živa* 5/2019, 121–123.

Pommeresche R., Hansen S., Løes A.K., Sveistrup T., 2007: Žížaly a jejich význam pro zlepšování kvality půdy. Bioinstitut, Olomouc, 23 s.

Richter R., Hlušek J., 1996: Průmyslová hnojiva, jejich vlastnosti a použití. Institut výchovy a vzdělání ministerstva zemědělství, Praha, 50 s.

Rousseau L., Fonte S. J., Téllez O., Hoek R., Lavelle P., 2013: Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological indicators* 27: 71–82.

Rusek J., 1985: Soil microstructures – contributions on specific soil organisms. *Quaestiones Entomologicae* 21 (4): 497–514.

Rusek J., 2000: Živá půda – Sukcesní vývoj půdy a ekosystémů. *Živa* 48 (5): 217– 221.

Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K.A.G., 2019: Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8–27.

Siegrist S., Schaub D., Pfiffner L., Mäder P, 1998: Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a longterm field study on loess in Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69: 253–265.

Sliwinski K., Ronnenberg K., Jung, K., Strauß E., Siebert U., 2019: Habitat requirements of the European brown hare (*Lepus europaeus* PALLAS 1778) in an intensively used agriculture region (Lower Saxony, Germany). *BMC Ecology* 19: 31 p.

Smith J., Potts S. G, Woodcock B. A., Eggleton P., 2008: Can arable field margins be managed to enhance their biodiversity, conservation and functional value for soil macrofauna? *Journal of Applied Ecology* 45: 269–278.

Stašiov S., Hazuchová L., Vician V., Kočík K., Svitok M., 2014: Millipede (diplopoda) communities in agricultural landscape: influence of management form. *Polish Journal of Ecology* 62: 587–598.

Stoate C., Baldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon I., van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L., Ramwell C., 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental* 91: 22–46.

Stoate C., Boatman N.D., Barralho R. J., Rio Carvalho C., de Snoo G. R., Eden P., 2001: Ecological impacts of agriculture intensification in Europe. *Journal of environmental management* 63: 337–365.

Šálek M., Bažant M., Žmihorski M., Gamero A., 2022: Evaluating conservation tools in intensively-used farmland: Higher bird and mammal diversity in seed-rich strips during winter. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 327: 107844.

Šarapatka B., 1996: *Pedologie*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 232 s.

Šarapatka B., 2014: *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 232 s.

Šarapatka B., Dlapa P., Bedrna Z., 2002: *Kvalita a degradace půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 246 s.

Šarapatka B., Niggli U., 2008: *Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 271 s.

Šimek M., 2019: *Živá půda*. Academia, Praha, 796 s.

Šimek M., Bartuška M., Devetter M., Elhottová D., Frouz J., Hauerová R., Křišťůfek V., Lukešová A., Píček T., Tajovský K., Urbanová Z., 2020: *Bez půdy to nepůjde*. Biologické centrum Akademie věd České republiky, v. v. i., Ústav půdní biologie, České Budějovice, 60 s.

Šimek M., Elhottová D., Pižl V., 2015: *Živá půda*. SŠ AV ČR, Praha, 78 s.

Škorpík M., 2015: Zemědělská krajina a praktické problémy ochrany hmyzu. *Živa* 4/2015.173–178.

Tajovský K., Balík V., Háněl L., Schlaghamerský J., Pižl V., 2008: Půdní fauna. Louka Bílých Karpat, 199–226 s.

Thomas C. F. G., Marshall E. J. P., 1999: "Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72: 131–144.

Torppa K.A., Taylor A.R., 2022: Alternative combinations of tillage practices and crop rotations can foster earthworm density and bioturbation. *Applied Soil Ecology* 175: 104460.

Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C., 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.

Tsiafouli M.A., Thébault E., Sgardelis S.P., de Ruiter P.C., van der Putten W.H., Birkhofer K., Hemerik L., de Vries F.T., Bardgett R.D., Brady M.V., Bjornlund L., Jørgensen H.B., Christensen S., D' Hertefeldt T., Hotes S., Hol W.H.G., Frouz J., Liiri M., Mortimer S.R., Setälä H., Tzanopoulos J., Uteseny K., Pižl V., Stary J., Wolters V., Hedlund K., 2015: Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21 (2): 973–985.

Whittingham M.J., 2007: Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44: 1–5.

Wu Y., Chen C., Wang G., Xiong B., Zhou W., Xue F., Qi W., Shu CH, 2020: Mechanism underlying earthworm on the remediation of cadmium-contaminated soil. *Science of The Total Environment* 728: 138904.

Zehnder G., Gurr G. M., Kühne S., Wade M.R., Wratten S.D., Wyss E., 2007: Arthropod pest management in organic crops. *Annual Review of Entomology*, 52: 57– 80.

8.2 Legislativní zdroje

Nařízení vlády č. 80/2023 Sb, o stanovení podmínek provádění agroenvironmentálně-klimatických opatření.

Zákon č. 242/2000 Sb, o ekologickém zemědělství.

8.3 Internetové zdroje

BASF ©2015: Nektarodárné porosty pro praxi – Praktická příručka k zakládání a využití nektarodárných biopásů a dalších opatření v produkčním zemědělství (online) [2024.02.15], dostupné z

<https://www.agro.basf.cz/Documents/info/biodiverzita/BASF-Nektarod%C3%A1rn%C3%A9-porosty-pro-praxi_print.pdf?1619601314768>.

CENIA ©2023: Zpráva o životním prostředí České republiky 2022 (online) [2024.02.1], dostupné z

<https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2023/12/Zprava_ZP_CR_2022.pdf>.

ČSÚ ©2020: Statistika & My (online) [2024.02.1], dostupné z

<https://www.statistikaamy.cz/wp-content/uploads/2020/09/09_2020_Statistika-a-My_web_archiv.pdf>.

Homolka P., Ostrý V., Urban J., 2005: Ekologické zemědělství – zdroj bezpečných krmiv a potravin (online) [2024.02.1], dostupné z

<<https://vuzv.cz/wp-content/uploads/2018/04/Ekolog.-zem.-Homolka-2005.pdf>>.

Klem K., 2023: Regenerativní zemědělství (1): Hlavní cíle, předpoklady a zásady (online) [2024.02.1], dostupné z

<<https://www.agromanual.cz/cz/clanky/technologie/regenerativni-zemedelstvi-1-hlavni-cile-predpoklady-a-zasady>>.

Kundrata M., Smetana M., Jarý J., 2021: Regenerativní zemědělství a agrolesnictví (online) [2024.02.1], dostupné z

<https://nadacepartnerstvi.cz/getmedia/03d69832-52fd-4597-a6c5-778ab7379cf4/Regnerativni-zemedelstvi_compressed.pdf>.

MZe ©2016: Biopásy. Informační materiál pro zemědělce (online) [2024.02.15], dostupné z

<https://eagri.cz/public/portal/-q266653---AO_VR1qC/biopasy>.

MZe ©2021: Společná zemědělská politika na období 2023-2027 (online) [2024.02.1], dostupné z

<https://eagri.cz/public/web/file/672870/prezentace_biodiverzita_na_orne_pude_2_2.pdf>.

MZe ©2023: Metodika k provádění nařízení vlády č. 80/2023 Sb. (online) [2024.02.15], dostupné z

<https://eagri.cz/public/portal/-q304857---gt_18-Fw/metodika-aeko-2023?linka=a544910>.

MŽP ©2007: Biopásy. Agroenvironmentální dotační titul (online) [2024.02.15], dostupné z

<<https://bioinstitut.cz/documents/biopasypublikace.pdf>>.

MŽP ©2016: Úmluva o biologické rozmanitosti a ochrana biodiverzity (online) [2024.02.10], dostupné z

<https://www.mzp.cz/cz/ochrana_biodiverzity_umluva>.

MŽP ©2021: Státní politika životního prostředí České republiky 2030 s výhledem do 2050 (online) [2024.02.1], dostupné z

<[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/statni_politika_zivotniho_prostredi/\\$FILE/OPZPUR-statni_politika_zp_2030_s_vyhledem_2050-20220615.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/statni_politika_zivotniho_prostredi/$FILE/OPZPUR-statni_politika_zp_2030_s_vyhledem_2050-20220615.pdf)>.

PECBMS ©2019: State of common European breeding birds 2018 (online) [2024.02.1], dostupné z <https://pecbms.info/wp-content/uploads/2019/03/sate-of-common-european-birds-2018-download.pdf>.

8.4 Ostatní zdroje

Akaike H., 1974: A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Autom Control* 19:716–723.

Barton K., 2022: MuMIn: Multi-Model Inference.

Bates D., Mächler M., Bolker B., Walker S., 2015: Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48. Available at <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

ter Braak C.J.F., Šmilauer P., 2012: CANOCO reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Ithaca, NY: Microcomputer Power.

Brooks M.E., Kristensen K., Benthem K.J. van, Magnusson A., Berg C.W., Nielsen A., Skaug H.J., Maechler M., Bolker B.M., 2017: glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *R J.* 9, 378–400. Available at <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>.

Burnham K.P., Anderson D.R., 2002: Model selection and multimodel inference. A practical information—theoretic approach. Springer-Verlag, New York.

Lüdecke D., 2018: ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. *J. Open Source Software.* 3, 772. Available at <https://doi.org/10.21105/joss.00772>.

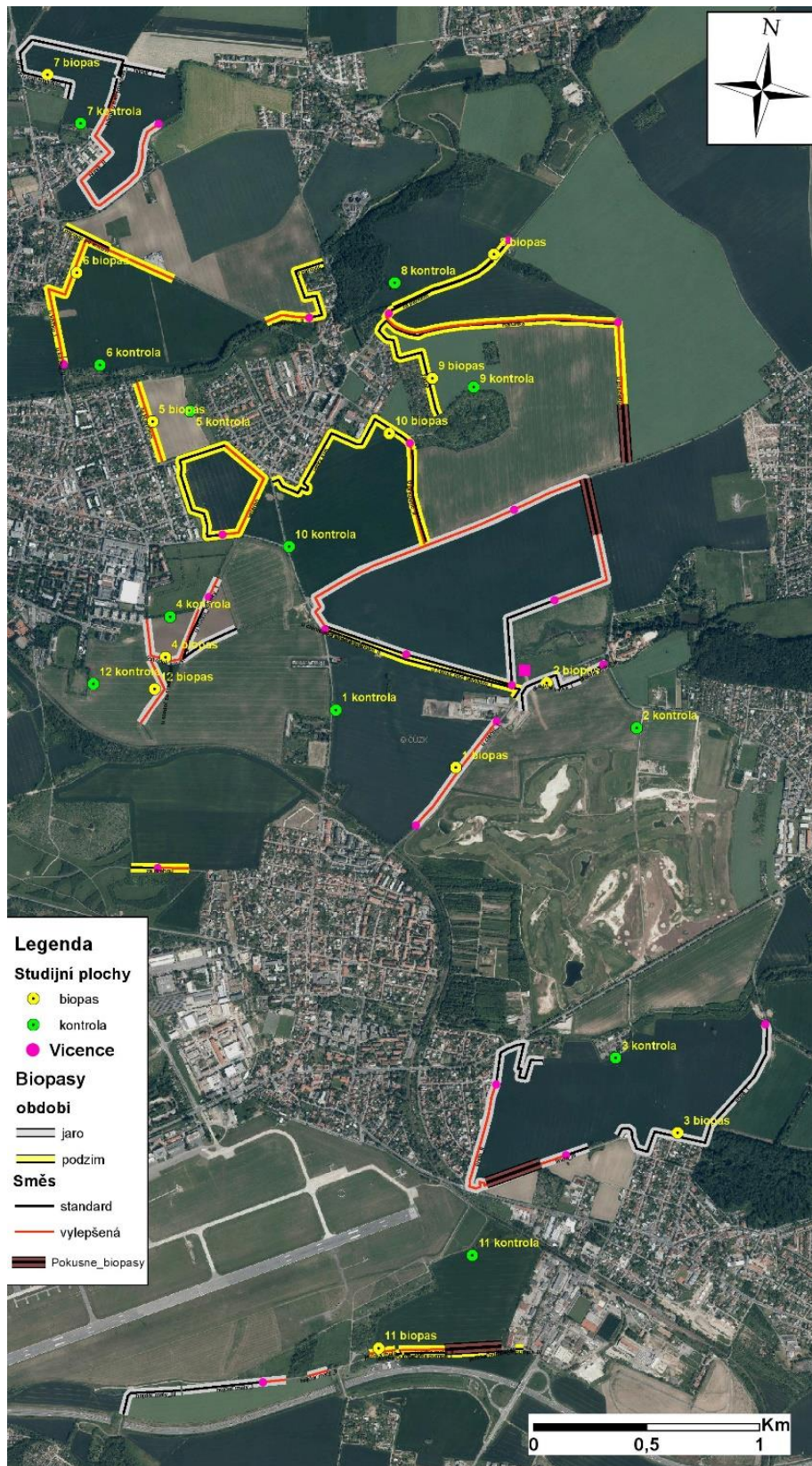
Oksanen J., Simpson G.L., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., Caceres M.D., Durand S., Evangelista H.B.A., FitzJohn R., Friendly M., Furneaux B., Hannigan G., Hill M.O., Lahti L., McGlinn D., Ouellette M.H., Cunha E.R., Smith T., Stier A., Braak C.J.F.T., Weedon J., 2022: vegan: Community Ecology Package.

R Development Core Team, 2022: A language and environment for statistical computing. Available at. <http://www.R-project.org>.

Wickham H., 2016: ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

9 Přílohy

Příloha 1: Lokalizace studijního území



Obrázek 11: Mapa zobrazující jednotlivé biopasy a kontroly (Podkladová mapa ortofoto © ČÚZK)

Příloha 2: Složení jednotlivých směsí osiva použitých v nektarodárných biopásech založených okolo Vinoře

Tabulka 4: Složení standardní směsi pro nektarodárný biopás

Druh	Kg/ha
vikev setá	5,31
vičenec ligrus	5,31
jetel luční	4,25
jetel plazivý	0,43
jetel hybridní (švédský)	0,43
štírovník růžkatý	0,21
komonice bílá	1,06
pohanka obecná	2,65
hořčice bílá	1,59
svazenka vratičolistá	1,06
kmín kořenný	2,65
sléz lesní	0,05
řebříček obecný	0,01

Tabulka 5: Složení vylepšené směsi pro nektarodárný biopás

Druh	Kg/ha
vikev setá	3,18
vičenec ligrus	3,18
jetel luční	2,55
jetel plazivý	0,26
jetel hybridní (švédský)	0,26
štírovník růžkatý	0,13
komonice bílá	0,64
pohanka obecná	1,59
hořčice bílá	0,96
svazenka vratičolistá	0,64
kmín kořenný	1,59
sléz lesní	0,03
řebříček obecný	0,01
kostřava drsnolistá / ovčí	5,41
kostřava červená*#	1,35
lipnice luční*#	1,69
kmín kořenný (Kamín)#	0,68
mrkev obecná#	0,23
pastiňák setý#	0,45
šalvěj přeslenitá#	0,05
hvozdík kartouzek#	0,01
chrpa luční#	0,02
krvavec menší#	0,09
šedivka šedá#	0,02

* stabilizační druhy travin

přidané druhy obohacující původní oficiální směs „Nektarodárný biopás“

Příloha 3: Přehled lokalit studijního území za jednotlivé roky

Tabulka 6: Seznam jednotlivých výzkumných transektů v biopásech a kontrolách za rok 2021

Kód transektu	Kód vzorku (transektu)	ID pole	Okraj pole	Plodina	Termín výsevu biopásu	Typ směsi
F1_B1_E1	F1_B1	F1	biopás	ječmen jarní	jaro	vylepšená
F1_C1_E1	F1_C1	F1	kontrola	ječmen jarní		
F2_B1_E1	F2_B1	F2	biopás	řepka	jaro	standard
F2_C1_E1	F2_C1	F2	kontrola	řepka		
F3_B1_E1	F3_B1	F3	biopás	ječmen jarní	jaro	standard
F3_C1_E1	F3_C1	F3	kontrola	ječmen jarní		
F4_B1_E1	F4_B1	F4	biopás	hořčice	jaro	vylepšená
F4_C1_E1	F4_C1	F4	kontrola	hořčice		
F5_B1_E1	F5_B1	F5	biopás	ječmen ozimý	podzim	vylepšená
F5_C1_E1	F5_C1	F5	kontrola	ječmen ozimý		
F6_B1_E1	F6_B1	F6	biopás	pšenice ozimá	podzim	vylepšená
F6_C1_E1	F6_C1	F6	kontrola	pšenice ozimá		
F7_B1_E1	F7_B1	F7	biopás	pšenice ozimá	jaro	standard
F7_C1_E1	F7_C1	F7	kontrola	pšenice ozimá		
F8_B1_E1	F8_B1	F8	biopás	řepka	podzim	standard
F8_C1_E1	F8_C1	F8	kontrola	řepka		
F9_B1_E1	F9_B1	F9	biopás	oves jarní	podzim	standard
F9_C1_E1	F9_C1	F9	kontrola	oves jarní		
F10_B1_E1	F10_B1	F10	biopás	pšenice ozimá	podzim	standard
F10_C1_E1	F10_C1	F10	kontrola	pšenice ozimá		
F11_B1_E1	F11_B1	F11	biopás	pšenice ozimá	podzim	vylepšená
F11_C1_E1	F11_C1	F11	kontrola	pšenice ozimá		
F12_B1_E1	F12_B1	F12	biopás	hořčice	jaro	vylepšená
F12_C1_E1	F12_C1	F12	kontrola	hořčice		

Tabulka 7: Seznam jednotlivých výzkumných transektů v biopásech a kontrolách za rok 2022

Kód transektu	Kód vzorku (transektu)	ID pole	Okraj pole	Plodina	Termín výsevu biopásu	Typ směsi
F1_B1_E1	F1_B1	F1	biopás	řepka	jaro	vylepšená
F1_C1_E1	F1_C1	F1	kontrola	řepka		
F2_B1_E1	F2_B1	F2	biopás	pšenice ozimá	jaro	standard
F2_C1_E1	F2_C1	F2	kontrola	pšenice ozimá		
F3_B1_E1	F3_B1	F3	biopás	pšenice jarní	jaro	standard
F3_C1_E1	F3_C1	F3	kontrola	pšenice jarní		
F4_B1_E1	F4_B1	F4	biopás	pšenice ozimá	jaro	vylepšená
F4_C1_E1	F4_C1	F4	kontrola	pšenice ozimá		
F5_B1_E1	F5_B1	F5	biopás	řepka	podzim	vylepšená
F5_C1_E1	F5_C1	F5	kontrola	řepka		
F6_B1_E1	F6_B1	F6	biopás	řepa cukrová	podzim	vylepšená
F6_C1_E1	F6_C1	F6	kontrola	řepa cukrová		
F7_B1_E1	F7_B1	F7	biopás	ječmen ozimý	jaro	standard
F7_C1_E1	F7_C1	F7	kontrola	ječmen ozimý		
F8_B1_E1	F8_B1	F8	biopás	pšenice ozimá	podzim	standard
F8_C1_E1	F8_C1	F8	kontrola	pšenice ozimá		
F9_B1_E1	F9_B1	F9	biopás	řepka	podzim	standard
F9_C1_E1	F9_C1	F9	kontrola	řepka		
F10_B1_E1	F10_B1	F10	biopás	řepa cukrová	podzim	standard
F10_C1_E1	F10_C1	F10	kontrola	řepa cukrová		
F11_B1_E1	F11_B1	F11	biopás	řepa cukrová	podzim	vylepšená
F11_C1_E1	F11_C1	F11	kontrola	řepa cukrová		
F12_B1_E1	F12_B1	F12	biopás	pšenice ozimá	jaro	vylepšená
F12_C1_E1	F12_C1	F12	kontrola	pšenice ozimá		

Tabulka 8: Seznam jednotlivých výzkumných transektů v biopásech a kontrolách za rok 2023

Kód transektu	Kód vzorku (transektu)	ID pole	Okraj pole	Plodina	Termín výsevu biopásu	Typ směsi
F1_B1_E1	F1_B1	F1	biopás	pšenice ozimá	jaro	vylepšená
F1_C1_E1	F1_C1	F1	kontrola	pšenice ozimá		
F2_B1_E1	F2_B1	F2	biopás	řepa cukrová	jaro	standard
F2_C1_E1	F2_C1	F2	kontrola	řepa cukrová		
F3_B1_E1	F3_B1	F3	biopás	řepka	jaro	standard
F3_C1_E1	F3_C1	F3	kontrola	řepka		
F4_B1_E1	F4_B1	F4	biopás	pšenice jarní	jaro	vylepšená
F4_C1_E1	F4_C1	F4	kontrola	pšenice jarní		
F5_B1_E1	F5_B1	F5	biopás	pšenice ozimá	podzim	vylepšená
F5_C1_E1	F5_C1	F5	kontrola	pšenice ozimá		
F6_B1_E1	F6_B1	F6	biopás	ječmen jarní	podzim	vylepšená
F6_C1_E1	F6_C1	F6	kontrola	ječmen jarní		
F7_B1_E1	F7_B1	F7	biopás	řepka	jaro	standard
F7_C1_E1	F7_C1	F7	kontrola	řepka		
F8_B1_E1	F8_B1	F8	biopás	řepa cukrová	podzim	standard
F8_C1_E1	F8_C1	F8	kontrola	řepa cukrová		
F9_B1_E1	F9_B1	F9	biopás	pšenice ozimá	podzim	standard
F9_C1_E1	F9_C1	F9	kontrola	pšenice ozimá		
F10_B1_E1	F10_B1	F10	biopás	ječmen jarní	podzim	standard
F10_C1_E1	F10_C1	F10	kontrola	ječmen jarní		
F11_B1_E1	F11_B1	F11	biopás	ječmen jarní	podzim	vylepšená
F11_C1_E1	F11_C1	F11	kontrola	ječmen jarní		
F12_B1_E1	F12_B1	F12	biopás	pšenice jarní	jaro	vylepšená
F12_C1_E1	F12_C1	F12	kontrola	pšenice jarní		

Příloha 4: Seznam půdních členovců

Tabulka 9: Jednotlivé řády půdních členovců při determinaci vzorků

Microcoryphia (chvostnatky)
Orthoptera (rovnokřídlí)
Protura (hmyzenky)
Diplura (vidličnatky)
Collembola 1 (chvostoskoci, největší)
Collembola 2 (střední)
Collembola 3 (nejmenší)
Psocoptera (pisivky)
Hemiptera (polokřídlí)
Thysanoptera (třásnokřídlí)
Coleoptera 1 (dospělý brouk)
Coleoptera 2 (larva brouka)
Diptera (dospělec dvoukřídlí)
Diptera (larva dvoukřídlí)
Araneae 1 (pavouci, velcí)
Araneae 2 (malí)
Acari (roztoči)
Oribatida (pancířníci)
Isopoda (stejnonožci)
Diplopoda 1 (mhohonožky, velké)
Diplopoda 2 (malé)
Symphyla
Chilopoda 1 (stonožky, velké)
Chilopoda 2 (malé)
Hymenoptera (larva blanokřídlí)
Enchytraeidae (roupicovití)

Příloha 5: Fotodokumentace



Obrázek 12: Tullgrény pro extrakci půdních vzorků (foto: Eliška Brandová, 2021)



Obrázek 13: Pohled do binolupy během determinace půdní fauny (foto: Eliška Brandová, 2023)



Obrázek 14: Petriho miska s půdním vzorkem (foto: Eliška Brandová, 2021)



Obrázek 15: Pracovní místo při determinaci půdní fauny (foto: Eliška Brandová, 2021)



Obrázek 16: Půdní sonda ve tvaru čtverce o rozměrech $32 \times 32 \times 25$ cm (foto: Eliška Brandová, 2021)



Obrázek 17: Půdní vzorek se žížalou I. (foto: Eliška Brandová, 2023)



Obrázek 18: Půdní vzorek se žížalou II. (foto: Eliška Brandová, 2023)



Obrázek 19: Zkumavka obsahující vzorky žížal (foto: Eliška Brandová, 2023)



Obrázek 20: Ruční přebírání půdního vzorku (foto: Martin Štrobl, 2021)



Obrázek 21: Determinace jednotlivých žízal (foto: Eliška Brandová, 2021)



Obrázek 22: Nektarodárný biopás ve Vnoři I. (foto: Tomáš Jůnek, 2021)



Obrázek 23: Nektarodárný biopás ve Vnoři II. (foto: Tomáš Jůnek, 2021)