

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: Zemědělství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Agroekosystémů

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vliv agrotechnických a výživářských opatření na biologickou aktivitu půdy

Vedoucí bakalářské práce:

Prof. Ing. Stanislav Kužel, CSc.

Autor:

Petr Kincl

2016

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Petr KINCL**
Osobní číslo: **Z13265**
Studijní program: **B4131 Zemědělství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Vliv agrotechnických a výživářských opatření na biologickou aktivitu půdy**
Zadávající katedra: **Katedra agroekosystémů**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Hnojení organickými, minerálními hnojivy, vápnění, stejně tak jako různá agrotechnická opatření významně ovlivňují biologickou aktivitu půdy. Vápněním je biologická aktivita půd zpočátku silně podpořena. Výrazně roste počet a biomasa bakterií a aktinomycet. Příznivé chemické a fyzikální změny v půdě, vyvolané vápněním, mají za následek zvýšení biologické aktivity půd, kladné ovlivnění humifikace. Změny ale nejsou trvalé a po odeznění účinku může být situace, pokud se týče biologické aktivity, humusu i svrchních vrstev minerální půdy, dokonce zhoršena. Cílem práce je vypracovat literární rešerši na téma: Vliv agrotechnických a výživářských opatření na biologickou aktivitu půdy."

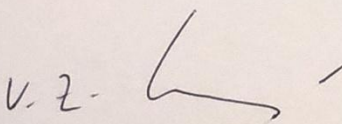
Vypracujte bakalářskou práci dle Opatření děkana č. 4 ze dne 14. 3. 2014. Ke zpracování bakalářské práce využijte skripta Technika zpracování bakalářských a diplomových prací (Kareš J. a kol., 2007) a Práce s VTI (Milota J., Nýdl V., 1996). Použijte publikaci prof. Kalače Jak vypracovat diplomovou práci v zemědělských oborech, 2009.

Rozsah grafických prací: dle potřeby
Rozsah pracovní zprávy: cca 30-50 stran
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná/elektronická
Seznam odborné literatury:

Šimek M., Cooper J.E. 2002. The influence of soil pH on denitrification: Progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science*, 53:345-354; Šimek M., Píček T., Šantrůčková H., Hopkins D.W., Kalčík J., Staňa J., Trávník K., 1999. Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. *Biology and Fertility of Soils*. 29:300-308; Šimek M. 1998. *Rostlinná výroba*. 44:395-402; Šimek M. 1998. *Rostlinná výroba*. 44:385-394; FAI. 2008. 2007-2008. Fertilizer statistics. New Delhi (India): The Fertilizer Association of India; Jenkinson D.S., Ladd J.N. 1981. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In: Paul E.E.; Ladd J.N, editors. *Soil biochemistry*. vol. 5. New York (NY): Marcel Dekker. p. 415-471; Cappuccino J.G., Sherman N. 1999. *Microbiology. A laboratory manual*. 4th ed. Harlow (UK): Addison Wesley Longman; Cochran W.G., Cox G.M. 1957. *Experimental designs*. New York (NY): Wiley; Šimek M., Hopkins D.W. 1999. Regulation of potential denitrification by soil pH in long-term fertilized arable soils. *Biology and Fertility of Soils*. 30:41-47; Šimek M. 1999. The response of denitrifiers in a sandy loam soil affected by a long-term fertilization to organic carbon and nitrate. *Folia Microbiologica*. 44:85-89.

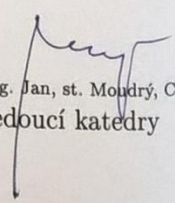
Vedoucí bakalářské práce: prof. Ing. Stanislav Kužel, CSc.
Katedra agroekosystémů

Datum zadání bakalářské práce: 13. února 2015
Termín odevzdání bakalářské práce: 24. dubna 2016


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., dr. h. c.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentická 13
370 05 České Budějovice

L.S.


prof. Ing. Jan, st. Moudrý, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 12. března 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum:

.....

Petr Kincl

Poděkování

Tímto bych rád poděkoval vedoucímu této bakalářské práce Prof. Ing. Stanislavu Kuželovi, CSc. za odborné vedení práce, cenné připomínky a vstřícnost při konzultacích.

ABSTRAKT

Bakalářská práce je literární rešerší, zkoumající vliv agrotechnických a výživářských opatření na biologickou aktivitu půdy. Bakalářská práce je systematicky rozčleněna do několika kapitol. Na začátku práce jsou zahrnuté důležité termíny ohledně půdní organické hmoty a edafonu. Další část bakalářské práce se již zabývá studiem vlivu hnojení a vápnění na biologickou aktivitu půdy. Dále jsou zde uvedeny studie ohledně vlivu agrotechnických opatření a vliv aplikace pesticidů. V práci jsou také uvedeny metody zkoumající biologickou aktivitu půdy.

SUMMARY

This bachelor thesis is a literature review, examining the effect of agricultural and nutritional measures on soil biological activity. Bachelor thesis is systematically divided into several parts. At the beginning of the thesis are included important dates regarding soil organic matter and edaphon. Another part of the work has been to study effects of fertilization and liming on soil biological activity. Furthermore, there are studies on the impact of agro-technical measures and the impact of the application of pesticides. The paper also lists methods of research soil biological activity.

Klíčová slova:

Biologická aktivita půdy, půdní organická hmota, mikrobiální biomasa, mikrobiální společenstva, edafon, hnojení, agrotechnika

Key Words:

Biological activity of soil, soil organic matter, microbial biomass, microbial community, edaphon, fertilizing, agrotechnics

Obsah

Obsah	7
1. ÚVOD	6
2. OBECNÁ ČÁST	7
2.1. Půdní organická hmota	7
2.1.1. Půdní úrodnost	7
2.1.2. Živá složka půdy	7
2.1.3. Edafon	8
2.1.4. Biologická fixace dusíku a její podpora.....	11
2.2. Vliv hnojení na biologickou aktivitu půdy.....	13
2.2.1. Vliv organických hnojiv.....	14
2.2.2. Vliv minerálních hnojiv	21
2.2.2.1 Vliv inhibitorů ureázy	22
2.2.2.2 Vliv inhibitorů nitrifikace.....	23
2.2.3. Vliv kombinace organických a minerálních hnojiv	25
2.3. Vliv vápnění na biologickou aktivitu půdy	27
2.4. Vliv agrotechnických opatření na biologickou aktivitu půdy	29
2.4.1. Vliv orby a podmínky	30
2.4.2. Vliv střídání plodin a osevních postupů.....	31
2.4.2.1 Únava půdy	33
2.4.3. Vliv půdoochranných technologií	33
2.4.4. Vliv prostředků využívaných v ochraně rostlin	35
2.4.5. Vliv těžkých kovů na biologickou aktivitu půdy	36
2.5. Metody zjišťování biologické aktivity půdy	37
3. ZÁVĚR	40
4. POUŽITÁ LITERATURA.....	41

1. ÚVOD

Půda je nejsvrchnější částí zemské kůry. Půda se skládá z úlomků mateřské horniny, primární organické hmoty, humusových látek, vody, vzduchu a v neposlední řadě obsahuje živé organismy. Proto v půdě najdeme živé a neživé komponenty, mezi kterými probíhají ve volném prostředí důležité interakce.

Půda je jedním z přírodních zdrojů. Je ceněna jako národní bohatství. Umožnila základní rozvoj zemědělství, a potažmo celé civilizace, jak ji známe dnes. Půda umožňuje růst rostlin, což je jedna z jejích hlavních funkcí. Rostlinám je kromě růstu umožněna výživa i opora.

Důležité interakce probíhají pod zemí. Jeden gram půdy obsahuje až statisíce zástupců edafonu, kteří se podílejí na koloběhu živin. Největší zástupci edafonu zpřístupňují větší části zbytků těl a rostlin živočichů pro ty nejmenší. Půdní organismy se podílejí na zpracování organické hmoty za následného uvolnění živin. Tyto živiny jsou poté zprostředkovány pro výživu rostlin nebo slouží k výživě menších edafických komponentů. Důležitou roli v půdním životě hraje i enzymatická aktivita.

V současné době jsou společenstva těchto půdních organismů více a více ovlivňována činností člověka. A to jak cíleně, či necíleně. Člověk odebírá zemědělskou výrobou z půdy velké množství organické hmoty, která je metamorfozovaná ve sklizeň. Takto odebraná organická hmota poté chybí půdním organismům.

Zemědělství ovlivňuje biologickou aktivitu půdy všemi vstupy. Ať vezmeme v potaz organická a minerální hnojiva, agrotechnické zásahy, či zásahy během vegetace.

Cílem této bakalářské práce bylo popsat a zhodnotit vliv agrotechnických a výživářských opatření na biologickou aktivitu půdy. Tato práce obsahuje jak základní seznámení s půdním prostředím, tak vliv zemědělských vstupů, spolu s prováděnou agrotechnikou.

2. OBECNÁ ČÁST

2.1. Půdní organická hmota

Organická hmota v půdě je tvořena živou a neživou částí. Do živé části se řadí kořeny rostlin a edafon. Do neživé části se řadí primární organická hmota a humusové látky tvořené huminovými kyselinami, fulvokyselinami atd. (Vaněk, 2010)

2.1.1. Půdní úrodnost

Podle Kalinové a kol. (2007) se pojem „půdní úrodnost“ nevztahuje pouze k obsahu živin, ale je závislý na přírodních podmínkách, procesech a na lidské činnosti. Půdní úrodnost definuje jako schopnost půdy poskytovat rostlinám prostředí pro žádoucí růst a vývoj. Poskytovat podmínky pro život a činnost půdního edafonu a vyrovnávat změny v půdním prostředí.

Půdní úrodnost je ovlivněna obsahem trvalého humusu. Humus příznivě ovlivňuje vlastnosti půdy, které jsou důležité pro získání rostlinné produkce. Přeměnou organické hmoty vzniká v půdě humus. Pro vyrovnanou bilanci humusu v půdě je třeba dodat organickým hnojením v průměru 1,5 t čisté organické hmoty na 1 ha orné půdy. (Váňa, 1994)

2.1.2. Živá složka půdy

Základním půdotvorným faktorem je faktor biologický. Pěstované rostliny a půdní organismy se významně podílejí na vzniku a vývoji půd, dále mají význam při tvorbě půdní struktury, účastní se přeměn půdní organické hmoty a podmiňují tvorbu humusu a mineralizaci organických látek, a tím i koloběh živin. (Šarapatka, Urban, 2006)

Rychnovská (1985) uvádí, že živočichové přijímají a zpracovávají velké množství rostlinného materiálu. Stráví ho však velmi málo a trusem odchází značné množství zbytků. Někteří zástupci zooedafonu konzumují i bakterie a houby. Z interakcí mezi společenstvy vyplývá, že tyto mikroorganismy spásají jiné druhy nahodile, nebo cíleně. I přes silné spásání je populace hub a bakterií stimulována,

protože spásací a dekompozitori rozmělnují úlomky odpadu na stále menší části, čímž dochází ke zvětšení povrchu pro osídlení jiných bakterií a hub.

Neustálý koloběh průchodu materiálu zaživacím traktem edafonu, a tvorba trusu vede k promíchávání částic s anorganickou hmotou. Současně se zjednodušuje i chemická struktura detritu. Stálým zpracováním půdního substrátu utvářejí organismy směs půdy a humusu, což vede ve výsledku k uvolňování minerálních látek, které jsou poté k dispozici pro rostliny. (Rychnovská, 1985)

V půdě žije velké množství organismů. Dle způsobu získávání uhlíku je můžeme rozdělit na autotrofní a heterotrofní. Heterotrofní organismy jsou v půdě početnější než autotrofní. Patří sem zejména půdní fauna, houby, aktinomycety a většina bakterií. (Šarapatka, Urban, 2006)

Pozitivní vliv organismů v půdě spočívá v dekompozici organické hmoty a transformaci organických látek na humusové a anorganické látky. Tím dochází ke zpřístupnění živin pro rostliny, ale i k syntéze látek obohacujících zásoby humusu v půdě. Organismy se podílejí i na fixaci dusíku. Významná je zde symbiotická fixace dusíku s rostlinami z čeledi bobovité (*Fabaceae*) (Šarapatka, Urban, 2006)

2.1.3. Edafon

Mikroedafon

Mezi mikroedafon zařazujeme organismy menší než 0,02 mm. Mezi nejvýznamnější druhy patří bakterie, aktinomycety, sinice, řasy, houby a prvoci. (Šarapatka, 2014). Mikroedafon se významně podílí na přeměnách organických i minerálních látek. (Jandák a kol., 2007)

Tabulka č. 1 – Zastoupení jednotlivých skupin mikroedafonu v půdě

Mikroedafon	Počet v 1 g půdy	Hmotnost v kg/ha
Bakterie	600 000 000	10 000
Plísně a aktinomycety	400 000	10 000
Řasy	100 000	140
Prvoci	1 100 000	370

Zdroj: Jandák a kol., 2007

Mezoedafon

Dle Šarapatky (2014) se do mezoedafonu řadí houby, chvostoskoci, roztoči a menší hmyz. Velikost těchto organismů se pohybuje v rozmezí od 0,2 do 2 mm. Jandák a kol., (2007) řadí do mezoedafonu i háďátka, stonožky, měkkýše a žížaly.

Tabulka č. 2 – Zastoupení mezoedafonu v půdě

Mezoedafon	Počet v 1000 cm ³	Hmotnost v kg/ha
Háďátka	50 000	50
Členovci	390	92
Měkkýši	5	40
Žížaly	2	4000

Zdroj: Jandák a kol., 2007

Žížaly mají významný vliv na strukturu půdy a podílejí se i na půdní úrodnosti. Rozdělují jako žížaly epigeické – žijící na povrchu půdy v organickém materiálu, žížaly endogonické, které se vyskytují ve svrchní vrstvě půdy, a vytváří horizontální chodbičky, a žížaly anektické, které vytváří hluboký systém chodeb. (Pižl, 2002)

Dle Rychnovské (1985) obsahuje žížalí trus mnohokrát více bakterií, než okolní půda. Žížalí trus je velmi rychle kolonizován jinými druhy bakterií. Dále se žížaly mohou podílet na růstu hub, díky roznášení spor.

Makroedafon

Šarapatka, (2014) Uvádí, že do makroedafonu patří některý hmyz, mnohonožky, stonožky, pavouci a měkkýši. Velikostní rozmezí se pohybuje od 2 do 20 mm.

Megaedafon

Do megaedafonu řadí Šarapatka (2014) žížaly, krtky a hraboše. Velikost těchto organismů je větší jak 20 mm. Naproti tomu Jandák a kol. (2007) již neuvádí samostatnou kategorii pro tyto živočichy a zařazuje je mezi makroedafon.

Obrázek č. 1 – Žížalí chodbička



Zdroj: <http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=2630> (10.2.2016)

Tabulka č. 3 – Biomasa organismů v zemědělských půdách.

Skupina organismů	Biomasa v kg.ha ⁻¹
Bakterie a aktinomycey	1000 – 10 000
Houby	1000 – 10 000
Mezo a mikrofauna	100 – 2000
Žížaly	200 – 4000
Další mikrofauna	100 – 1000
Další organismy	až 1000
Celkem cca (s možnými značnými rozdíly)	10 000

Zdroj: Šarapatka, Urban 2006, s. 99

Edafon lze dále rozdělit podle toho, zda jej zastupují organismy z živočišné, či rostlinné říše. Půdní edafon, který je tvořen rostlinami se nazývá fytoedafon. Živočišný edafon se označuje jako zoedafon. (Kalinová a kol., 2007)

Zástupci mezo- a mega- edafonu rozměňují větší části organických zbytků na menší částičky, které jsou využitelné pro velikostně menší zástupce edafonu. Tyto částičky také mísí s minerálními částicemi, které jsou nezbytné pro půdní mikrostrukturu. Po úhynu půdního mikroorganismu, je mrtvé tělo rozloženo, a jsou z něho uvolňovány živiny, které mohou být opět využity v koloběhu živin. (Kalinová a kol., 2007)

2.1.4. Biologická fixace dusíku a její podpora

Biologická fixace dusíku, jinak též označovaná jako diazotrofie, je schopnost organismů redukovat v molekule vzdušného dusíku trojnou vazbu, a utvořit organickou formu dusíku – amoniak. Redukce trojných vazeb je závislá na enzymu, a přísunu energie ve formě ATP. (Čepička, Kolář, Synek, 2007)

Biologická fixace dusíku podporuje růstový potenciál rostlin, zachová v půdě více organického dusíku, snižuje ekonomické náklady a odtok dusičnanů. (Bandick a Dick, 1999)

V zemědělství je nejdůležitější formou biologické fixace dusíku fixace pomocí symbiózy. Rostliny z čeledi bobovité (*Fabaceae*) tvoří symbiotický vztah s bakteriemi rodu *Rhizobium*. Bakterie, neboli též Rhizobia jsou řazeny do čeledi *Rhizobiaceae*. Jedná se o gramnegativní bakterie, tyčinkovitého tvaru s bičíkem. Žijí saprofytycky a nedokážou asimilovat anorganické látky. V bakteroidní formě tvoří rhizobia enzym nitrogenázu. Tento enzym je klíčový pro biologickou fixaci vzdušného dusíku. Tvorba enzymu probíhá v součinnosti s hostitelskou rostlinou, když je na kořenech utvořena hlízka, která obsahuje bakteroidní formy. (Diviš, a kol., 2000)

Rhizobia se uchytí na povrchu kořínku, a způsobí jeho zakrucování. Pomocí infekčních vláken pronikají do kortexu kořenu, čímž stimulují buňky kořene, což vede k vytvoření hlízek. Současně se mění i morfologická stavba tyčinkovitého tvaru bakterií v bakteroidní formu. Poté, co se bakteroidy obklopí buněčnou membránou, dochází ke koordinaci metabolických procesů obou symbiotických partnerů. Prostřednictvím nitrogenázy je zahájena již vlastní fixace dusíku. Symbiotické bakterie mohou osidlovat i kořenový systém rostlin z jiných čeledí. (Šimon, Mikanová, 2013)

Diviš a kol., (2000) Uvádí, že zkudrnacím kořínků se vytváří kapsovitě útvary, které slouží k inkubaci bakterií. Tlakem bakterií na buněčnou stěnu se utvoří infekční vlákno. Rostlinné buňky se v okolí vlákna dělí a obalují pronikající bakterie plasmatickými membránami. Utvoření membrán spustí u bakterií specializaci a vzniká tím bakteroid.

V praxi, se již používají i přípravky pro podporu biologické fixace dusíku. Významnou roli zde hraje inokulace = naočkování osiva symbiotickými bakteriemi. Dle Šimona a Mikanové (2013) lze využít pro pěstování leguminóz přípravky s komerčním názvem Nitrazon, a Nitrazon + N. V preparátech jsou obsaženy kmeny bakterií rodu *Rhizobium*. Očkování osiva se doporučuje provádět před každým výsevem, v praxi se ale toto opatření využívá především tam, kde ještě nebyly leguminózy pěstované. Je zastáván názor, že v půdě je obsaženo velké množství původních, a volně žijících symbiotických bakterií. Avšak jejich účinnost nemusí být srovnatelná s případy, kdy je osivo naočkováno. Leguminózy na tyto přípravky velmi pozitivně reagují, jsou-li pěstované na pozemcích, kde se ještě nepěstovaly. Přípravek Nitrazon + N obsahuje i kmeny bakterií rodu *Azotobacter*, které po aplikaci ihned ukládají dusík do půdy, a mohou u luskovin nahradit startovací dávku dusíku.

Tabulka č. 4 – Vliv pH půdy na nodulaci sóji. (Albrecht, 1933)

pH půdy	Počet hlízek na rostlinu
4,0	0
5,0	30
6,5	77
7,4	68
8,2	21
8,7	3

Převzato z: Sborník z konference „Perspektivy sóji v ČR“, 17.02.2005

V praxi je dále třeba podporovat rozvoj bakterií i nepřímo. A to zejména vhodně zvolená agrotechnická opatření – zvýšení humusu v půdě, pěstování meziplodin a podsevů, hnojení organickými hnojivy, např. kompostem a chlévským hnojem. (Šimon, Mikanová, 2013)

Obrázek č. 2 – Srovnání tvorby hlízek na kořenech sóji z přírodních bakterií a z inokulovaného osiva.



Zdroj: https://agro.basf.ca/West/KnowledgeCenter/AgSolutionsAdvisor/currentissue/soybean_inoculation/index.html

2.2. Vliv hnojení na biologickou aktivitu půdy

Hnojením rozumíme dodávání živin do půdy v podobě hnojiv. Hnojiva mohou být organického, či anorganického původu. Tyto hnojiva jsou v zemědělství aplikována za účelem maximalizovat produkci a zvyšovat ekonomický zisk a návratnost. (Bünemann, a kol. 2006)

Půdní organismy ovlivňuje několik faktorů v krátkodobém a dlouhodobém horizontu. Přímé účinky hnojení na edafon, projevující se po jedné sezóně je zejména snížení biologické aktivity po vyčerpání zdrojů, snížení aktivity při nadbytku zdrojů a snížení aktivity při toxických účincích. Za nepřímé účinky, které se projevují během několika let, můžeme označit změny v pH, změny v pórovitosti a možný účinek reziduí. (Bünemann, a kol. 2006)

Hnojení je jedním z nejdůležitějších zemědělských zásahů. Hnojení ovlivňuje populační hustotu a aktivitu půdních mikroorganismů. (Song, 2015)

2.2.1. Vliv organických hnojiv

Hnojení organickými hnojivy ovlivňuje příznivě všechny půdní vlastnosti. Zapravená organická hmota zvyšuje nakyplenost půdy, čímž je podpořena pórovitost půdy. Vyšší dávky hnoje, zelené hnojení, či zaorávka slámy zvýší pórovitost půdy až o 8%. Nedoatatečně rozložené organické zbytky vyžadují k rozkladu vyšší množství vody. (Šimon a Lhotský, 1989)

Organická hnojiva jsou z velké části odpady ze zemědělské výroby. Mezi hlavní organická hnojiva patří živočišné hnoje, kejda, komposty, zelené hnojení a zaorávka slámy. (Bünemann, a kol. 2006)

Dlouhodobé organické hnojení má silnější dopad na mikrobiální společenstva, než hnojení minerální. (Mäder, a kol., 2002). Dle Songa (2015) může opakovaná aplikace organických hnojiv zvýšit mikrobiální biomasu a biologickou aktivitu prostřednictvím přímé dodávky organického uhlíku.

Významnou skupinou půdních organismů jsou houby. Z dlouhodobého výzkumu je patrné, že saprofytické houby jsou více závislé na obsahu uhlíku v půdě, a proto reagují kladněji na dodání organických hnojiv, než arbuskulární mykorhizní houby. (Song, 2015)

Dan a kol.,(2008) zjistili, že aplikace hnoje zvýší mikrobiální aktivitu v půdě a počty organismů. Na biodiverzitu a strukturu společenství nemá zásadní vliv.

Zaorávka slámy je jednoduchá a levná forma využití slámy pro zvýšení úrodnosti půdy. Při současném hnojení kejdou skotu, či kejdou prasat se efektivnost slámy ještě zvýší. Při použití podmítky a následné orbě se zvýší mikrobiální aktivita v půdě. (Šimon a Lhotský, 1989)

Tabulka č. 5 – Vliv aplikace organických hnojiv, v některých případech i v porovnání s anorganickými hnojivy na biologickou aktivitu půdy

Reference a lokace	Půdní typ a charakteristika	Aplikované hnojivo	Efekt na biologickou aktivitu půdy
Trochoulis a kol., (1986), Austrálie	Červené, čedičové půdy	Drůbeží hnůj + dolomitický vápenec	Ošetření hnojem vedlo k nejvyššímu obsahu mikrobiálního uhlíku.
Poll a kol., (2003), Německo	lužní půda s vyšším obsahem písku, pH – 3,6	Dlouhodobá roční aplikace chlévského hnoje	Chlévský hnůj zlepšil mikrobiální aktivitu a vedl k dobré xylanázové a invertázové aktivitě
Dinesh a kol., (2000), Indie	Různé druhy půd s pH – 5,7 – 6,4	Kejda drůbeže + chlévský hnůj se zbytky rostlin sesbánie a gliricidie	Organické hnojivo zvýšilo mikrobiální aktivitu, biomasu a diverzitu. Současně vedlo ke zlepšení koloběhu uhlíku
Wu a kol., (2004), Čína	Kambizemě a vápenaté půdy. pH – 8,3 – 8,4	Chlévský hnůj s přídavkem minerálního N a P	Obnova celkového mikrobiálního uhlíku
Min a kol., (2003), USA	Jemné hlinité půdy	5 let aplikace kejdy skotu + porovnání s minerálními hnojivy	Aplikace kejdy zvýšila podíl mikrobiální biomasy a uhlíku. Avšak vedla k poklesu metabolismu oproti místům, kde se aplikovala minerální hnojiva.

Tabulka č. 5 – pokračování

Thomsen a kol., (2003), Dánsko	Hlinitopísčité půdy, pH 7,4 – 8,4	Laboratorní preparáty s ovčím hnojem. Různá aplikace, na půdy s různým obsahem jílu, a vody	Hnojivo vedlo ke zvýšení obsahu vzduchu v půdě. Efekt ovčího hnoje se na zvýšení biologické aktivity podílel nejvíce na písčitých půdách.
Yang a kol., (2003), USA	Hlinité půdy, pH – 8,1	Povrchové mulčování slámou, posečenou trávou, kompostovaným hnojem, odpad ze stromů (eukalyptus a borovice), stavební odpad	Pouze posečená tráva stimulovala aktivitu dehydrogenázy. Ostatní opatření v měření po prvním roce vykázaly zvýšenou aktivitu bakterií, avšak pouze na povrchu půdy.
Villar a kol., (2004), Španělsko	Písčité, až hlinito-písčité půdy. pH – 4,6 – 6,3	Jednorázová aplikace drůbežního hnoje a porovnání s aplikací NPK	Biologická aktivita půdy byla zvýšena především aplikací drůbežního trusu. NPK nemělo téměř žádný vliv na změny biologické aktivity
Baker a kol., (2002), Austrálie	3 specifické typy půd	Pevná organická hnojiva – (30 – 120 t/ha)	Zvýšení hojnosti žížal
Munn a kol., (2003), Austrálie	6 půdních typů s převahou jílovitých částic, pH - 4,2 – 6,4	Pevná organická hnojiva	Zvýšení efektu fixace bakteriemi rodu <i>Rhizobium</i> .

Tabulka č. 5 – pokračování

Abaye a kol., (2005), Anglie	Typické písčité půdy s pH - 6,5 – 7,1	Dlouhodobá aplikace chlévského hnoje a porovnání s NPK + Aplikace odpadních vod s obsahem těžkých kovů	Mikrobiální biomasa a obsah mikrobiálního uhlíku vyšší než při aplikaci NPK. Malý obsah těžkých kovů měl za následek snížení mikrobiální aktivity a počtu bakterií. 40 let po aplikaci kontaminované vody snižování počtu bakterií ustalo.
Chaudhuri a kol., (2003), Indie	Hlinité a železité půdy s kyselým pH.	kombinace odpadních kalů, uhelný prach a porovnání s NPK	Biomasa a půdní enzymatická aktivita zvýšena. Obsah niklu a kadmia z odpadních kalů má vztah k počtu bakterií.
Usman a kol., (2004), Německo	Vápenaté půdy, 8,16 pH	Odpadní kaly, kompostovaná posečená tráva a zbytky zeleniny.	Odpadní kaly měly ve srovnání s kompostem vyšší vliv na biomasu, metabolismus a na obsah půdního vzduchu.
Alvarez a kol., (1999), Argentina	Písčitohlinité půdy s pH – 5,8	2 roky aplikace odpadních kalů na povrch půdy	Mikrobiální biomasa není ovlivněna, ale metabolická aktivita zlepšena.
Barbarick a kol., (2004), USA	2 typy půdy s pH - 7,3 a 5,9	Jednorázová aplikace pevných organických hnojiv	6 let po aplikaci se zlepšila mikrobiální respirace, mineralizace dusíku, prokořenění a mikrobiální biomasa. Na metabolismus žádný vliv

Tabulka č. 5 – Pokračování

Brunetti a kol., (2004), Španělsko	Písčitohlinité půdy s pH – 8,1	Jednorázová aplikace čistírenských kalů	Mikrobiální biomasa a metabolismus zvýšen 9 měsíců po aplikaci kalů. Ale 36 měsíců po aplikaci nárůst ustal, zřejmě z důvodu vyčerpání zdrojů energie
Speir a kol., (2003), Španělsko	Specifické hrubozrnné půdy. pH – 6,1	Kompostovaná pevná organická hnojiva + odpad ze dřeva a zelená hmota	Mikrobiální uhlík, a mineralizovatelný dusík zvýšen. Avšak žádné účinky na počty Rhizobií, nebo Rhizoktomií a Escherichia coli.
Canali a kol., (2004), Itálie	Písčitohlinité půdy, 7,8 pH	Kompostované odpady z lihovaru, statková hnojiva, drůbeží hnůj, porovnání s minerálními hnojivy	Žádné rozdíly v biodiverzitě
Wells a kol., (2000), Austrálie	Specifická písčité půda, pH – 5,4	Kompostovaná dřevní hmota, drůbeží a koňský hnůj v porovnání s minerálními hnojivy.	Kompostovaná hmota měla za následek zvýšení mikrobiálního uhlíku více, než v případě minerálních hnojiv.
Franco a kol., (2004), Itálie	10 půdních typů, 10 – 60% jílu, pH – 5,2 – 8,3	Glukóza a kompostované kukuřičné stonky – aplikováno do půdy kontaminované surovou ropou.	Organické substráty neměly žádný účinek na rozklad ropy, ale produkoval výrazný nárůst mikrobiální biomasy. Avšak nárůst byl menší, než u nekontaminované půdy

Tabulka č. 5 – Pokračování

Lalande a kol. (2003), Kanada	Podzol, hlinitopísčité půdy, pH – 5,4	Jednorázová aplikace kompostovaných papírenských kalů s prasečí kejdou. Kejda aplikovaná samostatně nebo v kombinaci s minerálními hnojivy.	Přídavek hnojiva do kompostu měl za následek zvýšení enzymatické aktivity v půdě, ale měl menší vliv na mikrobiální biomasu. Enzymatická aktivita byla snížena již ve druhé sezóně po jednorázové aplikaci.
Zaller a Köpke (2004), Německo	Fluviální půdy, pH – 5,35	Devítiletý pokus aplikace tradičně kompostovaného hnoje v porovnání s kompostovaným hnojem z biodynamického zemědělství.	Chlévský hnůj zvýšil mikrobiální biomasu a dekompozici. Po 100 dnech byla ale dekompozice rychlejší u hnoje z biodynamického zemědělství, než u tradičního hnoje.
Miyittah a Inubushi, (2003), Japonsko	Specifická vlhká lesní půda. pH – 4,87	Kompostované zbytky ze sóje, a kompostovaný hnůj skotu a hnůj drůbeže + čistírenské kaly.	Po přidání kompostů prudce vzrostla půdní respirace.
Tiquia a kol., (2002), USA	Písčité půda, pH – 5,5	Půda mulčována posklizňovými zbytky + dřevním odpadem.	Nejvyšší biologická aktivita byla na půdách s mulčem.

Zdroj: Bünemann a kol., 2006 *Impact of agricultural inputs on soil organisms - a review* (upraveno, překlad autor)

Aplikace organických hnojiv vede ke zvýšení biologické aktivity v půdě. Pokud je aktivita edafonu limitována např. vodou, jsou dopady organických hnojiv těžko měřitelné. (Ryan, 1999). Hnoje a čistírenské kaly mají obecně vyšší obsah solí, než zahradní a komunální bio odpad. (Hao a Chang, 2003). Podle Gillera, a kol., (1999) čistírenské kaly obsahují často těžké kovy, jako je kadmium, měď a zinek. A to zejména tam, kde je hlavní složkou odpad z výroby. Těžké kovy mohou mít na půdní mikrobiální aktivitu větší vliv, než na rostliny a živočichy žijící na povrchu.

Zelený odpad z farem a zahrad mívá obvykle nižší obsah živin, než hnůj. Riziko u tohoto odpadu je možná kontaminace syntetickými sloučeninami. V posekané trávě a v dalším odpadu mohou být rezidua pesticidů nebo pohonných hmot. (Büyüksönmez, a kol., 2003)

Využití kompostů je jedna z možností jak zvýšit obsah humusu v půdě. Toto opatření je však dlouhodobé, jelikož v půdním prostředí se na trvalý humus přemění jen menší podíl dodaných organických látek. Kompostováním probíhá přeměna organických látek obdobně jako v půdě, avšak může být technologicky ovlivněna pro získání většího množství humusu, než při běžném rozkladu organické hmoty v půdním prostředí. Tato technologie by měla zabezpečovat podmínky pro rozvoj mikroorganismů, přeměňujících organickou hmotu na humusové látky. (Váňa, 1994) Büyüksönmez, a kol. (2003) doplňuje, že komposty mohou být zatíženy těžkými kovy, pesticidy a dalšími chemickými látkami. Kompostováním však může být obsah některých látek redukován, avšak působí inhibičně na vývoj půdní mikroflóry.

Dalším odpadem, který může být využit jako organické hnojivo je Digestát. Digestátem se rozumí zbytek po fermentačním procesu při výrobě bioplynu. Hnojení digestátem lze srovnat s hnojením kejdou. (Smetanová, 2012)

Digestát je podle vyhlášky č. 474/2000 definován jako organické hnojivo. Vzhledem ke svému složení se blíží spíše ke kombinovaným minerálním hnojivům. Zásadní nevýhodou je nízký obsah lehce rozložitelných látek, které se v průběhu digesce transformují na metan a oxid uhličitý. Tyto látky poté chybí půdním mikroorganismům, které je využívají jako zdroj energie. Proto se jen malá část přeměňuje na humusové látky. (Váňa, 2014)

2.2.2. Vliv minerálních hnojiv

Průmyslová hnojiva vnášejí do půdy kationty a anionty. Část z nich vstupuje do půdního roztoku a jsou spotřebovávány rostlinami. Další část reaguje s půdním koloidním komplexem. (Šimon a Lhotský, 1989)

Minerální hnojiva, především dusíkatá významně přispěla ke zvýšení zemědělské produkce od roku 1950. (Robertson a Vitousek, 2009). Mikrobiální komunita je citlivá na hnojení dusíkem, fosforem a draslíkem. (Allison a Martiny, 2008). Dusík je limitující živinou pro primární produkci. (LeBauer a Treseder, 2008). Nedávné výzkumy ale naznačují, že nadměrné vstupy dusíku mohou půdním mikroorganismům spíše uškodit. (Lu a kol., 2011). Zvýšená biologická aktivita po aplikaci minerálních hnojiv je důsledkem zvýšené produkce biomasy rostlin. Produkce kořenových exsudátů a rozklad odumřelých kořenů rostlin obohacuje půdu o organický uhlík, který je zdrojem pro půdní organismy. (Clark a kol., 2007)

Ge a kol., (2010) prokázali, že minerální hnojiva přímo ovlivňují obsah mikrobiálního uhlíku v půdě, mají vliv na pH půdy a na celkový obsah dusíku. Dále z pokusu zjistili, že minerální hnojiva nemají výrazný vliv na půdní respiraci. Aplikace minerálních hnojiv vedla k nižším hodnotám enzymatické aktivity. Toal a kol., (2000) uvádí, že opakované použití minerálních hnojiv vede k poklesu obsahu mikrobiálního uhlíku v půdě.

Mikrobiální biomasa uhlíku v půdě se zvýší při aplikaci hnojiva DAM spolu se zaorávkou slámy. Což potvrzuje pozitivní vliv organické hmoty na aktivitu půdních mikroorganismů. (Černý a kol., 2003)

Massey a kol. (2016) zjistili, že aplikace fosforečných hnojiv na travních porostech nemá na mikrobiální společenstva výrazný dopad.

Lupwayi a kol., (2001) studovali vliv sírnych hnojiv. Shrnuli, že aplikace sírnych hnojiv má negativní i pozitivní účinky. Pokud se ale aplikují dvakrát a více po sobě, může být pokles mikrobiální biomasy až o 46%. Avšak je třeba brát v úvahu deficit síry v půdě, a objem aplikovaného hnojiva. Pozitivní vliv sírnych hnojiv se projevil na biologické aktivitě zvýšenou tvorbou exsudátů kořenů, protože byl podpořen růst rostlin. Nebylo prokázáno, že by síran amonný zanechával v půdě

rezidua. V některých případech při pěstování řepky byla zjištěna i zvýšená biodiverzita mikroorganismů v rhizosféře.

Početnost a rozmanitost arbuskulárních mykorhizních hub negativně ovlivňuje obsah dusíku a fosforu z dlouhodobého používání minerálních hnojiv. (Song, 2015)

Černý a kol., (2003) uvádí, že při aplikaci hnojiv s minerálním dusíkem byl zjištěn pokles mikrobiální biomasy až o 30%. Pokles mikrobiální biomasy po aplikaci minerálních hnojiv prokázal i Šimek a kol., (1999) Naproti tomu Coote a Ramsey (1983) uvedli, že aplikace dusíkatých hnojiv může mít i nepřímý pozitivní vliv. Dusíkatá hnojiva mohou za zvýšení produkce biomasy, čímž se do půdy dostává více organického uhlíku a dusíku. Tyto vstupy jsou formou kořenových exsudátů, či posklizňových zbytků. Podle Šimona a Lhotského, (1989) má vyšší obsah fosforu v půdě příznivý účinek na činnost bakterií. Je dokázáno, že při vyšším obsahu fosforu v půdě je docíleno intenzivnějšího rozvoje kolonií bakterií rodu *Azotobacter*. Hnojení fosforem podporuje biologickou aktivitu půdy a usnadňuje mechanické zpracování půdy.

2.2.2.1 Vliv inhibitorů ureázy

Některé sloučeniny přidávané do močoviny mohou snížit rychlost prvního kroku hydrolyzy a zpomalit rychlost uvolňování čpavku. Za určitých podmínek to může snížit ztráty amoniaku do atmosféry.

Močovina je velmi rozšířené dusíkaté hnojivo. Aplikuje se jako pevné hnojivo ve formě perliček a granulek, nebo v kapalně formě. Močovina se používá samostatně, nebo v kombinaci s dusičnanem amonným. Nevýhodou močoviny je vysoká ztráta plynného amoniaku po hnojení. Po rozpuštění ve vodě se močovina působením enzymu ureáza přemění na hydrogenuhličitan amonný, který se poté mění na plynný amoniak, vodu a oxid uhličitý. (Anonymous, International plant nutrition institute, Nutrient source specifics 25, [online]. [cit. 2016-03-13])

Ztráty amoniaku mohou být až 50%. Faktory, ovlivňující ztrátu dusíku ve formě amoniaku jsou vlhkost, srážky, či zavlažování po aplikaci nebo povrchová

aplikace. (Anonymous, International plant nutrition institute, Nutrient source specifics 25, [online]. [cit. 2016-03-13])

Inhibitory ureázy se používají k dočasnému snížení aktivity enzymu ureáza a zpomalení hydrolyzace. Nejrozšířenějším inhibitorem ureázy je N-(n-butyl) triamidu kyseliny thiofosforečné - NBPT. Thiosíran amonný a některé kovy mohou také inhibovat hydrolyzu močoviny. Aplikace inhibitorů může snížit ztráty amoniaku až o 90% v porovnání s neošetřenou močovinou. Zemědělcům poskytnou udržení aplikovaného dusíku v kořenové zóně. (Anonymous, International plant nutrition institute, Nutrient source specifics 25, [online]. [cit. 2016-03-13])

Inhibitory ureázy jsou určeny přednostně pro močovinu. Je možné je použít i pro hnojiva, kde svým podílem převládá močovina. Jedná se o hnojiva DAM, SAM, AmisaN a podobně. *„Cílem jejich použití je omezit vlastnosti močoviny, které jsou z pohledu agronoma nevhodné – tzn. nejistá rychlost účinku močoviny a riziko ztrát. Inhibitor ureázy ve spojení s močovinou prodlužuje dobu, po kterou si aplikované hnojivo uchovává vlastnosti nepřeměněné močoviny (rychlá forma N) a nepodléhá masivním ztrátám únikem amoniaku. Hnojivo je schopné počkat určitou dobu na déšť, který zajistí prostup ke kořenům rostlin. A to je podstata stabilního a rychlého účinku, který je podle víceletých zkušeností minimálně srovnatelný s hnojivy na bázi dusičnanu amonného.“* (Mráz, 2013)

Banerjee a kol. (1999) prováděl výzkum vlivu inhibitorů ureázy na biomasu mikroorganismů. Při aplikaci močoviny ($50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) s použitím inhibitoru NBPT nebo bez použití inhibitoru. Pěstovanou plodinou byl ječmen, aplikace močoviny byla po kultivaci. Obsah mikrobiální biomasy byl stanoven metodou fumigací chloroformem. Z výsledků plyne, že obsah mikrobiálního uhlíku byl zvýšen pouze v reakci na agrotechniku, či na vlhkost. Vliv inhibitorů na mikroorganismy byl prakticky nulový.

2.2.2.2 Vliv inhibitorů nitrifikace

Nitrifikace je proces oxidace amoniaku na dusičnany. Oxidace probíhá přes dusitany. Za biologickou oxidaci amoniaku na dusičnany jsou zodpovědné především druhy bakterií *Nitrosomonas* ssp. a *Nitrosospira* ssp. Amonný kationt je elektrostaticky vázán negativně nabitými hliněnými částicemi a funkčními skupinami půdní organické hmoty. Naproti tomu aniont NO_3^- se neváže na půdu a je náchylný k

vyluhování z kořenové zóny. Některé heterotrofní půdní bakterie denitrifikují NO_3^- za anaerobních, či částečně anaerobních podmínek a produkují oxid dusný. (Leininger a kol., 2006) Oxid dusný (N_2O) je znám jako „rajský plyn“. Problém oxidu dusného tkví v jeho přispívání ke globálnímu oteplování, jelikož je plyn se silným skleníkovým efektem. Většina jeho emisí pochází ze zemědělství. Nitrifikace a denitrifikace jsou hlavní procesy zodpovědné za jeho výrobu. (Hungate a kol., 2003)

Stabilní agroekosystémy mají uzavřený cyklus dusíku. Naproti tomu moderní zemědělské systémy mají cyklus dusíku otevřený. (Cassman a kol., 2002) Poslední výzkumy naznačují, že znečištění dusíkem dosahuje v některých oblastech bodu zvratu. Je zapotřebí navrhnout a přijmout opatření ke zlepšení využití dusíku ve výrobě a zamezit únikům dusíku do agroekosystémů. (Rockström a kol., 2009)

Schopnost kořenů některých rostlin produkovat a uvolňovat inhibitory nitrifikace se nazývá biologická inhibice nitrifikace. Takto je minimalizován únik dusíku z koloběhu tohoto prvku. (Subbarao a kol., 2013) Většina rostlin a mikroorganismů mají schopnost využívat NH_4^+ a NO_3^- jako zdroj minerálního dusíku. (Haynes a Goh, 1978)

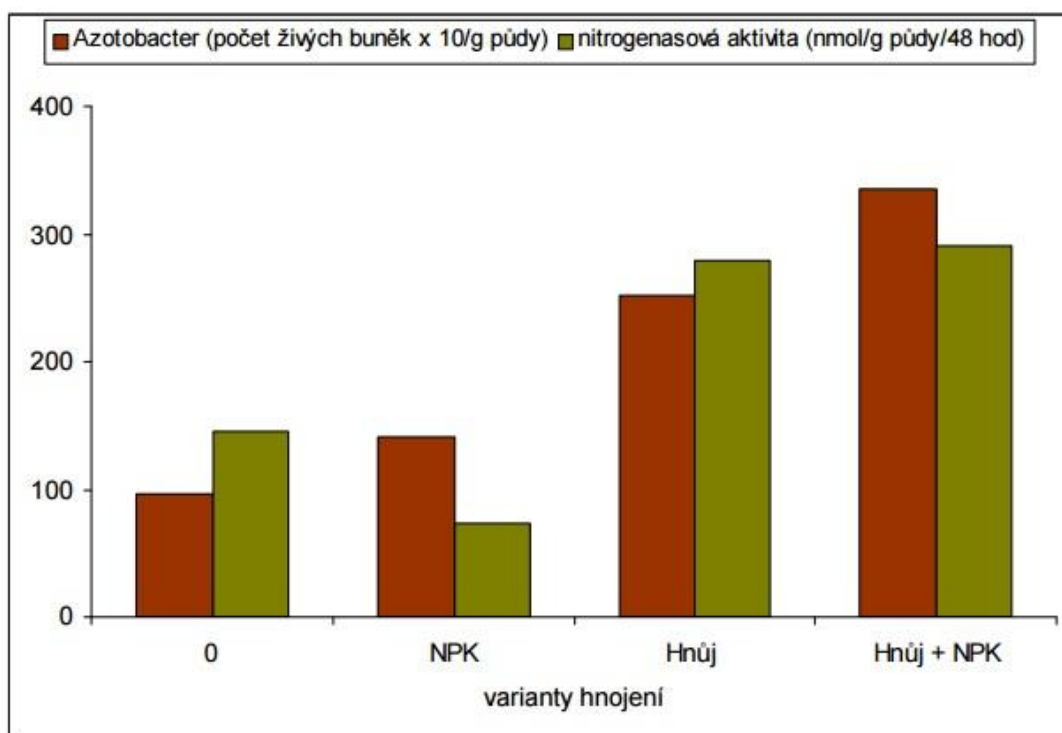
Většina rostlin má schopnost uvolňovat z kořenů chemické sloučeniny, které buď stimulují, nebo potlačují aktivitu nitrifikace. K detekci inhibitorů se používá luminiscenční kmen bakterií *Nitrosomonas*. (Subbarao a kol., 2006) Kořenové exsudáty většiny luskovin neměly v testu detekovatelnou inhibiční aktivitu. Zatímco exsudáty kořenů obilovin již nějakou aktivitu vykazovaly. Isoflavony, například genistein a daidzein, které byly nalezeny v kořenech sóji. Mají stimulační účinek na *Nitrosomonas*. Tropické travní pastviny, kde rostou rostliny přizpůsobené k nízkému obsahu dusíku v půdě, vykazovaly nejvyšší biologickou inhibici nitrifikace. Naproti tomu, rostliny rostoucí v půdě s vysokým obsahem dusíku mají nízkou biologickou inhibici nitrifikace. Inhibice nitrifikace je pravděpodobně adaptace rostlin uchovávat a efektivně využívat dusík. (Subbarao a kol., 2007)

Zejména dlouhodobé používání inhibitorů nitrifikace může poškodit necílové komunity bakterií. (O'Callaghan a kol., 2010) Dong a kol. (2013) zjistili, že použití inhibitorů nitrifikace mělo malý dopad na celkové množství půdních bakterií. Ale oproti použití samostatné močoviny byl zaznamenán pokles u některých druhů.

2.2.3. Vliv kombinace organických a minerálních hnojiv

V roce 1955 byl v Praze – Ruzyni ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby zahájen dlouhodobý pokus s dvouhonným osevním postupem, sledujícím vliv hnojení a pěstované plodiny na aktivitu prospěšných bakterií, včetně bakterií rodu *Azotobacter*. Na plochách byla střídavě pěstována cukrovka a jarní ječmen. Na pozemcích bylo použito několik variant hnojení. Jeden pozemek nebyl hnojen, na druhém pozemku bylo aplikováno minerální hnojení pomocí NPK, další pozemek byl hnojen organickým hnojivem, a to hnojem. Poslední pozemek byl kombinací minerálního hnojení NPK a organického hnojení. Průměrné dávky dusíku dodávané hnojem a kombinací hnoje s NPK byly 55kg/ha/rok. (Šimon, Mikanová, 2010)

Graf č. 1 – Vliv hnojení na výskyt a aktivitu bakterií rodu *Azotobacter*



Převzato z: <http://www.vurv.cz/files/Publications/ISBN978-80-7427-044-4.pdf> (Mikanová, Šimon, Cerhanová, 2010)

Z výše uvedených výsledků vyplývá, že vhodné podmínky pro azotobakterie jsou při dostatečné zásobě organické hmoty a současném přidání dusíku. Podle

Šimona a Mikanové (2010) je třeba sledovat množství přístupného dusíku, a to ve formě nitrátové i amonné. Vysoký obsah přístupného dusíku má na bakterie a tím i na nitrogenázovou aktivitu inhibiční vliv. Hnojení organickými hnojivy působí pozitivně na půdní úrodnost a tím i na biologickou aktivitu půdy.

Azotobacter je rod bakterií fixující vzdušný dusík. Bakterie vyžadují půdy s vyšším obsahem organické hmoty. Měřítkem aktivity bakterií rodu *Azotobacter* je nitrogenázová aktivita. Nitrogenáza je enzymatický proteinový komplex obsahující ionty železa a molybdenu používaný těmito bakteriemi k fixaci atmosférického molekulárního dusíku. Aktivita nitrogenázy je potlačována O₂, proto mají bakterie vyvinuty v buňkách speciální mechanismy, které udržují nízkou koncentraci O₂. (Paul, Clark, 1996)

Podle Šimona a Mikanové (2013) jsou *Azotobacter* volně žijící, nesymbiotické bakterie, které se vyskytují v oblastech mírného pásma, a vyžadují orné půdy s neutrálním pH.

Gu a kol., (2009) prokázali, že kombinace minerálních a statkových hnojiv vede k vyšší rozmanitosti půdních organismů, než při aplikaci pouze minerálních hnojiv. Což potvrdili Mandal a kol., (2007) v pokusu při pěstování pšenice. Nejvyšší biologická aktivita byla zjištěna v půdě, kde bylo aplikováno NPK a chlévský hnůj. Toto ošetření mělo vliv i na pěstovanou plodinu a pšenice lépe odnožovala.

2.3. Vliv vápnění na biologickou aktivitu půdy

Vápník je velmi významným prvkem, který plní důležitou funkci v rostlinných i živočišných organismech. Vápník plní mnoho důležitých agronomických, i ekologických funkcí. Použití vápenných hnojiv zajišťuje především úpravu pH, ve výživě rostlin je vápník důležitý jako biogenní prvek. Vápnění podporuje tvorbu humusu, biologickou aktivitu půdy, fixaci dusíku pomocí hlízkových bakterií a zvyšuje přijatelnost fosforu a využití hnojiv. Významné je i posílení ekotoxikologických a hygienických funkcí půdy, především imobilizace kadmia. (Vaněk, Penk, 1991) Vápněním se snižuje mobilita těžkých kovů (Kuntze a kol., 1984) Vápnění je běžná praxe pro zvýšení produktivity zemědělství na kyselých půdách. (Haines a Naidu, 1998) Dle Tisdale a kol., (1985) se při vápnění nejčastěji aplikuje uhličitan vápenatý ve formě vápna, uhličitan hořečnatý-vápenatý ve formě dolomitických vápenců nebo hydroxid vápenatý. Vápnění zvyšuje pH kyselých půd až na hodnoty, kdy je maximální dostupnost živin – zpravidla pH 6 - 7.

Vápněním zlepšíme půdní strukturu, čímž je zlepšena obdělávacelnost a prokořeňování půdy. (Vaněk, Penk, 1991). Haines a Naidu (1998) uvádí, že vápnění zlepšuje strukturu půdy díky vysoké koncentraci Ca^{2+} iontů a vysoké iontové síle v půdním roztoku. Díky tomu se zvýší srážení jílových minerálů a tvoří se stabilní agregáty.

Na vápněných půdách je zvýšena produkce biomasy, čímž dochází ke zvýšení obsahu půdní organické hmoty. Obsah půdní organické hmoty je na vápněné půdě vyšší, než na nevápněné. Vápněním se zvýší mineralizace organické hmoty, což vede k nárůstu biologické aktivity. V důsledku toho dochází ke snížení obsahu půdní organické hmoty a následkem je snížení biologické aktivity půdy. (Haines a Naidu, 1998) Šimek a kol. (1999) v datech získaných z několika lokalit v České republice během 19 – 23 let uvádí, že vápnění v kombinaci s NPK hnojivou zvyšuje půdní organickou hmotu o 4 – 11% v porovnání s pozemky, kde se aplikovalo pouze NPK.

V půdách s vyšším pH převládají aktinomycety. Neutrální půdy jsou příznivé pro bakterie, a v kyselých půdách převládají plísňe a houby. Proto můžeme ve vápněných půdách sledovat vyšší biologickou aktivitu než u nevápněných půd. (Dykyjová-Sajfertová, 1989). Bezdíček a kol., (2003) uvádí, že vápnění je příznivé

pro růst a vývoj mikroorganismů. Avšak po dvou letech od aplikace se stavy mikroorganismů vrátí na úroveň před vápněním.

Filep a kol. (2010) zjistili, že vápnění se podílí na změnách biomasy mikrobiálního uhlíku. Vápněním bylo docíleno zvýšení půdní respirace. Ale při maximálních dávkách vápna bylo půdní dýchání zastaveno nebo klesalo. Pokles hodnot se projevil úměrně k periodicitě a objemu vápenného hnojiva. V tomto případě byl aplikován uhličitán vápenatý (CaCO_3)

Z výzkumu Mühlbachové a Tlustošé (2006) vyplývá, že aplikace oxidu vápenatého (dále jen CaO) na orné půdě může za silné snížení mikrobiální biomasy. Důvodem je silná exotermická chemická reakce půdní vody s CaO. Byla zaznamenána i rychlejší mineralizace. Naopak při aplikaci CaO na travní porost byla mikrobiální biomasa zvýšena. Při inkubačním experimentu byly použity vzorky půd z okolí Příbrami. Půda v okolí Příbrami byla prokazatelně kontaminována těžkými kovy. Aplikace uhličitánu vápenatého (CaCO_3) v pokusu neprokázala tak drastické snížení biologické aktivity, jako při aplikaci CaO. Proto je vápnění s uhličitánem vápenatým z mikrobiálního hlediska vhodnější. Podle Stenberga a kol. (2000) je obtížné porovnávat inkubační experiment s reálnou aplikací CaO na orné půdě v polních pokusech. CaO všeobecně zlepšuje mineralizaci a biologickou aktivitu půdy. Vliv vápnění na výskyt a četnost žížal (*Lumbricidae*), publikovali Kula a Matoušek (2004) se závěrem, že vápnění podporuje migraci a reprodukci žížal a snižuje jejich mortalitu. Mezi obsahem vápníku v půdě a četností žížal existuje pozitivní vztah. Aplikací vápence se zvýší podíl půdních bakterií a celkové mikrobiální biomasy. Tyto bakterie slouží jako potrava pro žížaly. Početnost žížal je po vyvápnění pozemků zvýšena, avšak časem začne opět klesat, jelikož populace vyčerpá potřebné zdroje. Filep a kol., 2010 uvádí, že obsah mikrobiálního uhlíku klesá ke konci vegetačního období. Naopak nejvyšší hodnoty jsou měřeny uprostřed vegetačního období.

Vápnění travních porostů má na půdní organickou hmotu malý až žádný vliv. Mijangos a kol. (2010) zjistili, že nárůst biologické aktivity byl patrný 6 měsíců po vápnění. Vliv na půdní organickou hmotu nebyl žádný. Tento fakt potvrzují i další autoři (Grieve a kol., 2005; Sapek a Barszczewski, 2000)

Pozitivní vliv vápnění na biologickou aktivitu půdy je závislý na několika faktorech. Zvýšením pH poklesne koncentrace hliníku a manganu, rostliny zvýší produkci biomasy, což vede k vyšší koncentraci organické hmoty v půdě, čímž je nastartována aktivita mikroorganismů. (Filep a kol., 2010)

Paradelo a kol. (2015) shrnuje, že vliv vápnění na biologickou aktivitu půdy nemusí mít přímý dopad, protože záleží na množství jiných vlivů jako je počáteční pH půdy, počasí, rychlost mineralizace, druh agrotechniky a další. Vápník je obvykle aplikován současně s hnojivem, proto je těžké zjistit přímý efekt. Dopad vápnění na půdní organickou hmotu není jednoznačný, protože se jedná o uhlík, který se do půdy dostává díky produkci kořenových exsudátů a posklizňových zbytků z rostlin. Přerušovaná, či občasná aplikace vápna způsobuje různé krátkodobé nebo dlouhodobé účinky, takže vápnění nemusí vždy vést ke zlepšení biologické aktivity půdy.

2.4. Vliv agrotechnických opatření na biologickou aktivitu půdy

Agrotechnická opatření mají vliv na provzdušnění, vodní režim půdy, teplotu a v neposlední řadě na biologickou aktivitu. Význam má také zaorání posklizňových zbytků. Zvyšuje se tím obsah organické hmoty v půdě, která zlepšuje půdní strukturu, zadržování vody v půdě a je dobrým substrátem pro půdní mikroorganismy (Feng a kol., 2003) Mikanová a kol., (2009) zjistila, že aktivita některých enzymů je kromě hloubky půdy závislá i na systému obhospodařování půdy. V neobdělávaných půdách byla zjištěna vyšší dehydrogenázová a ureázová aktivita než v obdělávaných půdách. Balota a kol., (2004) vysvětluje vyšší biologickou aktivitu v neobdělávaných půdách příznivějším prostředím pro mikroorganismy.

2.4.1. Vliv orby a podmínky

Orba představuje základní operaci klasického zpracování půdy. Orbou se dosahuje nakypření půdy, drobení půdy, obrácení zpracovávané vrstvy půdy, mísení půdy a zapravení posklizňových zbytků a hnojiv. Tyto změny jsou základem dobrého stavu půdní struktury, příznivého vodního a vzdušného režimu půdy a intenzivní biologické činnosti v půdě. Stupeň prokypření, drobení a mísení je ovlivněn zrnitostí půdy, vlhkostí půdy, stavem půdní struktury, konstrukčním řešením pluhu, a pojezdovou rychlostí orební soustavy (Hůla, Abraham, Bauer, 1997).

Kromě pozitiv má orba i nepříznivé účinky na některé půdní organismy. U žížal a chvostokoků snižuje jejich početnost v půdě. Přičemž tvorba struktury půdy je silně závislá na činnosti všech půdních organismů. Díky intenzivní činnosti v půdě vznikají strukturní agregáty, které jsou agronomicky nejvýhodnější, co se týče stálosti, pórovitosti a zásoby živin. Proto bývá orbě přičítáno narušování přirozené tvorby těchto agregátů (Hůla, Abraham, Bauer, 1997)

V bezorebném zpracování půdy spolu s mulčem byla zjištěna nejvyšší aktivita dehydrogenázy. Vysoká biologická aktivita půdy byla zjištěna i při minimalizačním zpracování půdy. (Mikanová a kol., 2009)

Kalinová a kol., (2007) poukazuje na to, že orba spolu s podmínkou obnovuje půdní úrodnost. Kromě způsobu kultivace je ale důležité i vhodné střídání plodin.

Podmítka ve spojení se zapravením posklizňových zbytků zvyšuje enzymatickou aktivitu v půdě. (Mullen a kol., 1998) To potvrzuje i Mikanová a kol., (2009). Ve výzkumu zjistila, že enzymatická aktivita je nejvyšší při radličkovém zpracování půdy. Šimon a Lhotský, (1989) uvádí, že podmínka podporuje biologickou aktivitu půdy. Provzdušnění podmínkou zvyšuje činnost aerobních mikroorganismů. Podmínkou je také urychlen rozklad posklizňových zbytků.

2.4.2. Vliv střídání plodin a osevních postupů

Kořeny rostlin utvářením kořenového systému a prokořeněním půdní vrstvy ovlivňují biologické a chemické procesy v půdě. Po odumření rostliny jsou kořeny hlavním zdrojem organického materiálu v půdě. (Vaněk, 2010)

Střídáním plodin se zamezí ukládání výměšků určitých druhů mikroorganismů. Organismy, které se zde vyskytnou při pěstování následné plodiny, musí tyto výměšky odbourávat a brzdí se tím biologická aktivita půdy. (Stach, 1995)

V rhizosféře se mění množství a aktivita mikroorganismů. Mění se i koncentrace plynů, vlhkost a teplota. Rostliny půdu neobohacují o organickou hmotu pouze prostřednictvím posklizňových zbytků. Během vegetace odumírají epidermální pletiva, části kořenového vlášení a především kořeny vylučují kořenové exudáty. (Sotáková, 1982)

Střídání plodin má na biologickou aktivitu půdy významný vliv, který je kombinovaný spolu s použitou agrotechnikou. Larkin a Honeycutt (2006) zjistili nejvyšší obsah kultivovatelných bakterií při střídání těchto tří plodin – řepka, ječmen a cukrová kukuřice. Naproti tomu nejmenší obsah bakterií byl při střídání brambor a fazolí. Nízké počty bakterií byly také zjištěny při pěstování brambor na jednom místě. Početnost hub byla zjištěna nejvyšší při pěstování brambor. Nejnížší při pěstování řepky a sladké kukuřice.

Různé způsoby pěstování mají za následek rozdíly v mikrobiálních společenstvech. Společenstva se mění v závislosti na použité agrotechnice a na pěstované plodině. Často je pozorována drastická změna v počtech bakterií po jedné sezóně nevhodné agrotechniky, či při pěstování rostlin, které zanechávají málo posklizňových zbytků. (Larkin a Honeycutt, 2006)

Vliv zemědělského hospodaření na četnost žížal prezentoval v roce 2003 Eileen Kladienko s použitím výsledků pokusů ve státě Indiana v USA. Na polích u města West Lafayette bylo založeno 7 zemědělských pozemků, které se lišily

pěstovanou plodinou a způsobem zpracování půdy. Na těchto pozemcích byla 10 let sledována početnost žížal.

Tabulka č. 5 – Populace žížal na pokusných pozemcích ve státě Indiana, 1992

Plodina	Zpracování půdy	Počet žížal na m ²
Kukuřice	orba	10
Kukuřice	podmítka	20
Sója	orba	60
Sója	podmítka	140
Lipnice, jetel	řádkové pěstování	400
Pastvina	hnojení hnojem	340
Pastvina	silné hnojení hnojem	1300

Zdroj: Kladivko, Crop Protection Technology Conference, 2003 (upraveno)

Výsledky poukazují na to, že v půdě, kde byla pěstována kukuřice, či sója bylo méně žížal na metr čtvereční, než v půdě, která byla využívána jako pastvina pro dobytek s vydatným hnojením chlévským hnojem. V souvislých porostech sóji se vyskytovalo více žížal, než v souvislých porostech kukuřice. Kladivko (2003) prohlásil, že v sójovém porostu bylo více žížal proto, že luštěniny jsou obecně prospěšné pro mikroklima půdy a chrání před vysoušením, které může mít pro žížaly až letální následky.

Více žížal bude také v půdě, kde se pravidelně střídají plodiny, než v půdě, kde se několik let po sobě pěstuje monokultura. (Kladivko, 2003)

Z pokusů Workneh a kol. (1994) vyplývá, že nejvyšší počet aktinomycet se vyskytuje v kořenovém systému rajčat pěstovaných v ekologickém zemědělství. Nebyly zjištěny velké rozdíly v bakteriální populaci při porovnání ekologického a konvenčního pěstování. Ale počty bakterií *Pseudomonas* ssp. byly výrazně vyšší v systému ekologického zemědělství.

Wright a kol. (2015) v pokusu zjišťovali vliv osevních postupů na mikrobiální společenstva žijící v půdě. Nebyly zjištěny významné rozdíly v množství mikrobiálních společenství. Největší biologická aktivita byla zjištěna při střídání cibule a brambor při trvale udržitelném systému pěstování. Nejmenší biologická

aktivita byla zjištěna při monokulturním a opakovaném pěstování cibule. Což lze vysvětlit tím, že cibule zanechává na poli méně posklizňových zbytků.

2.4.2.1 Únava půdy

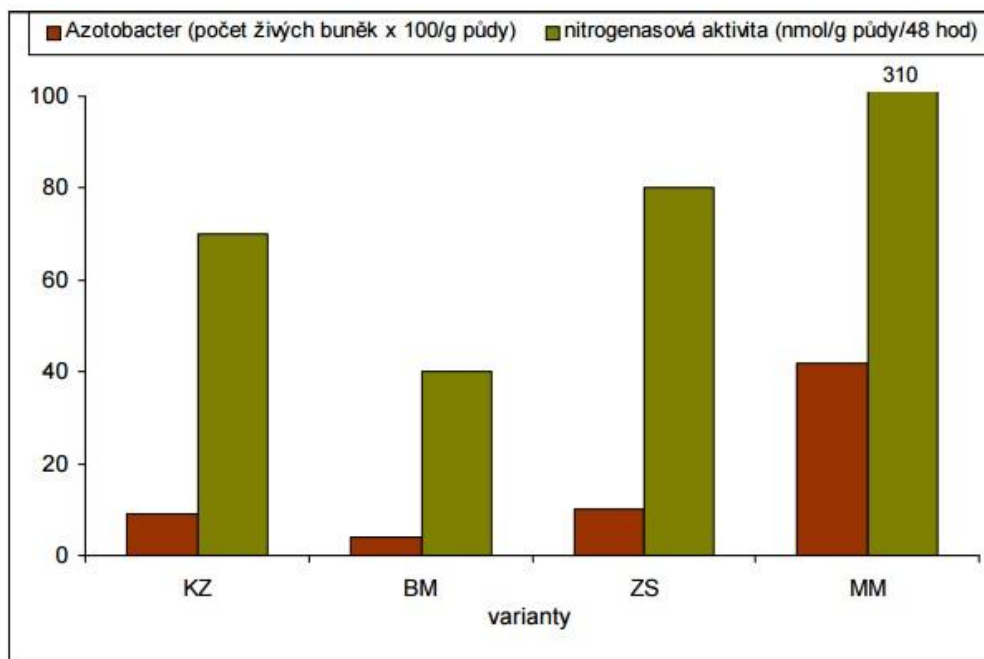
Únavu půdy může vyvolat opakované, či velmi časté pěstování jedné plodiny. Vyvolání půdní únavy může kromě vyčerpání živin vyvolat i rozmnožení hád'átek a patogenních mikroorganismů, porušení biologické rovnováhy v půdě jednostranným ovlivněním jednoho druhu mikroorganismů a vylučování toxických látek kořeny půd. Vzniká pak takzvané „otrávení“ půdy, na čemž se podílí i toxické odpadní meziprodukty mikroorganismů. Život mikroorganismů probíhá v rhizosféře rostlin. Pěstování jedné plodiny vede ke snížení biologické diverzity a ke snížení biologické aktivity půdy, jelikož je zde přemnožen jeden druh organismů. (Stach, 1995)

2.4.3. Vliv půdoochranných technologií

Určitá agrotechnická opatření a zpracování půdy před setím mají významný vliv na rozvoj prospěšných bakterií. Mezi ně můžeme zahrnout různé půdoochranné a minimalizační technologie zpracování půdy. Takové zpracování půdy má za následek hromadění organického materiálu v orniční vrstvě, který může být využit mikroorganismy jako stálý zdroj energie. (Šimon, Mikanová, 2010)

Na základě polního pokusu, založeném v roce 1995 ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby v Praze – Ruzyni, můžeme sledovat aktivitu a vývoj azotobakterií. V tomto pokusu je půda v jednom případě zpracovávána konvenční orbou, a další plochy jsou obhospodařovány pomocí půdoochranných technologií. První varianta je bezorebné setí bez mulče, další je použití slámy a posklizňových zbytků jako mulč, a v posledním případě jde o mulč z meziplodiny. V pokusu je praktikován trojhonný osevní postup, kde se střídá ozimá pšenice, jarní ječmen a hrách.

Graf č. 2 - Počty bakterií rodu *Azotobacter* a potenciální nitrogenázová aktivita ve variantách pokusu.



Převzato z: <http://www.vurv.cz/files/Publications/ISBN978-80-7427-040-6.pdf>, (Šimon, Mikanová, 2010)

Vysvětlivky ke grafu: KZ – Konvenční zpracování, BM – bezorebné setí bez mulče, ZS – sláma a posklizňové zbytky jako mulč, MM – mulč z meziplodiny.

Výsledky pokusu naznačují, že počty bakterií rodu *Azotobacter* i nitrogenázová aktivita jsou pozitivně ovlivněny zaoráváním posklizňových zbytků, a mulčováním. Použití těchto technologií mění distribuci uhlíku a dusíku v půdním profilu, a kumulaci organických látek v orniční vrstvě. Konvenční orba způsobuje snížení množství uhlíku, a tím dochází k nedostatku zdroje energie pro půdní organismy. Minimalizační a půdoochranné technologie by měli vést ke zvyšování obsahu humusu a biologické aktivity v půdě. Mezi tyto agrotechnická opatření patří hnojení hnojem, nebo komposty, šetrné zpracování půdy a pěstování meziplodin a využití podsevů. (Šimon, Mikanová, 2010)

2.4.4. Vliv prostředků využívaných v ochraně rostlin

Pesticidy jsou skupinou přípravků, které se v zemědělství používají v ochraně rostlin. Rozdělují se dle působení na škodlivého činitele. Pesticidy v konvenčním zemědělství umožní dosáhnout vyšší výnosy plodin, avšak zároveň mohou negativně ovlivnit půdní prostředí a narušit tak biologickou aktivitu půdy. (Ray a kol., 2004)

Kladivko, (2013) uvádí, že nízká populace žížal v kukuřičném poli může být ovlivněna i aplikací insekticidů. Na porost byl v pokusu aplikován přípravek, který hubí bázlivce kukuřičného, a postřik bezvodého čpavku. Největší úhyn je prokázán přímo v místě, kde se insekticid střetne s půdou. Podle všeho má aplikace insekticidů malý vliv na celkovou populaci žížal. Celkový vliv aplikace insekticidu na úhyn žížal se odhaduje na 10%.

Megharaj (2000) prokázal negativní vliv DDT (dichlordifenyltrichloretan) na biologickou aktivitu půdy. V půdách s rezidui DDT byla prokazatelně snížená populace mikroflóry, včetně její biomasy a diverzity. Citlivé druhy organismů jsou nahrazovány druhy rezistentními. Například zelené řasy nahradily sinice. Výsledkem je snížení biodiverzity. Dále bylo prokázáno, že zelené řasy a sinice jsou bioindikátorem znečištění DDT. Řasy i sinice dokázaly DDT metabolizovat na látky relativně rozložitelné v přírodě.

Organofosfátové insekticidy (chlorpyrifos, dimethoát, diazinon) mají řadu negativních účinků na počty bakterií a hub v půdě. Je snížena enzymatická aktivita i je snížena biodiverzita organismů. (Pandey a Singh, 2004)

Fungicidy jsou přípravky, které se využívají v ochraně rostlin proti patogenním houbám. Fungicidy působí kontaktně, nebo systémově. (Štamberková, 2012) Dle Jańczak a kol., (2004) obsahují jednu, nebo více účinných látek. Často se jedná o benzimidazoly, imidazoly, morfoliny a strobiluriny.

Bending a kol., (2007) zjistili v pokusu, že v širokém měřítku neměl fungicid významný vliv na mikrobiální biomasu v půdě. Při použití přípravku s účinnou látkou tebukonazol, byla významně snížena dehydrogenázová aktivita. Výsledky

vlivů fungicidů nejsou jednoznačné, jelikož se během roku aplikuje více pesticidů. Dále je těžké srovnávat výsledky z nádobových pokusů a s výsledky z polních pokusů.

Fungicidy mají celkově větší účinky na půdní organismy, než třeba insekticidy nebo herbicidy. Protože se fungicidy používají proti houbovým chorobám, je jasné, že budou mít negativní vliv především na půdní houby. Velmi významné negativní účinky byly zjištěny u přípravků na bázi mědi. Tyto fungicidy výrazně a dlouhodobě snížily populace žížal v půdě. Problémem do budoucna jsou rezidua, která se v povrchové vrstvě půdy drží i desítky let. (Van Zwieten a kol., 2004)

Chen a kol. (2001) zkoumali vliv prostředků Benomyl a Captan na půdně-ekologické vlastnosti. Z výsledků je patrné, že Captan potlačil mineralizaci dusíku, zřejmě snížením mikrobiální aktivity. Půda ošetřená Captanem měla celkově nižší nitrifikaci a biologickou aktivitu. Benomyl neměl tolik výrazný vedlejší efekt na půdní ekologii.

Herbicidy jsou látky, které se používají proti plevelům. Panda a Sahu, (2004) prokázali, že herbicidy všeobecně nemají významný vliv na půdní organismy. Výjimku tvoří butachlor. Bylo prokázáno, že je velmi toxický pro žížaly. Heupel (2007) dodává, že tyto účinky jsou krátkodobé, protože přípravek má poločas rozpadu 25 dní. Podle Sannino a Gianfreda (2001) mohou herbicidy za dočasné snížení enzymatické aktivity.

Kromě pesticidů se na zemědělských plochách aplikují i jiné látky, mezi nimi mimo jiné i desikanty. Negativní vliv desikace na aktivitu arylsulfatázy zjistili v pokusu Nováková a Voříšek (2006). Měřená aktivita byla vyšší před aplikací desikantů, než po aplikaci.

2.4.5. Vliv těžkých kovů na biologickou aktivitu půdy

Zdrojem těžkých kovů v půdě bývají minerální hnojiva. Dusíkatá a draselná hnojiva neobsahují významné množství kontaminantů. Oproti tomu ve fosforečných

hnojivech je obsah těžkých kovů významný. Především se jedná o kadmium, rtuť a olovo. Proto snížení biologické aktivity půdy a množství mikroorganismů po hnojení minerálními hnojivy je způsobeno vnosem těžkých kovů. Nelze opomíjet i fakt, že těžké kovy se do půdy dostávají z městských a průmyslových odpadů. (McLaughlin a kol., 2000) Proto je nutné kontrolovat kvalitu hnojiv, zejména pak nových. Zjišťovat kritické hladiny těžkých kovů, které by měly negativní dopad na půdní organismy. V Číně se jeví jako problém aplikace hnojiv s obsahem lanthanu. Lanthan je prvek ze skupiny kovů vzácných zemin. Bylo prokázáno, že při vysokých aplikačních dávkách způsobuje snížení půdní respirace a dehydrogenázové aktivity. (Chu a kol., 2003) Wyszowska a kol., (2005) zjistili, že výrazný negativní dopad na půdní organismy má i kontaminace niklem.

Jedním z organismů schopných akumulovat v těle těžké kovy jsou žížaly. Žížaly jsou článkem v potravním řetězci a tak mohou přenášet těžké kovy do vyšších úrovní potravního systému. (Lapinski a kol., 2008)

2.5. Metody zjišťování biologické aktivity půdy

V rámci péče o půdní úrodnost jsou významné dlouhodobé experimenty s hnojením (*LTFEs – z angl. Long term fertilizer experiments*). V praxi se využívají pro určení výnosu, hodnocení kvality půdy a udržitelnosti systému. (Mandal a kol., 2007) V České republice provádí výzkum Výzkumný ústav rostlinné výroby. Založen byl v roce 1951 a mnoho dlouhodobých experimentů je provozováno již od této doby. (Výzkumný ústav rostlinné výroby, <http://www.vurv.cz/>, 2016)

Kvalita půdy a půdní úrodnost je závislá na biologické aktivitě. Dlouhodobé hospodaření s půdou vyžaduje sledování její biologické aktivity. V testech musí být hodnoceny klíčové půdní parametry. Mezi nejspolehlivější biochemické parametry patří obsah mikrobiálního uhlíku, a aktivita fosfatázy, dehydrogenázy a ureázy. Protože jsou spojeny s cykly fosforu, dusíku a uhlíku. (Gil-Sotres a kol., 2005) Mikrobiální biomasa a enzymová aktivita jsou jedny z ukazatelů půdní kvality. Snadno se měří a vykazují rychlé reakce na změny v půdě způsobené agrotechnikou a faktory životního prostředí. (Alvear a kol., 2004)

Enzymy mají různý původ a nachází se v různých součástích půdy. Aktivita ureázy je používána při hodnocení kvality půdy v důsledku změn způsobených hospodařením. (Mikanová a kol., 2009). Aktivita invertázy indikuje uvolňování jednoduchých cukrů, které jsou důležité jako zdroj energie pro mikroorganismy. Arylsulfatáza zprostředkovává rostlinám SO_4 . (Nayak a kol., 2007)

Respirometrický test

„Respirometrický test je založený na měření intenzity tvorby oxidu uhličitého v půdním vzorku a je měřítkem rychlosti rozkladu „dostupných“ organických látek v půdě. V modifikacích testu je stanovována rychlost rozkladu organických látek dusíkatých i bezdusíkatých. Množství vyprodukovaného CO_2 ($\text{mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ zeminy za hodinu) měříme v inkubovaném vzorku zeminy bez přídavku jakéhokoli substrátu (B – bazální), nebo s přídavkem živin, které mohou mikroorganismy snadno využít (potenciální). Jako zdroj uhlíku a dusíku zároveň slouží kombinace glukózy (G) a síranu amonného (N)“.(...) (Pokorný, Hejtáková, Šarapatka., 2010)

Biologické půdní testy – amonizace a nitrifikace

„Biologická aktivita půdy se stanovuje sérií testů metodou aerobní inkubace homogenizovaných vzorků půd při teplotě $+28\text{ }^\circ\text{C}$ (Pokorná, Novák, 1981), charakterizujících intenzitu mikrobiologických procesů v půdě. Cílem je popsat jak aktuální, tak potenciální biologické aktivity dané půdy.“ (Pokorný, Hejtáková, Šarapatka., 2010)

Amonizační test

„Amonizační test indikuje amonizační činnost mikroflóry a míru biologické sorpce organických látek půdní mikroflórou. Množství vyprodukovaného amonného dusíku je stanoveno titrací v Conwayho miskách, stanovením rozdílu obsahu amonného dusíku před a po inkubaci (Pokorná, Novák, 1981). Varianty amonizačního testu umožňují posoudit aktuální obsah amonného dusíku v čerstvém půdním vzorku (Javorský et al., 1987), potenciální množství vyprodukovaného amonného dusíku v inkubovaném půdním vzorku obohaceném vodou a zároveň

množství amonného dusíku, jež bylo vázáno v organických sloučeninách.“ (Pokorný, Hejtáková, Šarapatka., 2010)

Nitrifikační test

„Intenzita nitrifikace stoupá se zlepšujícími se fyzikálními vlastnostmi půdy, oxidovatelnost dusíkatých látek je stanovena nitrifikačním testem uspořádaným ve třech paralelních stanoveních v jednom vzorku: aktuální obsah dusičnanového dusíku v čerstvém vzorku, obsah dusičnanového dusíku po 7denní inkubaci při 28 °C s přidavkem vody a obsah N-NO₃ – po 7denní inkubaci s přidavkem amonného dusíku formou síranu amonného (Pokorná, Novák, 1981). Získáváme hodnoty aktuálního obsahu dusičnanového dusíku, hodnoty kvantifikující celkovou tvorbu nitrátů v přirozeném substrátu a potenciální nitrifikaci, tedy maximální schopnost půdy produkovat nitrátový dusík za nadbytku amonného dusíku v substrátu.“ (Pokorný, Hejtáková, Šarapatka., 2010)

Community level physiological profiles (CLPP)

Metoda, kterou popsal Campbell a kol., (1997) hodnotí bakteriální společenstva. Třikrát se opakuje měření na 10 g vzorku zemin, po aplikaci hnojiva. Zemina se přidá do 100 ml fosfátového pufru (0,05 molu a pH7) a třepe se 30 minut. Dále se 1 ml z tohoto množství sériově ředí ve sterilním fosfátovém pufru. Poté se vzorky inkubují na destičkách při teplotě 25°C. Pravidelně se měří. Data jsou následně vyhodnocena počítačem.

Fumigačně-extrakční metoda

Metoda popsána Vance a kol., (1987) slouží k odhadu mikrobiální biomasy. Používají se vzorky vlhké půdy o hmotnosti 10 g. Používá se CHCl₃ – chloroform.

Zjištění dehydrogenázové aktivity

Dehydrogenázová aktivita se stanovuje metodou Casida a kol., (1964) Vzorek půdy o hmotnosti 3 g se smísí s 0,04 g uhličitanu vápenatého (CaCO₃), 1 ml roztoku 3% vodného trifenyl-tetrazoliumchlorid (TTC) a 2,5 ml vody. Zkumavky se uzavřou, protřepou a jsou inkubovány při teplotě 37°C po dobu 24 hodin. Vyhodnocuje se spektrofotometricky.

3. ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo zpracovat rešerši o vlivu agrotechnických a výživářských opatření na biologickou aktivitu půdy. Práce poskytuje seznámení se základními pojmy, týkající se organické hmoty. Následně je v práci podrobně rozepsán vliv jednotlivých zemědělských zásahů a opatření na biologickou aktivitu půdy.

Z bakalářské práce vyplývá, že každý zásah v zemědělské výrobě má vliv na půdní prostředí a organismy zde žijící.

S ohledem na biologickou aktivitu půdy je vhodné používat organická hnojiva, protože mají bezprostřední vliv na půdní mikrobiální společenstva. Není vhodné z dlouhodobého hlediska aplikovat pouze minerální hnojiva, protože neposkytují zdroj potravy pro půdní organismy. Vápnění je jedna ze složek soustavy opatření, která má vliv na půdní strukturu, na příjem prvků, na imobilizaci těžkých kovů i na biologickou aktivitu půdy.

Biologická aktivita půdy je podporována a ovlivňována také agrotechnickými zásahy. Orba, či podmítka může mít zejména na makroedafon destrukční následky, ale je podpořena činností aerobních bakterií a hub, které díky přísunu kyslíku a organické hmoty začnou fungovat v procesu koloběhu živin.

Informace do bakalářské práce jsem čerpal z odborné literatury, článků z odborných časopisů a z elektronických zdrojů. Zaměřoval jsem se na nejnovější poznatky k aktuálnímu tématu.

Pro udržení půdní úrodnosti a biologické aktivity bude třeba do budoucna počítat s vhodně zvolenými osevními postupy, s vhodnou agrotechnikou a hnojením.

4. POUŽITÁ LITERATURA

ABAYE, D. A., et al. Changes in the microbial community of an arable soil caused by long-term metal contamination. *European Journal of Soil Science*, 2005, 56.1: 93-102.

ALVAREZ, R.; ALCONADA, M.; LAVADO, R. Sewage sludge effects on carbon dioxide-carbon production from a desurfaced soil. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 1999, 30.13-14: 1861-1866.

ALVEAR, M., et al. Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. *Soil and Tillage Research*, 2005, 82.2: 195-202.

BAKER, Geoff, et al. Influence of sewage waste on the abundance of earthworms in pastures in south-eastern Australia. *European journal of soil biology*, 2002, 38.3: 233-237.

BALOTA, Elcio L., et al. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 2004, 77.2: 137-145.

BANDICK, Anna K.; DICK, Richard P. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31.11: 1471-1479.

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; GRANT, C. A. Influence of urea fertilization and urease inhibitor on the size and activity of the soil microbial biomass under conventional and zero tillage at two sites. *Canadian journal of soil science*, 1999, 79.2: 255-263.

BARBARICK, K. A., et al. Biosolids effects on microbial activity in shrubland and grassland soils. *Soil Science*, 2004, 169.3: 176-187.

BENDING, Gary D.; RODRIGUEZ-CRUZ, M. Sonia; LINCOLN, Suzanne D. Fungicide impacts on microbial communities in soils with contrasting management histories. *Chemosphere*, 2007, 69.1: 82-88.

BERNER, Alfred. *Základy půdní úrodnosti: utváření vztahu k půdě*. Olomouc: Bioinstitut, 2013, 31 s. Praktická příručka (Bioinstitut). ISBN 978-80-87371-22-0.

BÜNEMANN, E. K.; SCHWENKE, G. D.; VAN ZWIETEN, L. Impact of agricultural inputs on soil organisms—a review. *Soil Research*, 2006, 44.4: 379-406.

BÜYÜKSÖNMEZ, Fatih, et al. Literature Review: Occurrence, Degradation and Fate of Pesticides During Composting: Part II: Occurrence and Fate of Pesticides in Compost and Composting Systems. *Compost Science & Utilization*, 2000, 8.1: 61-81.

CAMPBELL, C. D.; GRAYSTON, S. J.; HIRST, D. J. Use of rhizosphere carbon sources in sole carbon source tests to discriminate soil microbial communities. *Journal of Microbiological Methods*, 1997, 30.1: 33-41.

CANALI, Stefano, et al. Effect of long term addition of composts and poultry manure on soil quality of citrus orchards in Southern Italy. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 40.3: 206-210.

CASIDA JR, L. E.; KLEIN, D. A.; SANTORO, Thomas. Soil dehydrogenase activity. *Soil science*, 1964, 98.6: 371-376.

CASSMAN, Kenneth G.; DOBERMANN, Achim; WALTERS, Daniel T. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31.2: 132-140.

CLARK, Chris M., et al. Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecology Letters*, 2007, 10.7: 596-607.

COOTE, D. R.; RAMSEY, J. F. Quantification of the effects of over 35 years of intensive cultivation on four soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 1983, 63.1: 1-14.

ČERNÝ, J., et al. The influence of organic and mineral nitrogen fertilizers on microbial biomass nitrogen and extractable organic nitrogen in long-term experiments with maize. *Plant Soil Environ*, 2003, 49: 560-564.

DAN, W. E. I., et al. Bacterial community structure and diversity in a black soil as affected by long-term fertilization. *Pedosphere*, 2008, 18.5: 582-592.

DINESH, R.; DUBEY, R. P.; PRASAD, G. Shyam. Organic manuring in rice-based cropping system: Effects on soil. *Current Science*, 2000, 79.12.

DIVIŠ, Jiří. Pěstování rostlin: (učební texty pro obor provozní podnikatel a pozemkové úpravy a převody nemovitostí). 1. vyd. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2000, 258 s. ISBN 80-7040-456-6.

DONG, X. X., et al. Effects of the nitrification inhibitor DMPP on soil bacterial community in a Cambisol in northeast China. *Journal of soil science and plant nutrition*, 2013, 13.3: 580-591.

DYKYJOVÁ-SAJFERTO VÁ, Dagmar. *Metody studia ekosystémů*. 1. vyd. Praha: Academia, 1989, 690 s.

EDWARDS, C.A.J. *Biology of earth worms*. 2nd ed. London: Chapman and Hall, 1977. ISBN 9780412149405.

FENG, Y., et al. Soil microbial communities under conventional-till and no-till continuous cotton systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35.12: 1693-1703.

FILEP, T., et al. Effect of liming on microbial biomass carbon of acidic arenosols in pot experiments. *Plant Soil Environ*, 2010, 56: 268-273.

FRANCO, I., et al. Microbiological resilience of soils contaminated with crude oil. *Geoderma*, 2004, 121.1: 17-30.

GARCÍA-GIL, J. C., et al. Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 39.5: 320-328.

GE, Gaofei, et al. Soil biological activity and their seasonal variations in response to long-term application of organic and inorganic fertilizers. *Plant and Soil*, 2010, 326.1-2: 31-44.

GILLER, Ken E.; WITTER, Ernst; MCGRATH, Steve P. Assessing risks of heavy metal toxicity in agricultural soils: do microbes matter?. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1999, 5.4: 683-689.

GIL-SOTRES, F., et al. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37.5: 877-887

GRIEVE, Ian C.; DAVIDSON, Donald A.; BRUNEAU, Patricia MC. Effects of liming on void space and aggregation in an upland grassland soil. *Geoderma*, 2005, 125.1: 39-48.

GU, Yunfu, et al. Soil microbial biomass, crop yields, and bacterial community structure as affected by long-term fertilizer treatments under wheat-rice cropping. *European Journal of Soil Biology*, 2009, 45.3: 239-246.

HAO, Xiyang; CHANG, Chi. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta?. *Agriculture, ecosystems & environment*, 2003, 94.1: 89-103.

HAYNES, R. J.; GOH, Kuan M. Ammonium and nitrate nutrition of plants. *Biological Reviews*, 1978, 53.4: 465-510.

HAYNES, R. J.; NAIDU, R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 51.2: 123-137.

HEUPEL, Kristina. Avoidance response of different collembolan species to Betanal. *European Journal of Soil Biology*, 2002, 38.3: 273-276.

HŮLA, Josef, Zdeněk ABRHAM a František BAUER. *Zpracování půdy*. Vyd. 1. Praha: Brázda, 1997, 140 s. ISBN 80-209-0265-1.

HUNGATE, Bruce A., et al. Nitrogen and climate change. *Science*, 2003, 302.5650: 1512-1513.

CHAUDHURI, D., et al. Relationship of chemical fractions of heavy metals with microbial and enzyme activities in sludge and ash-amended acid lateritic soil from India. *Environmental geology*, 2003, 45.1: 115-123.

CHEN, Shu-Kang; EDWARDS, Clive A.; SUBLER, Scott. A microcosm approach for evaluating the effects of the fungicides benomyl and captan on soil ecological processes and plant growth. *Applied Soil Ecology*, 2001, 18.1: 69-82.

CHU, H. Y., et al. Effects of lanthanum on dehydrogenase activity and carbon dioxide evolution in a Haplic Acrisol. *Soil Research*, 2003, 41.4: 731-739.

JANČZAK C., FILODA G., PAWLAK A. Progress in protection of cereals, fungicides of old and new generation. *Progr. Plant Prot.*, 2004, 44: 747-749.

JANDÁK, Jiří, Eduard POKORNÝ a Alois PRAX. *Půdoznalství. 2., přeprac. vyd.* Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2007, 412 s., [2] l. barev. obr. příl. ISBN 978-80-7375-061-9.

JAVORSKÝ, Petr. *Chemické rozbory v zemědělských laboratořích. 1. vyd.* České Budějovice: Výstavnictví zemědělství a výživy, 1987.

KALINOVÁ, Jana. *Půdní úrodnost, výživa a hnojení rostlin v ekologickém zemědělství: odborná monografie. 1. vyd.* V Českých Budějovicích: Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 2007, 41 s. ISBN 978-80-7394-029-4.

KUNTZE, H.; HERMS, U.; PLUQUET, E. Schwermetalle in Böden-Bewertung und Gegenmaßnahmen. *Geologische Jahrbücher. Reihe A*, 1984, 75: 715-736.

LALANDE, R.; GAGNON, B.; SIMARD, R. R. Papermill biosolid and hog manure compost affect short-term biological activity and crop yield of a sandy soil. *Canadian journal of soil science*, 2003, 83.4: 353-362.

LAPINSKI, S., et al. The impact of cadmium and mercury contamination on reproduction and body mass of earthworms. *PLANT SOIL AND ENVIRONMENT*,

LARKIN, Robert P.; HONEYCUTT, C. Wayne. Effects of different 3-year cropping systems on soil microbial communities and *Rhizoctonia* diseases of potato. *Phytopathology*, 2006, 96.1: 68-79.

LEBAUER, David S.; TRESEDER, Kathleen K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *2008.2008*, 54.2: 61.

LEININGER, S., et al. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature*, 2006, 442.7104: 806-809.

LU, Meng, et al. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis. *New phytologist*, 2011, 189.4: 1040-1050.

LUPWAYI, N. Z., et al. Soil microbial biomass and diversity respond to tillage and sulphur fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science*, 2001, 81.5: 577-589.

MÄDER, Paul, et al. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 2002, 296.5573: 1694-1697.

MANDAL, Asit, et al. Effect of long-term application of manure and fertilizer on biological and biochemical activities in soil during crop development stages. *Bioresource Technology*, 2007, 98.18: 3585-3592.

MASSEY, P. A., et al. Insensitivity of soil biological communities to phosphorus fertilization in intensively managed grassland systems. *Grass and Forage Science*, 2016, 71.1: 139-152.

MCLAUGHLIN, Michael J., et al. Review: A bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. *Soil Research*, 2000, 38.6: 1037-1086.

MEGHARAJ, Mallavarapu, et al. Effects of long-term contamination of DDT on soil microflora with special reference to soil algae and algal transformation of DDT. *Environmental Pollution*, 2000, 109.1: 35-42.

MIJANGOS, Iker, et al. Effects of liming on soil properties and plant performance of temperate mountainous grasslands. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91.10: 2066-2074.

MIKANOVÁ, O., et al. The effect of tillage systems on some microbial characteristics. *Soil and Tillage Research*, 2009, 105.1: 72-76.

MIKANOVÁ, Olga a Tomáš ŠIMON. Alternativní výživa rostlin dusíkem: metodika pro praxi. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2013, 25 s. ISBN 978-80-7427-143-4

MIKANOVÁ, Olga, Tomáš ŠIMON a Dana CERHANOVÁ. Hodnocení kvality půdy biologickými metodami: metodika pro praxi. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2010, 22 s. ISBN 978-80-7427-044-4.

MIN, D. H., et al. Dairy manure effects on soil quality properties and carbon sequestration in alfalfa–orchardgrass systems. *Communications in soil science and plant analysis*, 2003, 34.5-6: 781-799.

MIYITTAH, Michael; INUBUSHI, Kazuyuki. Decomposition and CO₂-C evolution of okara, sewage sludge, cow and poultry manure composts in soils. *Soil science and plant nutrition*, 2003, 49.1: 61-68

MÜHLBACHOVÁ, G.; TLUSTOŠ, P. Effects of liming on the microbial biomass and its activities in soils long-term contaminated by toxic elements. *PLANT SOIL AND ENVIRONMENT*, 2006, 52.8: 345.

MULLEN, M. D., et al. Biological and biochemical soil properties in no-till corn with different cover crops. *Journal of soil and water conservation*, 1998, 53.3: 219-224.

MUNN, Kellie J.; EVANS, Jeffrey; CHALK, Phillip M. Nitrogen fixation characteristics of *Rhizobium* surviving in soils' equilibrated'with sewage biosolids. *Crop and Pasture Science*, 2001, 52.10: 963-972.

NAYAK, Dali R.; BABU, Y. Jagadeesh; ADHYA, T. K. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical *Aeric Endoaquept* planted to rice under flooded condition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39.8: 1897-1906.

NOVÁKOVÁ, M.; VORISEK, K. Microbiological parameters of soil set aside before and after desiccation. *PLANT SOIL AND ENVIRONMENT*, 2006, 52.3: 97.

O'CALLAGHAN et al. 2010. Effect of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) on microbial communities in a pasture soil amended with bovine urine. *Soil Biology and Biochemistry*. 2010, 42, 1425-1436.

PANDA, Smeeta; SAHU, Sanjat K. Recovery of acetylcholine esterase activity of *Drawida willsi* (*Oligochaeta*) following application of three pesticides to soil. *Chemosphere*, 2004, 55.2: 283-290.

PANDEY, Sushma; SINGH, Dileep K. Total bacterial and fungal population after chlorpyrifos and quinalphos treatments in groundnut (*Arachis hypogaea* L.) soil. *Chemosphere*, 2004, 55.2: 197-205.

PARADELO, Remigio; VIRTO, Inigo; CHENU, Claire. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, 202: 98-107.

PAUL, Eldor Alvin a F CLARK. *Soil microbiology and biochemistry*. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 1996, xiii, 340 p. ISBN 0125468067.

PIŽL, Václav. Žížaly České republiky: Sborník Přírodovědeckého klubu v Uherském Hradišti. 2002., 154 s.

POKORNÁ, J., NOVÁK, B. Mikrobiální procesy v intenzívně využívaných orných půdách, [závěrečná zpráva] Praha, VÚRV Praha–Ruzyně, 1981., 40 s.

POKORNÝ, Eduard, Bořivoj ŠARAPATKA a Květuše HEJÁTKOVÁ. Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku: metodická pomůcka. Vyd. 1. Náměšť nad Oslavou: ZERA - Zemědělská a ekologická regionální agentura, 2007, 27 s. ISBN 978-80-903548-5-2.

POLL, C., et al. Micro-scale distribution of microorganisms and microbial enzyme activities in a soil with long-term organic amendment. *European journal of soil science*, 2003, 54.4: 715-724.

RAY, R. V.; JENKINSON, P.; EDWARDS, S. G. Effects of fungicides on eyespot, caused predominantly by *Oculimacula acuformis*, and yield of early-drilled winter wheat. *Crop Protection*, 2004, 23.12: 1199-1207.

ROBERTSON, G. Philip; VITOUSEK, Peter M. Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources*, 2009, 34: 97-125.

ROCKSTRÖM, Johan, et al. A safe operating space for humanity. *Nature*, 2009, 461.7263: 472-475.

RYAN, Megan. Is an enhanced soil biological community, relative to conventional neighbours, a consistent feature of alternative (organic and biodynamic) agricultural systems?. *Biological agriculture & horticulture*, 1999, 17.2: 131-144

RYCHNOVSKÁ, Milena. *Ekologie lučních porostů*. 1. vyd. Praha: Academia, 1985.

SANNINO, F.; GIANFREDA, L. Pesticide influence on soil enzymatic activities. *Chemosphere*, 2001, 45.4: 417-425.

SAPEK, B., et al. Characteristics of the long-term meadow experiments in Janki and Laszczki; a description of the sites, soils, treatments and some results. Effects of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems, 2000, 14-24.

SMETANOVÁ, Michaela. *Digestát jako organické hnojivo*. *Zemědělec*. Profi Press s. r. o, 2012, XX(18),s. 21. ISSN 1211-3816.

SONG, G., et al. Contrasting effects of long-term fertilization on the community of saprotrophic fungi and arbuscular mycorrhizal fungi in a sandy loam soil. *Plant, Soil and Environment*, 2015, 61.3: 127-136.

SOTÁKOVÁ, Soňa. *Organická hmota a úrodnost' pôdy*. 1. vyd. Bratislava: Príroda, 1982, 234 s. *Rastlinná výroba (Príroda)*

SPEIR, T. W., et al. Temporal response of soil biochemical properties in a pastoral soil after cultivation following high application rates of undigested sewage sludge. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, 38.6: 377-385.

STACH, Jiří. *Základní agrotechnika: (osevní postupy)*. Vyd. 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 1995. ISBN 80-7040-117-6.

STENBERG, Maria; STENBERG, Bo; RYDBERG, Tomas. Effects of reduced tillage and liming on microbial activity and soil properties in a weakly-structured soil. *Applied Soil Ecology*, 2000, 14.2: 135-145.

SUBBARAO, G. V., et al. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil*, 2006, 288.1-2: 101-112.

SUBBARAO, G. V., et al. A paradigm shift towards low-nitrifying production systems: the role of biological nitrification inhibition (BNI). *Annals of botany*, 2013, 112.2: 297-316.

SUBBARAO, G. V., et al. Biological nitrification inhibition (BNI)—is it a widespread phenomenon?. *Plant and Soil*, 2007, 294.1-2: 5-18.

ŠARAPATKA, Bořivoj a Jiří URBAN. *Ekologické zemědělství v praxi*. Šumperk: PRO-BIO, 2006, 502 s. ISBN 80-870-8000-9.

ŠARAPATKA, Bořivoj. *Pedologie a ochrana půdy*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2014, 232 s. ISBN 978-80-244-3736-1.

ŠIMEK, M., et al. Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. *Biology and fertility of soils*, 1999, 29.3: 300-308.

ŠIMON, Josef a Jiří LHOTSKÝ. *Zpracování a zúrodnování půd*. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1989, 317 s. *Rostlinná výroba (Státní zemědělské nakladatelství)*.

ŠIMON, Tomáš a Olga MIKANOVÁ. *Využití a podpora bakterií rodu Azotobacter pro výživu rostlin: metodika pro praxi*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2010, 23 s. ISBN 978-80-7427-040-6.

ŠTAMBERKOVÁ, Jiřina. *Ochrana zahradních rostlin I: symptomatologie, diagnostika, způsoby ochrany rostlin, škodliví činitelé, herbologie*. 1. vyd. Mělník: Vyšší odborná škola zahradnická a Střední zahradnická škola ve spolupráci s nakl. Rebo, 2012. ISBN 978-80-904782-5-1.

THOMSEN, Ingrid K.; SCHJØNNING, Per; CHRISTENSEN, Bent T. Mineralisation of ¹⁵N-labelled sheep manure in soils of different texture and water contents. *Biology and Fertility of soils*, 2003, 37.5: 295-301

TIQUIA, Sonia M., et al. Effects of mulching and fertilization on soil nutrients, microbial activity and rhizosphere bacterial community structure determined by analysis of TRFLPs of PCR-amplified 16S rRNA genes. *Applied soil ecology*, 2002, 21.1: 31-48.

TISDALE, S.L., NELSON, W.L., BEATON, J.D., Soil Fertility and Fertilizers, 1985, fourth ed. Mac Millan Publishing Company, New York.

TOAL, M. E., et al. A review of rhizosphere carbon flow modelling. *Plant and Soil*, 2000, 222.1-2: 263-281.

TROCHOULIAS, T.; BROADBENT, P.; BAIGENT, D. R. Response of avocado to calcareous and organic amendments. In: *Symposium on Physiology of Productivity of Subtropical and Tropical Tree Fruits* 175. 1985. p. 179-181.

USMAN, A. R. A.; KUZYAKOV, Y.; STAHR, K. Dynamics of organic C mineralization and the mobile fraction of heavy metals in a calcareous soil incubated with organic wastes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2004, 158.1: 401-418.

VAN ZWIETEN, Lukas, et al. Influence of copper fungicide residues on occurrence of earthworms in avocado orchard soils. *Science of the Total Environment*, 2004, 329.1: 29-41.

VÁŇA, Jaroslav. *Výroba a využití kompostů v zemědělství*. 1. vyd. Praha: Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR, 1994, 40 s. Rostlinná výroba (Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR). ISBN 80-7105-075-x.

VÁŇA, Martin. Vliv digestátu na půdní faunu. *Zemědělec*. Profi Press s. r. o, 2012, XX(17), s. 21. ISSN 1211-3816.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and Biochemistry*, 1987, 19.6: 703-707.

VANĚK, Václav a Jan PENK. *Vápnění zemědělských půd*. Vyd. 1. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky, 1991, 107 s. ISBN 80-7084-047-1.

VILLAR, M. C., et al. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. *Geoderma*, 2004, 122.1: 73-82.

WELLS, A. T.; CHAN, K. Y.; CORNISH, P. S. Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2000, 80.1: 47-60.

WRIGHT, P. J.; FALLOON, R. E.; HEDDERLEY, D. Different vegetable crop rotations affect soil microbial communities and soilborne diseases of potato and onion: literature review and a long-term field evaluation. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 2015, 43.2: 85-110.

WU, Tianyun, et al. Influence of cultivation and fertilization on total organic carbon and carbon fractions in soils from the Loess Plateau of China. *Soil and Tillage Research*, 2004, 77.1: 59-68.

WYSZKOWSKA, J.; KUCHARSKI, J.; BOROS, E. Effect of nickel contamination on soil enzymatic activities. *Plant Soil and Environment*, 2005, 51.12: 523.

YANG, Yoo-Jeong, et al. Effect of organic mulches on soil bacterial communities one year after application. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, 38.5: 273-281.

ZALLER, Johann G.; KÖPKE, Ulrich. Effects of traditional and biodynamic farmyard manure amendment on yields, soil chemical, biochemical and biological properties in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 40.4: 222-229.

Elektronické zdroje

AGRÁRNÍ WWW PORTÁL, 2005. Sborník z konference „Perspektivy sóji v ČR“ [online]. [cit.2016-01-29] Dostupné z :

http://www.agris.cz/Content/files/main_files/76/154385/14_Stranc_HLIZKOVE_BA_KTERIE_A_JEJICH_VYZNAM_VE_VYZIVE_SOJI.pdf

ČEPIČKA, Ivan; KOLÁŘ, Filip; SYNEK, Petr. Mutualismus, vzájemně prospěšná symbióza; Přípravný text - biologická olympiáda 2007-2008. Praha : NIDM ČR, 2007. [online]. [cit. 2016-01-29] Dostupné z :

http://biologickaolympiada.cz/files/pripravne_texty/PT2007.pdf

HALABICKI, Paula, 2014. The ABCs of Soybean Inoculation [online]. [cit. 2016-02-03] Dostupné z :

<https://agro.basf.ca/West/KnowledgeCenter/AgSolutionsAdvisor/currentissue/soybeaninoculation/index.html>

INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE. NSS – Urease inhibitors, č.25 [online]. [cit. 2016-03-13].

Dostupné z :
[:http://www.ipni.net/publication/nss.nsf/0/EA265C5FE184D4F285257C8300753585/\\$FILE/NSS-25%20Urease%20Inhibitors.pdf](http://www.ipni.net/publication/nss.nsf/0/EA265C5FE184D4F285257C8300753585/$FILE/NSS-25%20Urease%20Inhibitors.pdf)

KULA, Emanuel a David MATOUŠEK. Vliv vápnění na půdní faunu. In: <http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-83-2004/lesnicka-prace-c-11-04/vliv-vapneni-na-pudni-faunu> [online]. [cit. 2016-01-24]. Dostupné z :

<http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-83-2004/lesnicka-prace-c-11-04/vliv-vapneni-na-pudni-faunu>

MRÁZ, Jaroslav. Močovina a vliv inhibitorů na její uplatnění. Zemědělec 39/2013, [online]. [cit. 2016-04-03] Dostupné z : <http://www.agra.cz/aktualni-informace/mocovina-a-vliv-inhibitoru-na-jeji-uplatneni.html>

VÝZKUMNÝ ÚSTAV ROSTLINNÉ VÝROBY, [online]. [cit. 2016-02-23] Dostupné z : www.vurv.cz

HÁJKOVÁ, Jana. PŘÍRODA.CZ, Výchova žížel v Čechách, [online]. [cit. 2016-02-10] Dostupné z: <http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=2630>