

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Vliv ekologického zemědělství na biodiverzitu
v agroekosystémech Evropy**

**(Impact of ecological farming on biodiversity
in agroecosystems of Europe)**

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: Doc. Mgr. Jan Růžička Ph.D.

Konzultant: RNDr. Pavel Saska Ph.D.

Matyáš Orbán

Praha 2009

Na tomto místě bych chtěl poděkovat svému konzultantovi RNDr. Pavlovi Saskovi Ph.D. za věnovaný čas a mnohé užitečné rady. Dále děkuji Doc. Mgr. Janovi Růžičkovi Ph.D. za vedení bakalářské práce.

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně na základě uvedené literatury a pramenů.

V Praze, 26.4.2009

Podpis:

Abstrakt

Intenzifikace konvenčního zemědělství vede ke zjednodušení agroekosystémů a snížení biodiverzity v zemědělské krajině, čímž se snižuje efektivita přirozených regulačních funkcí ekosystémů. Jedním z cílů biologického zemědělství je zachování a zvyšování biodiverzity (např. prostřednictvím omezení vstupů agrochemikálií nebo komplexnějšími osevními postupy). Cílem této práce je zhodnotit vliv biologického zemědělství na biodiverzitu evropských agroekosystémů. Absence používání herbicidů vede k vyšší abundanci i diverzitě plevelů (především dvouděložných). Biologické zemědělství zvyšuje i abundanci vzácných druhů. Větší pokryvnost kvetoucích rostlin má pozitivní vliv na abundanci opylovačů, což zvyšuje diverzitu entomogamních druhů. Diverzita a abundance bezobratlých je v biologických systémech celkově vyšší. Přechod na biologický způsob hospodaření vede k nárůstu abundance bezobratlých polyfágních predátorů (např. Carabidae), čímž se zlepší přirozená kontrola škůdců zemědělských plodin. Trofické interakce mohou vést k úbytku některých druhů, které figurují jako kořist. To ilustruje, že míra vlivu biologického zemědělství na jednotlivé taxony je rozdílná. Vyšší biomasa bezobratlých v biologických systémech má pozitivní vliv na abundanci ptáků, protože bývají hlavním potravním zdrojem mláďat. Ptákům prospívá i jarní setí obilovin, častější v biologických systémech. Většina dostupných studií dokládá pozitivní vliv biologického zemědělství jak na druhovou diverzitu, tak na abundanci jednotlivých skupin rostlin a živočichů. Důležitými faktory ovlivňujícími biodiverzitu agroekosystémů jsou však také heterogenita krajiny a diverzita plodin.

Intensification of conventional agriculture leads to simplification of agroecosystems and decreasing biodiversity in agricultural landscapes, which leads to reduced ecosystem services. One of the aims of biological agriculture is conserving and improving the biodiversity (e. g. through limited agrochemical inputs or more complex crop rotations). Aim of this thesis is to assess the effects of the biological agriculture on the biodiversity of European agroecosystems. Reduced herbicide use increases abundance and species diversity of weed flora (especially dicotyledonous species). The biological agriculture also increases abundance of rare species. Increased cover of flowering herbs positively influences abundance of insect pollinators which improves diversity of insect pollinated species. Arthropod diversity and abundance is overall higher in biological systems. Conversion to the biological management leads to increased abundance of invertebrate polyphagous predators (e. g. Carabidae) which improves natural control of pests. Trophic interactions can lead to decrease of some species of lower trophic levels so the effect of the biological agriculture is specific for each taxonomic group. Higher biomass of invertebrates in the biological systems positively affects bird abundance, because nestlings feed mainly on the invertebrates. The birds are also promoted by spring sowing of cereals, a more common practice in the biological systems. The majority of available studies shows positive influence of the biological agriculture on the species diversity as well as on the abundance of particular floral and faunal groups. Heterogeneity of landscape structures and diversity of crops are also important elements affecting the biodiversity of the agroecosystems.

Klíčová slova:

agroekosystémy, ptáci, bezobratlí, cévnaté rostliny, organické zemědělství.

Cíl bakalářské práce

Cílem tohoto textu je zhodnotit vliv biologického způsobu hospodaření na biodiverzitu agroekosystémů zemědělské krajiny Evropy. Pomocí literární rešerše publikovaných dat je srovnána biodiverzita konvenčních a biologických pěstebních systémů, se zřetelem na druhovou diverzitu a abundanci bezobratlých, ptáků a cévnatých rostlin.

OBSAH

1	Úvod	6
1.1	Definice biodiverzity	6
1.2	Změny biodiverzity v zemědělské krajině	7
2	Biologické zemědělství	9
3	Vliv biologického zemědělství na druhovou diverzitu	11
3.1	Cévnaté rostliny (Tracheophyta)	12
3.1.1	Křoviny	16
3.2	Bezobratlí	17
3.2.1	Půdní fauna	17
3.2.1.1	Hlístice (Nematoda).....	17
3.2.1.2	Žížaly (Annelida: Oligochaeta: Lumbricina)	18
3.2.2	Členovci (Arthropoda).....	19
3.2.2.1	Sřevlíkovití (Insecta: Coleoptera: Carabidae)	19
3.2.2.2	Drabčíkovití (Insecta: Coleoptera: Staphylinidae)	22
3.2.2.3	Vrubounovití (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae).....	22
3.2.2.4	Blanokřídlí (Insecta: Hymenoptera)	23
3.2.2.5	Motýli (Insecta: Lepidoptera).....	24
3.2.2.6	Mšice (Insecta: Sternorrhyncha: Aphidoidea).....	25
3.2.2.7	Chvostoskoci (Arthropoda: Collembola).....	26
3.2.2.8	Pavouci (Arthropoda: Araneae).....	27
3.3	Ptáci (Vertebrata: Aves)	28
4	Shrnutí	32
4.1	Cévnaté rostliny	32
4.2	Bezobratlí	32
4.3	Ptáci	34
4.4	Metodické problémy posuzování vlivu biologického zemědělství na biodiverzitu ..	34
5	Literární zdroje	35

1 Úvod

1.1 Definice biodiverzity

Biodiverzita je termín pro druhou rozmanitost. Podle Úmluvy o biologické rozmanitosti, předložené Konferenci Organizace spojených národů o životním prostředí a rozvoji (Rio de Janeiro, 1992), je definována jako: „Variabilita živých, *inter alia*, suchozemských, mořských a jiných vodních systémů a ekologických komplexů, kterých jsou částí; to zahrnuje diverzitu vnitrodruhovou, mezidruhovou a diverzitu ekosystémů“. Jinými slovy se dá biodiverzita definovat jako: „Souhrn genů, druhů a ekosystémů v určité oblasti“. (Krshnamurthy, 2003). Při hodnocení celkové biodiverzity je třeba brát v úvahu všechny úrovně živé složky ekosystému – živou biomasu půdy zahrnující bakterie, houby a půdní bezobratlé; rostliny, členovce, ptáky a jiné obratlovce. Biodiverzitu můžeme rozdělit na tři úrovně:

- Biodiverzita druhová – lze ji vyjádřit vícero způsoby, proto dále vyčleňujeme alfa-diverzitu, počet druhů na daném (často rozlohou malém) území, například v jednom společenstvu. Beta-diverzita vyjadřuje změnu druhového složení společenstva v souvislosti s gradientem některé složky prostředí (např. nadmořská výška). Gamma-diverzita zachycuje stupeň změn ve druhovém složení určitého stanoviště na různých lokalitách. Týká se tedy rozlehlých území (Vačkář, 2005).
- Diverzita ekosystémů – ekosystémem označujeme souhrn živých a neživých složek, které se vyskytují v určité době a v určitém prostoru a mezi nimiž dochází ke koloběhu látek a toku energie, bez výrazné závislosti na okolí (Braniš, 1999). V přírodě není ekosystém nikterak fyzicky vymezen, proto je kvantifikace ekosystémové rozmanitosti obtížná (Vačkář, 2005). Stabilita a vnitřní regulační funkce každého ekosystému je závislá na biodiverzitě. V případě agroekosystémů na diverzitě společenstev závisí mimo jiné i úrodnost půdy a ochrana plodin před biotickými škodlivými faktory, kontrola mikroklimatu nebo detoxifikace škodlivých látek (Altieri, 1999).
- Diverzita genetická – vnitrodruhová rozmanitost genů v rámci populací. Vyjadřuje genovou variabilitu v populacích v rámci druhu a jedinců v rámci populace. Genetická diverzita je hlavní předpoklad pro adaptabilitu druhu a jeho evoluci (Vačkář, 2005).

Druhová rozmanitost je jen jedním z měřítek komplexnosti ekosystému. Společenstva organismů se stávají komplexnějšími se zvyšujícím se počtem interakcí mezi druhy a druhovými skupinami. V agroekosystémech dochází se zvyšující se biodiverzitou k nárůstu možností

koexistence či interferencí mezi populacemi, což vede k vyšší stabilitě systému (Altieri & Nicholls, 2004).

Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD) vyčleňuje diverzitu rostlinnou, živočišnou, stanovišť a krajiny (Shepherd *et al.*, 2003). OECD též navrhuje měřit biodiverzitu v rámci domestikovaných druhů a druhů volně žijících tak, aby byl učiněn co nejširší odhad genetických zdrojů. Některé aspekty biodiverzity vizuálně ztraktivňují krajinu, což je pozitivně vnímáno všeobecnou veřejností.

1.2 Změny biodiverzity v zemědělské krajině

Technologický pokrok vedl k industrializaci zemědělství již ve 20. letech 20. století. Nedostatek potravin po druhé světové válce společně se snahou o potravinovou soběstačnost jednotlivých evropských států vedl k rozvoji intenzifikace v zemědělství, která se začala projevovat zejména v 50. a 60. letech (Urban & Šarapatka, 2003). Intenzifikace zemědělství se podílí z velké míry na úbytku druhů a snížení abundance řady rostlin a živočichů (Šarapatka & Hejcman, 2004). Expanze intenzivního zemědělství ohrožuje biodiverzitu v celosvětovém měřítku (Hole *et al.*, 2005). V 50. a 60. letech v Evropě docházelo k výraznému snižování diverzity stanovišť, zatímco nyní je problémem spíše jejich degradace (Robinson & Sutherland, 2002). Zavedené postupy v konvenčních zemědělských systémech – častá manipulace s půdou, vysoké vstupy syntetických látek do systému, malý podíl neproduktivních nebo okrajových ploch – způsobují snížení biodiverzity, přičemž zvyšují abundanci několika málo druhů (Gardner & Brown, 1998). V Evropě je úbytek druhů zemědělské krajiny dobře zdokumentován zejména díky intenzivními studiu v poslední čtvrtině 20. století (Vickery *et al.*, 2001; Hole *et al.*, 2005; Firbank *et al.*, 2008). Shepherd *et al.* (2003) uvádějí, že bylo vyhubeno 64 endemických rostlin a 38 % druhů ptáků je ohrožených.

Konvenční zemědělské systémy jsou charakteristické monokulturami či silně zjednodušenou strukturou plodin. Osevní postup zahrnuje malý počet plodin a interval rotace je krátký (Urban & Šarapatka, 2003). Monokultury jsou extrémním příkladem agroekosystému s nízkou biodiverzitou, který je velice náchylný ke škodám způsobených biotickými i abiotickými faktory (Altieri & Nicholls, 2004). V důsledku zjednodušení agroekosystému dochází k omezení či ztrátě funkčnosti biologických procesů. V umělém systému je neustálá potřeba vstupů lidské práce. Přírodní regulační procesy jsou nahrazeny vstupy pesticidů a úrodnost půdy, za normálních podmínek závislá na dekompozičních procesech, je zajištěna přidáváním syntetických hnojiv. Intenzivní zemědělské systémy jsou produktivní, ale zároveň

vysoce závislé na vnějších vstupech z neobnovitelných zdrojů surovin a energií (Altieri, 1999; Urban & Šarapatka, 2003).

Zároveň dochází i k redukci heterogenity krajiny, která je doprovázena úbytkem druhové bohatosti (Firbank *et al.*, 2008). Ekosystémy s vyšší biodiverzitou mají větší rezistenci (schopnost odolávat disturbanci) a lepší resilienci (schopnost navrátit se do původního stavu) (Altieri & Nicholls, 2004). Z tohoto hlediska je nutné ochraňovat a zlepšovat kvalitu biologických procesů agroekosystémů i přílehlých přirozených stanovišť. K tomu významně napomáhají strukturální prvky zemědělských ploch určené k produkci plodin, jako jsou meze, okraje polí, křoviny, pásy travních porostů a přirozené vegetace (Shepherd *et al.*, 2003).

V poválečném období můžeme pozorovat i posun v době setí. Ozimé kultivary jsou dominantní na úkor jarních, tudíž mizí zimní stniště (Robinson & Sutherland, 2002). Dalším aspektem intenzivního zemědělství je úzký sortiment pěstovaných kultivarů. V posledních desetiletích je 80-90 % celkové světové rostlinné zemědělské produkce tvořeno 10-20 plodinami. Snižování genetické diverzity vlastních pěstovaných plodin a chovaných zvířat vede k náchylnosti k patogenům. Závislost intenzivních konvenčních agroekosystémů na neobnovitelných zdrojích, je činí trvale neudržitelnými (Urban & Šarapatka, 2003; Šarapatka & Hejcman, 2004). Nástrojem k zajištění trvale udržitelné produkce potravin tak může být zlepšování funkční biodiverzity agroekosystémů (Altieri, 1999). Biologické zemědělství druhovou diverzitu zvyšuje, přičemž rozdíl je nejvíce markantní zejména ve srovnání s velkými intenzivně obhospodařovanými plochami (Bengtsson *et al.*, 2005).

2 Biologické zemědělství

Hlavní myšlenkou biologického¹ zemědělství je hospodaření přírodě blízkým, trvale udržitelným způsobem. Zemědělský systém by měl být co nejuzavřenější a omezit vnější vstupy na minimum. Biologické zemědělství též omezuje disturbance agroekosystémů a alespoň částečně umožňuje existenci vyspělejších sukcesních stádií (Urban & Šarapatka, 2003). Mäder *et al.* (2002) na základě dlouhodobého experimentu ve střední Evropě uvádějí, že snížení vstupů energie a hnojiv o 34-54 % a vstupů pesticidů o 97 % snížilo zemědělskou produkci pouze o 20 %, čímž dokázali, že biologické zemědělské systémy jsou nejen trvale udržitelné, ale také produkčně efektivní. V dnešní době biologicky obhospodařované plochy tvoří 3 % celkové zemědělské produkční plochy v Evropě (Tabulka 1) (Aude *et al.*, 2003). Vzhledem k celoevropskému pojetí této práce je vhodné zmínit, že v normativních úpravách biologického zemědělství jednotlivých zemí Evropského společenství existují výrazné rozdíly (Gardner & Brown, 1998).

Podmínkou vzniku udržitelného biologického zemědělského systému je zachování a zvyšování biodiverzity, která napomáhá koloběhu živin a ochraně rostlin před škůdci a chorobami (Shepherd *et al.*, 2003).

Klíčovými charakteristikami udržitelného biologického zemědělství jsou:

- ochrana dlouhodobé úrodnosti půdy prostřednictvím zachování obsahu organické složky, podpory biologické aktivity půdy používáním relativně nerozpustných hnojiv a ohleduplné mechanické úpravy, předcházející erozi (Gardner & Brown, 1998)
- omezení zaplevelení a výskytu škůdců zemědělských plodin založené na vhodných osevních postupech, přirozených predátorech, organickém hnojení, rezistentních odrůdách a minimální tepelné, biologické a chemické intervenci (Gardner & Brown, 1998)
- ohleduplné postupy v živočišné výrobě zohledňující etologické potřeby zvířat, evoluční adaptace a jejich celkový prospěch (Gardner & Brown, 1998)
- uchování přírodních a přirozených stanovišť a minimalizace vlivů zemědělského hospodaření na širší okolí (Gardner & Brown, 1998)
- ochrana vodních zdrojů před kontaminací (Urban & Šarapatka, 2003)
- využívání zdrojů uvnitř agroekosystému a koloběhu prvků (Urban & Šarapatka, 2003).

¹ Biologické zemědělství je někdy označováno též jako organické nebo biodynamické (Hole *et al.*, 2005).

Země	Rozloha [ha]	Podíl [%]
Lichtenštejnsko	690	17,00
Rakousko	285500	11,30
Švýcarsko	102999	9,70
Itálie	1230000	7,94
Finsko	147943	6,60
Dánsko	174600	6,51
Švédsko	193611	6,30
Česká republika	218114	5,09
Velká Británie	679631	3,96
Německo	632165	3,70
Norsko	26673	2,62
Slovensko	58706	2,40
Estonsko	20141	2,00
Nizozemsko	38000	1,94
Maďarsko	105000	1,80
Portugalsko	70857	1,80

Země	Rozloha [ha]	Podíl [%]
Lucembursko	2141	1,71
Španělsko	485079	1,66
Belgie	22410	1,61
Francie	419750	1,40
Lotyšsko	20000	0,79
Irsko	30070	0,68
Slovinsko	5280	0,67
Řecko	31118	0,60
Ukrajina	164449	0,40
Polsko	44886	0,30
Jugoslávie	15200	0,30
Island	5466	0,24
Rumunsko	18690	0,20
Litva	6769	0,19
Bulharsko	500	< 0,01
Chorvatsko	120	< 0,01

Tabulka 1. Rozloha biologicky obhospodařované zemědělské půdy a její procentuální podíl z celkové plochy zemědělské půdy v jednotlivých evropských zemích. Převzato z Yussefi, M. & Willer, H. [eds.] (2003): The world of organic agriculture: Statistics and future prospects. International Federation of Organic Agriculture Movements, Theley, 127 pp.

Používání syntetických hnojiv, agrochemikálií a veterinární medicíny je v biologickém zemědělství zakázáno nebo z velké míry omezeno, což odstraňuje přímé či nepřímé vlivy na přirozené ekosystémy (Gardner & Brown, 1998). Jelikož aplikace pesticidů je zakázána, tak se strategie ochrany plodin před škůdci zaměřuje spíše na prevenci (Unwin *et al.*, 1995). Biologické procesy zajišťující rovnováhu mezi škůdci a jejich predátory jsou podporovány zejména citlivým začleněním výše zmíněných přírodě blízkých infrastrukturních prvků (Shepherd *et al.*, 2003). Obecně je plošné zastoupení neprodučních ploch vyšší v biologických než v konvenčních systémech (Kragten & de Snoo, 2008). K heterogenitě stanovišť přispívá průběžná sklizeň, podsev a střídavý osev. Tyto postupy chrání plodiny proti škůdcům a nemocem, ale také skýtají potravní zdroje granivorním ptákům. Pouze v případě nejnútnejší potřeby je možné použít vybrané druhy přírodních pesticidů (Shepherd *et al.*, 2003). Alternativou je využití mikrobiálních insekticidů na bázi *Bacillus thuringiensis*, *Nosema locustae* nebo *Heliothis nuclear polyhedrosis virus* (Altieri, 1995).

K regulaci zaplevelenosti jsou namísto herbicidů používány mechanické prostředky (orba, sečení, vytrhávání) (Upadhyaya & Blackshaw, 2007). Oddálení setí a vhodné načasování orby maximalizuje dopad těchto opatření na klíčící semena a semenáčky plevelných druhů. Mezi preventivní opatření patří zvolení vhodného osevního postupu a smíšený osev (Altieri, 1995). Schémata osevních postupů jsou zpravidla složitější než v konvenčních systémech (Kragten & de Snoo, 2008) a tato diverzifikace plodin napomáhá zredukovat populace plevelů v semenné bance (Teasdale *et al.*, 2004).

Hnojení je založeno na přirozené fixaci dusíku leguminózami (č. *Fabaceae*) vhodně začleněnými do osevních postupů a používáním statkových hnojiv jako je chlévská mrva a kompostovaná rostlinná rezidua (Altieri, 1995). Jako zúrodnovací opatření se také často používají periodická lada (Shepherd *et al.*, 2003). V biologické rostlinné a živočišné výrobě se častěji uplatňují tradiční plemena hospodářských zvířat a tradiční kultivary plodin (Urban & Šarapatka, 2003). Densita hospodářských zvířat na pastvinách je snížena standardy biologického zemědělství podle produkční kapacity území, čímž se snižují negativní efekty pastvy zejména na citlivých stanovištích. Taktéž druhová skladba živočišné výroby bývá pestřejší. To napomáhá strukturální diverzitě travních porostů i redukcii parazitické zátěže hospodářských zvířat (Shepherd *et al.*, 2003).

V ideálním případě by měly být i vstupy z neobnovitelných zdrojů energií omezeny či nahrazeny energií sluneční a větrnou. Biologické zemědělství však není návratem k zemědělství éry před průmyslovou revolucí, protože spojuje konzervačně zaměřené využívání zemědělských ploch s moderními technologiemi (Altieri, 1995). Mezi tyto technologie zajisté patří i genetické modifikace organismů, avšak pěstování geneticky pozměněných plodin s sebou nese potenciální environmentální rizika (Wolfenbarger & Phifer, 2000; Dale *et al.*, 2002), proto tyto plodiny nejsou v biologickém zemědělství pěstovány (Urban & Šarapatka, 2003).

3 Vliv biologického zemědělství na druhovou diverzitu

Pozitivní vliv biologického zemědělství na druhovou diverzitu konstatují mnohé komparativní studie zabývající se jednotlivými druhy či taxony (např. Belfrage *et al.*, 2005; Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Prospěšnost biologického zemědělství však nelze plošně zobecnit pro všechny taxony (Fuller *et al.*, 2005), protože klíčovým faktorem ovlivňujícím biodiverzitu v zemědělské krajině je její struktura. Mozaikovitá krajina totiž skýtá větší rozmanitost stanovišť (Rundlöf & Smith, 2006), která vede k nárůstu diverzifikace potravních zdrojů, umožňujících výskyt stabilním populacím polyfágních predátorů (Altieri & Nicholls, 2004). Specializovaní predátoři mají menší tendence k populačním výkyvům, protože komplexnější skladba stanovišť chrání populace jejich kořisti před úplným vypotřebováním (Altieri & Nicholls, 2004). Rostlinné i živočišné diverzitě v biologickém zemědělství prospívá odstranění vstupů syntetických látek, používání vhodné rotace plodin, ponechávání půdy ladem a citlivé obhospodařování mezí (Gardner & Brown, 1998). Navíc pestřejší osevní postupy a větší množství pěstovaných kultivarů plodin zvyšuje i agrobiodiverzitu (Urban & Šarapatka, 2003).

3.1 Cévnaté rostliny (Tracheophyta)

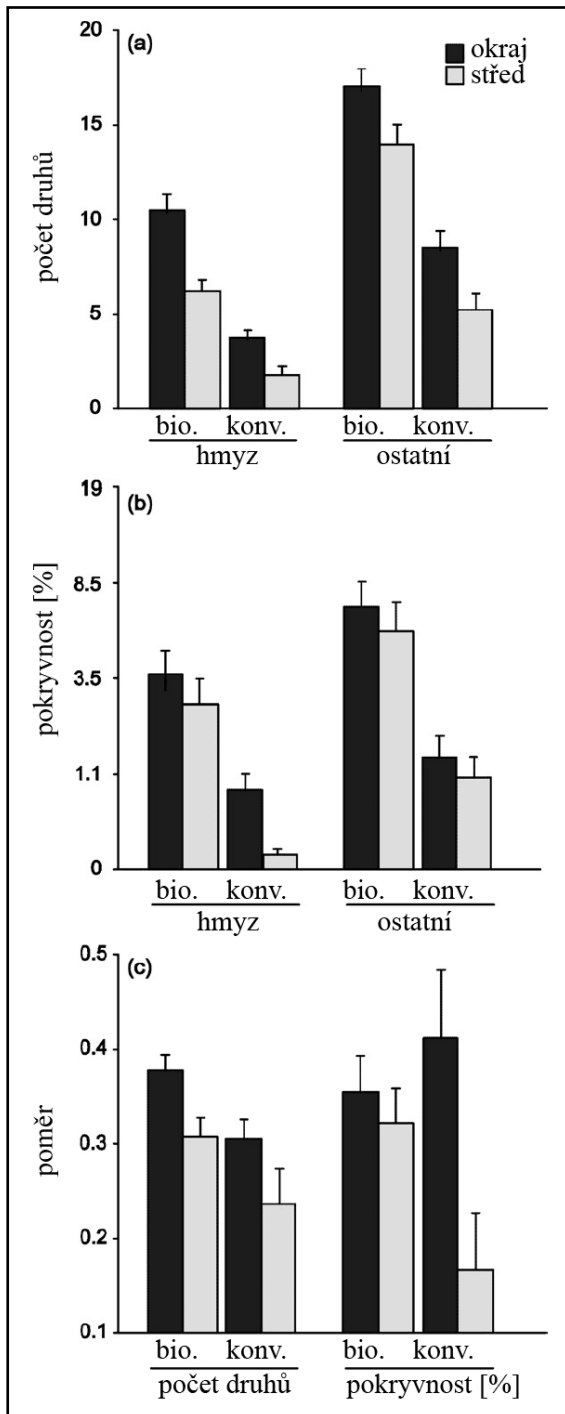
Za poslední tři dekády diverzita plevelů v Evropě výrazně klesla, přičemž jejich celková biomasa se téměř nezměnila (Glemnitz *et al.*, 2006). Úbytek druhů volně rostoucích rostlin v agroekosystémech je způsoben vícero faktory, z kterých můžeme jmenovat: změna vodního režimu půdy, změny v nutriční bilanci půdy, důsledky používání agrochemikálií (přímé i nepřímé), změny v časování výsevu obilovin a zlepšení technologických postupů čištění osiva (Robinson & Sutherland, 2002). Významná role plevelů v ekologických procesech je přehlížena, a proto téměř žádné druhy plevelů nejsou zařazeny na červených seznamech IUCN (k roku 2004) (Glemnitz *et al.*, 2006). V agroekosystémech s vysokou úrovní disturbance se vyskytují plevele, které jsou na proměnlivé podmínky dobře přizpůsobené – bývají to autogamní jednoletky s nadprodukcí semen (Gabriel & Tschardt, 2007).

V letech 1999 - 2003 proběhl rozsáhlý průzkum diverzity a frekvence výskytu plevelů v osmi regionech vybraných napříč Evropou podél severojižní osy Itálie – Finsko (Glemnitz *et al.*, 2006). Předmětem výzkumu byl vliv klimatu a intenzity zemědělského využití. Celkem byl zjištěn výskyt 768 druhů na 210 polích. Na polích ležících ladem bylo 634 druhů, na biologických, extenzivně využívaných polích 554 druhů a nejmenší počet, 346 druhů, na konvenčních. 70 % regionálně se vyskytujících druhů tedy můžeme nalézt na extenzivně obhospodařované zemědělské půdě a jen 40 % na intenzivně obdělávaných polích. Na biologických polích byla vyšší i abundance některých druhů, zejména *Chenopodium album* (L.), *Stellaria media* (L.) Vill., *Galeopsis* spp. a *Cirsium arvense* (L.) Scop. (Glemnitz *et al.*, 2006).

Vyšší diverzitu plevelů na biologicky obhospodařovaných polích zaznamenal výzkum v letech 1991 a 1992 ve Velké Británii (Moreby *et al.*, 1994). Na konvenčních zemědělských plochách (o průměrné rozloze 10,5 ha) se v průměru vyskytovalo 3,49 druhů, přičemž na biologických (9,7 ha) 11,12 druhů. Počet jednoděložných druhů byl v obou režimech srovnatelný, ale na biologických polích bylo ve srovnání s konvenčními výrazně vyšší zastoupení dvouděložných druhů (8,96 druhů oproti 1,18 druhů). Také denzita byla na biologických polích vyšší, přičemž nejčastěji byl zaznamenán výskyt druhů *Stellaria media* (L.) Vill., *Matricaria* spp., *Papaver rhoeas* L., *Veronica* spp., *Polygonum aviculare* L. a *Viola arvensis* Murray (Moreby *et al.*, 1994).

Katalánský výzkum srovnávající vliv biologického a konvenčního zemědělství zjistil, že diverzita plevelů klesala od okrajů polí směrem doprostřed v obou systémech (Romero *et al.*, 2005). Výrazně vyšší diverzita plevelů byla zjištěna na biologických polích. V rámci jednoho 15 m transektu bylo v průměru nalezeno přibližně 11,2 druhů na biologických a 22,2 druhů na konvenčních polích. Počet dvouděložných druhů byl mírně vyšší na biologických polích 85,56 ±

1,36 (SE) než na konvenčních $76,68 \pm 3,39$. Na konvenčních plochách byla na okrajích i zvýšená abundance (Romero *et al.*, 2005).



Obr. 2. (a) Průměrný počet druhů; (b) procentuální pokryvnost \pm SE rostlin opylovaných hmyzem a ostatních na jednu pokusnou plochu; (c) průměrný poměr \pm SE počtu a pokryvnosti všech entomogamních druhů rostlin na okrajích a středech pokusných ploch na 20 biologických a 20 konvenčních polích. Bio: biologicky obhospodařovaná pole, konv.: konvenčně obhospodařovaná pole. Převzato z Gabriel, D. & Tschardtke, T. (2007): Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 43-48.

Vliv biologického zemědělství na entomogamní rostliny a jejich opylovače zkoumala německá studie (Gabriel & Tschardtke, 2007). Za tímto účelem bylo vybráno sedm párů konvenčních a biologických polí ozimé pšenice. Bylo zaznamenáno 87 (36 entomogamních) druhů rostlin, z kterých se 85 (34 entomogamních) vyskytovalo na biologických polích a 56 (21 entomogamních) na konvenčních. Studie ukázala, že biologické zemědělství zvyšuje diverzitu plevelů bez ohledu na způsob jejich rozmnožování, entomogamních druhů však bylo relativně více na plochách s biologickým režimem (Obr. 2) (Gabriel & Tschardtke, 2007). Holzchuh *et al.* (2008) zjistili na okrajích biologických polí vyšší pokryvnost i diverzitu kvetoucích rostlin (Tabulka 3). Počet druhů byl na biologických polích v průměru o 36 % vyšší než na konvenčních a pokryvnost byla vyšší o 175 %. Vyšší abundance kvetoucích rostlin má pozitivní vliv na společenstva opylovačů (Holzchuh *et al.*, 2007).

Průzkum diverzity a denzity plevelů v semenné bance probíhal v letech 1990 – 2002 na polích s osevním postupem kukuřice – sója – pšenice v USA (Davis *et al.*, 2005). Byl zkoumán vliv čtyř způsobů zemědělského hospodaření: konvenční, s redukovanou orbou, s redukováným vstupem agrochemikálií a biologický. Zjištěny byly podobnosti mezi konvenčním a bezorebným systémem a mezi nízkovstupovým a biologickým. V semenných bankách konvenčních

	t	p	průměr (bio.)	průměr (konv.)
produkční plocha				
pokryvnost květů (%)	2.82	0.011	0.09±0.06	2.9±1.1
počet druhů kvetoucích rostlin	9.39	<0.001	5.4±0.8	12.6±0.8
plocha ležící ladem				
pokryvnost květů (%)	2.82	0.011	1.2±0.4	3.3±0.7
počet druhů kvetoucích rostlin	2.29	0.033	12.4±1.7	16.9±1.4

Tabulka 3. Vliv typu zemědělského systému na pokryvnost květů a počtu druhů kvetoucích rostlin na produkčních plochách a přilehlých ladech. Výsledky dvouvýběrového t-testu (n=21). Bio: biologicky obhospodařovaná pole, konv.: konvenčně obhospodařovaná pole. Převzato z Holzchuh, A., Dewenter, I. S. & Tschamtker, T. (2008): Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*.

a bezorebných systémů dominovaly druhy trav (především *Panicum dichotomiflorum* Michx. a *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop.). V biologickém a nízkostupovém systému byly nejčtenější dvouděložné druhy *Chenopodium album* L. a *Stellaria media* L. Diverzita plevelů podle biomasy byla vyšší v alternativních systémech. Byl také prokázán negativní vliv diverzity plevelů na výtěžnost (Davis *et al.*, 2005).

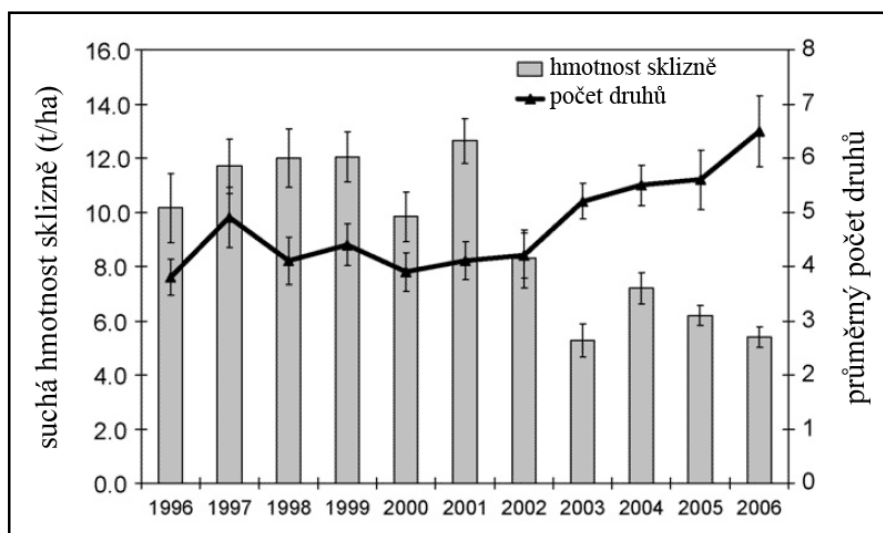
Kromě zemědělského systému ovlivňuje druhovou diverzitu plevelů i struktura krajiny. V Německu bylo vybráno 12 typů krajin o rozloze přibližně 1350 km² s proměnlivým podílem zemědělských ploch a různou komplexností (Roschewitz *et al.*, 2005a). Ze 153 druhů plevelů jich bylo na konvenčních polích nalezeno 104 a na biologických 142. Druhová diverzita dvouděložných plevelů byla vyšší na biologických polích, avšak narůstala v závislosti na zvyšující se komplexnosti krajiny nezávisle na zemědělském režimu. Naopak ve více uniformních krajinách s vyšším podílem orné půdy byla diverzita nižší, což se silněji projevilo u konvenčních polí. Na diverzitu jednoděložných plevelů neměl způsob hospodaření vliv (Roschewitz *et al.*, 2005a). Podobně Holzchuh *et al.* (2007) zaznamenali nejmarkantnější rozdíl v abundanci a diverzitě kvetoucích rostlin v homogenních krajinách. Vliv heterogenity krajiny v menším měřítku (na úrovni polí) na biodiverzitu zjistili i Belfrage *et al.*, (2005). Na více členitých plochách bylo o 89 % více druhů než na rozlehlých polích. Na biologicky obhospodařovaných polích zjištěn o 75 % větší počet druhů než na konvenčních.

Vliv herbicidů na druhovou kompozici plevelných společenstev ve své studii zpochybňují Hyvönen *et al.* (2003). Sledovali výskyt plevelů ve třech typech zemědělských systémů (biologický, konvenční obilnářský, konvenční píceinářský) na jihu Finska. Mezi biologickými a konvenčními zemědělskými plochami našli jen nevelký rozdíl v počtu druhů. Na biologických polích bylo zjištěno přibližně 13 druhů vůči 11 druhům na konvenčních. Autoři se domnívají, že použití herbicidů snižuje počet jedinců druhu, ale nemá fatální dopad na druh jako takový, připouštějí však, že dlouhodobé intenzivní používání herbicidů může vést k vyšším rozdílům v diverzitě plevelů. Překvapivá byla podobnost druhové skladby společenstev konvenčních

pícninářských polí a biologických farem. To indikuje, že na druhovou diverzitu má větší vliv osevní postup, který byl v těchto dvou systémech podobný, než aplikace herbicidů (Hyvönen *et al.*, 2003).

Vliv obsahu dusíku v půdě na společenstva plevelů různých pěstebních systémů se v dostupných studiích liší. V experimentu, který provedli Hyvönen *et al.* (2003), nebyla druhová kompozice ovlivněna rozdílnými koncentracemi dusíku v půdě, protože mezi biologickými a konvenčními poli nebyl rozdíl v obsahu dusíku tak významný, aby potlačil výskyt nitrofilních druhů a podpořil druhy nitrofilní. To mohlo být způsobeno tím, že ve finském zemědělství je používáno méně minerálních dusíkatých hnojiv než v jižnějších zemích a i tím, že biologický režim nebyl na farmách zaveden dostatečně dlouho na to, aby se jeho vliv projevil na obsahu dusíku v půdě. Naopak vliv dusíku na druhovou kompozici bylinných společenstev na zemědělských plochách s různou intenzitou obhospodařování prokázal Kleijn *et al.* (2009). Výzkum proběhl na polích v Německu, Španělsku a Velké Británii a travních porostech v Maďarsku, Švýcarsku a Nizozemí (celkem bylo sledováno 271 polí). Do statistické analýzy byly zahrnuty proměnné, které mají vliv na lokální biodiverzitu (zeměpisná šířka, nadmořská výška, průměrný úhrn srážek, průměrné teploty vzduchu a diverzita krajiny). Na ploše 100 m² bylo nalezeno 19-94 druhů na travních porostech a 9-94 druhů na polích. Vzácné druhy, s pokryvností méně než 1 %, se podíleli na druhové bohatosti ze 75 % v travních porostech, respektive 65 % na polích. Bylo prokázáno, že se zvyšující se intenzitou využití zemědělských ploch ubývá druhová rozmanitost. Závislost diverzity (zejména vzácných druhů) na intenzitě hnojení dusíkatými hnojivy navíc není lineární, ale lépe ji vystihuje model s exponenciální závislostí, z čehož vyplývá, že změna intenzity obhospodařování se více projeví na extenzivnějších, druhově bohatších zemědělských plochách než na druhově chudých intenzivních. To také vysvětluje, proč se chráněné druhy rostlin vyskytují ve vyšší míře v extenzivně využívaných zemědělských systémech. Toto zjištění koresponduje s předešlým výzkumem, který uskutečnili Suding *et al.* (2005). Na základě analýzy výskytu přibližně 900 druhů rostlin zjistili, že nejvzácnější druhy mají více než 60 % pravděpodobnost vyhubení v souvislosti s hnojením, přičemž pravděpodobnost vyhubení druhů s nejvyšší abundancí je pouze 10 %.

Přechod na biologický způsob obhospodařování hospodářských travních porostů vedl v jižní Anglii k nárůstu druhové diverzity rostlinných společenstev (Taylor & Morecroft, 2009). Zastavení aplikace dusíkatých hnojiv vedlo k úbytku produkce biomasy o 50 %, průměrný počet druhů však na experimentálních plochách (o ploše 2 x 1,5 m) vzrostl ze 4,1 druhů v roce 2001 na 6,5 v roce 2006 (Obr. 4) (Taylor & Morecroft, 2009).



Obr. 4. Roční produktivita travních porostů a průměrný počet rostlinných druhů zaznamenaných na pokusných plochách v letech 1996 – 2006. Převzato z. Taylor, M. E. & Morecroft, M. D. (2009): Effects of agri-environmental schemes in a long-term ecological time series. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 130, 9-15.

3.1.1 Křoviny

Křoviny mají v agroekosystémech významnou ekologickou funkci (Aude *et al.*, 2003). V matici pěstebních ploch tvoří koridory pro migraci živočišných lesních druhů a slouží také jako útočiště druhů stepních. Zemědělství výrazně ovlivňuje podrost křovin a to zejména dvěma faktory – úniky hnojiv a driftem pesticidů. Okrajová vegetace intenzivně obhospodařovaných polí je proto charakteristická druhově chudými nitrofilními společenstvy (Aude *et al.*, 2003).

V centrálním a jižním Dánsku bylo vybráno 13 křovin na 5 biologických farmách a 13 na 8 konvenčních za účelem sledování diverzity bylinného podrostu (Aude *et al.*, 2003). Ze 144 zaznamenaných rostlinných druhů se jich 101 vyskytovalo v konvenčních a 128 v biologických křovinách. Průměrná druhová bohatost činila 12,5 druhů v konvenčních a 15,1 druhů v biologických ($P = 0,013$). Tento pokus dokázal, že druh zemědělského systému výrazně ovlivňuje alfa, beta i gamma diverzitu rostlinných druhů v podrostu křovin. Navíc bylo v biologických křovinách nalezeno více druhů typických pro polopřirozená stanoviště (Aude *et al.*, 2003).

Boutin *et al.* (2008) našli také vyšší druhovou diverzitu v křovinách na biologických farmách. Zaznamenali 193 druhů rostlin na 8 párech polí. 69 druhů se vyskytovalo výhradně na biologických polích a to zejména na jejich okrajích a v křovinách. 20 druhů bylo zjištěno výhradně na konvenčních. V křovinách biologických polí bylo vyšší i zastoupení dvouděložných rostlin vůči jednoděložným.

3.2 Bezobratlí

Pro hodnocení vlivu biologického a konvenčního zemědělství na ekosystémy jsou bezobratlí vhodnou indikační skupinou (Urban & Šarapatka, 2003), protože jsou přímo i nepřímo ovlivňováni použitím pesticidů v zemědělské výrobě. S používáním insekticidů se pojí riziko otravy necílových organismů, například hospodářsky prospěšných druhů hmyzu (Shepherd *et al.*, 2003). Velký význam má také načasování jejich aplikace (Robinson & Sutherland, 2002). Antihelmintické látky používané v živočišné výrobě ke kontrole parazitů, mají prokázaný negativní vliv na koprofágní bezobratlé (Shepherd *et al.*, 2003). Některé skupiny, především Araneae a Opiliones, jsou negativně ovlivňovány použitím fungicidů (Boatman *et al.*, 1999). Používání hnojiv přímo ovlivňuje především rostliny a půdní organismy, ale nepřímo se projeví i na druhovém složení epigeické bezobratlé fauny - například v důsledku změny druhové struktury rostlin (Gardner & Brown, 1998). Hluboká orba snižuje abundanci bezobratlých, zejména žížal. Používání těžké mechanizace má také vliv na denzitu bezobratlých (Gardner & Brown, 1998).

3.2.1 Půdní fauna

Půdní bezobratlí mají zásadní vliv na dynamiku organické složky půdy, její struktury a v důsledku i na růst rostlin (Lavelle, 1996). Mikrofauna (<0,2 mm; např. hlístice) nevytváří v půdě žádné struktury, ale výrazně se podílí na mineralizaci živin. Zástupci mezofauny (0,2-2mm) a makrofauny (>2 mm; např. žížaly) jsou schopni vrtat v půdě, vytvářet chodbičky a organo-minerální makroagregáty (výkaly), čímž ovlivňují infiltraci vody a vzduchu (Lavelle, 1996). Aktivita a biodiverzita půdních organismů je tedy důležitá pro funkčnost nejnižších trofických úrovní agroekosystému, což v důsledku ovlivní i konzumenty vyšších řádů (Mäder *et al.*, 2002).

3.2.1.1 Hlístice (Nematoda)

Většina hlístic v biologicky aktivních půdách je bakteriofágní nebo mykofágní a hrají významnou roli v dekompozičních procesech a mineralizaci živin (Ferris *et al.*, 1996). Jejich diverzita a abundance indikuje úroveň znečištění vodního či půdního prostředí a index dospělosti vyjadřuje též úroveň ekologické disturbance (Ferris *et al.*, 1996).

Studie srovnávající 4 páry konvenčních a biologických polí konstatuje, že abundance bakteriofágních i fytofágních (parazitických) hlístic byla vyšší na biologicky obhospodařovaných polích (Mulder *et al.*, 2003). V obou systémech byly abundance mykofágních druhů relativně malé. Nebyl zjištěn žádný rozdíl v indexu dospělosti hlístic mezi biologicky a konvenčně obdělávanými půdami (Neher, 1999). Nizozemský výzkum trvalých travních porostů ukázal, že funkční diverzita hlístic se snižuje se zvyšující se intenzitou využívání, jelikož bakteriofágní a

mykofágní půdní druhy byly negativně ovlivněny zvýšenou pastvou dobytka (Mulder *et al.*, 2003).

3.2.1.2 Žížaly (Annelida: Oligochaeta: Lumbricina)

Populace žížal indikují strukturální a výživovou kvalitu půd, proto jsou dobrými indikátory úrodnosti (Pfiffner & Mäder, 1997). Samy mají mnoho přímých i nepřímých vlivů na kvalitu půdy, protože hrají klíčovou roli v transportu organické složky půdy. Z tohoto důvodu faktory ovlivňující jejich abundanci nutně ovlivní i režim pohybu a přeměny humusu (Shepherd *et al.*, 2003). Mäder *et al.* (2002) uvádí, že stabilita půdních agregátů je pozitivně korelována s biomasou žížal. Negativní vliv na populace žížal má hluboká orba, proto bezorebný systém vede k rychlému nárůstu jejich biomasy. Abundance může, během 2-3 let po zavedení bezorebného systému, dokonce překročit abundanci na nehnojených loukách či ladech (Gardner & Brown, 1998). V tomto směru je výhodou biologických zemědělských systémů redukována potřeba orby díky vhodné rotaci plodin. Pozitivní vliv má i nepoužívání biocidů a přidávání organického materiálu ve formě statkových hnojiv. Shephaerd *et al.* (2003) řadí škodlivost vlivu biocidů na populace takto: insekticidy > herbicidy > fungicidy.

V dlouhodobém pokusu, založeném v roce 1978 ve Švýcarsku, byl zkoumán vliv biologických a konvenčních zemědělských systémů na výskyt žížal (Pfiffner & Mäder, 1997). Byl zaznamenán výskyt 11 druhů žížal, z kterých dva druhy, *Allolobophora handlirschi* a *Lumbricus castaneus* Savigny, se vyskytovaly pouze na biologických farmách a jeden druh, *A. icterica* Savigny, pouze na konvenčních. V biologických systémech byla zjištěna vyšší diverzita i abundance (Pfiffner & Mäder, 1997).

Významné rozdíly ve výskytu žížal potvrdil i výzkum tří typů zemědělských systémů ve východní Anglii, na farmě v Haughley (Blackmore, 2000). Srovnáván byl režim biologický, smíšený (hnojený minerálně i organicky) a intenzivní. Bylo zjištěno 7 druhů žížal. *Allolobophora chlorotica* Savigny byla nejpočetnější v biologických systémech, *Aporrectodea caliginosa* Savigny byla dominantní v intenzivních. Trvalé travní porosty mají zdaleka nejvyšší diverzitu a abundanci žížal, která je 2,4 krát vyšší než na biologických polích a 4 krát vyšší než na ostatních. Degradace půdy a hnojení minerálními hnojivy ve smíšeném zemědělském systému mělo pro populace žížal natolik významný negativní dopad, že přidávání statkových hnojiv se na abundanci výrazně neprojevalo. Vyšší poměr mladých jedinců k dospělcům byl zjištěn u všech tří systémů. Ve stabilním lučném ekosystému je tento poměr obrácený (Blackmore, 2000). Pfiffner & Mäder (1997) zaznamenali vyšší abundanci juvenilních jedinců na biologických polích. Rozdíl byl způsoben především nepoužíváním pesticidů a hnojením statkovými hnojivy, protože rotace plodin i způsob orby byli v obou druzích systémů stejné. Úbytek mladých jedinců

v konvenčních systémech autoři připisují faktu, že se zdržují ve vyšších vrstvách půdního profilu, kde jsou více exponováni insekticidům.

3.2.2 Členovci (Arthropoda)

Mnohé studie ukazují, že biologické zemědělské systémy mají vyšší diverzitu členovců než konvenční (např. Reddersen, 1997; Alvarez *et al.*, 2001; Bengtsson *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005). Studie zaměřená na epigeické skupiny členovců (Carabidae, Staphylinidae a Araneae) zjistila téměř dvojnásobnou abundanci (188 %) na farmách s biologickým režimem oproti konvenčním (100 %) (Pfiffner & Niggli, 1996). Druhová bohatost členovců je pozitivně ovlivněna různorodostí flory na biologicky obhospodařovaných polích. Ta je důsledkem vyššího zastoupení plevelných rostlin, větší variability plodin díky rotaci a jiným postupům jako je podsev nebo pěstování leguminóz (Unwin *et al.*, 1995). Dalším faktorem je nepoužívání insekticidů, které mají přímý vliv na populace členovců, nebo jiných biocidů, které mají vliv nepřímý (Pfiffner & Niggli, 1996; Urban & Šarapatka, 2003). Reddersen (1997) ve své studii uvádí, že druhovou diverzitu členovců v agrosystémech z velké míry ovlivňuje okrajový efekt. Neprodukční okraje polí mají výrazně vyšší diverzitu než vlastní produkční plochy. Tento efekt má dosah pouze 9 m od okraje pole, proto se uplatňuje na relativně malé ploše (v závislosti na tvaru pole). Druhová diverzita (převážně herbivorního) hmyzu je také pozitivně ovlivněna zvýšeným zastoupením křovitých mezí (Holland & Fahrig, 2000).

3.2.2.1 Střevlíkovití (Insecta: Coleoptera: Carabidae)

Střevlíkovití jsou dobře prozkoumanou, druhově bohatou a v agroekosystémech běžně se vyskytující čeledí brouků (Gobbi & Fontaneto, 2008). Tyto vlastnosti z nich činí vhodné bioindikátory intenzity využití půdy a dopadů lidské činnosti (Gobbi & Fontaneto, 2008). Střevlíkovití také hrají důležitou roli v biologické kontrole některých škůdců (např. mšic) a semen plevelů. Postupy v konvenčním zemědělství tento regulační potenciál snižují (Kromp, 1990).

Kromp (1989) sledoval výskyt střevlíkovitých ve čtyřech biologických a třech konvenčních polích ozimé pšenice (*Triticum aestivum* L.) v Obere Lobau ve Vídni a zaznamenal 79 druhů. Počet odchycených jedinců byl podstatně vyšší na biologických plochách než na konvenčních. Druhové složení se v různých systémech příliš nelišilo. Mezi 10 druhy s nejvyšší abundancí jich 5 bylo dominantních na všech pokusných plochách: *Poecilus cupreus* (Linnaeus), *Pterostichus melanarius* (Illiger), *Bembidion lampros* (Herbst), *Anchomenus dorsalis* (Pontoppidan) a *Pseudoophonus rufipes* (De Geer). Dalších 5 druhů: *Harpalus affinis* (Schrank), *Amara familiaris* (Duftschmid), *A. similata* (Gyllenhal), *Brachinus eximius* Duftschmid, *H.*

tardus (Panzer) mělo vysoké zastoupení v biologických polích, avšak v konvenčních byly vzácné či chyběly. Výhradně na biologických polích se vyskytovaly druhy *A. littorea* Thomson a *Acupalpus interstitialis* Reitter, které jsou v Obere Lobau vzácné. Kromp (1989) za příčiny rozdílů v abundanci a druhové bohatosti považuje především vyšší zaplevelenost, heterogenitou plodin a absenci pesticidů v biologických agroekosystémech. Fakultativně fytofágním druhům mohou plevele sloužit jako zdroj potravy. Kromp (1990) provedl podobný výzkum i v jiné plodině - bramborách (*Solanum tuberosum* L.). Srovnával dva páry konvenčních a biologických polí, na kterých našel 48 druhů, přičemž 16 druhů tvořilo 96 % všech nalezených jedinců. Abundance střevlíkovitých byla podobně jako v pšenici vyšší u biologických polí, avšak v tomto experimentu byla vyšší i druhová bohatost. Pouze jeden druh (*P. melanarius*) se vyskytoval hojněji na konvenčních polích. Byla též zjištěna závislost denzity výskytu druhů *Amara consularis* (Duftschmid) a *P. rufipes* na abundanci plevelů.

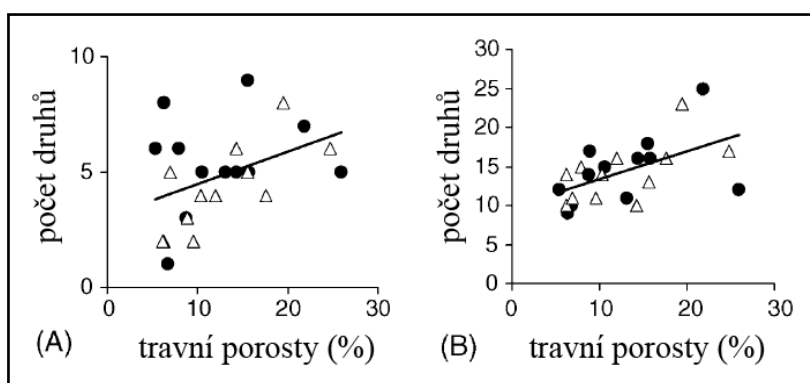
Hokkanen & Holopainen (1986) zkoumali populace střevlíků na třech biologicky a čtyřech konvenčně obhospodařovaných polích. Zjistili výskyt 54 druhů. Druhy *Pterostichus melanarius* (38 % vzorků), *Poecilus cupreus*, *Loricera pilicornis* (Fabricius) a *Anchomenus dorsalis* měly vyšší abundanci na biologických polích a *Trechus quadristriatus* (Schrank) (36 % vzorků), *Bembidion quadrimaculatum* (Linnaeus) a *B. lampros* byly četnější na konvenčních. Abundance byla výrazně vyšší na biologických polích a tento rozdíl se během sezóny prohluboval. To bylo patrně zapříčiněno vyšší biomasou kořisti. Druhová diverzita zde byla také vyšší, ale nevýrazně.

Pfiffner & Niggli (1996) zaznamenali více než trojnásobné množství nalezených jedinců střevlíkovitých na biologických polích ve srovnání s konvenčními. Na biologických polích bylo nalezeno 19-22 (resp. 18-24 na bio-dynamických) druhů a na konvenčních 13-16 druhů. Sedm druhů se vyskytovalo výhradně na biologicky obhospodařovaných pozemcích: *Acupalpus meridianus* (Linnaeus), *Agonum sexpunctatum* (Linnaeus), *Brachinus eximius*, *Dyschirius aeneus* Dejean, *Carabus violaceus* Linnaeus, *Harpalus distinguendus* (Duftschmid) a *Stenolophus teutonius* (Schrank). Vyšší počet a vyrovnanější rozložení druhů na biologických polích vypovídá o menším narušení agroekosystému, vyšší ekologické stabilitě a heterogenitě prostředí.

Další švýcarská studie zkoumala výskyt střevlíkovitých na biologicky obhospodařovaných polích a v nízkostupových integrovaných systémech (Pfiffner & Luka, 2003). Zaznamenáno bylo 106 druhů. Abundance na biologických polích byla o 36 % vyšší a ve většině případů zde byla vyšší i druhová bohatost. Abundance fakultativně herbivorních druhů jako jsou *Harpalus affinis*, *Diachromus germanus* (Linnaeus) a *Anisodactylus binotatus* (Fabricius) byla dvakrát vyšší na biologických polích a i výskyt vrcholových predátorů (*Poecilus cupreus* a *Agonum*

muelleri (Herbst)) zde byl častější. Z ohrožených druhů bylo 5 nalezeno v integrovaných a 7 v biologických agroekosystémech. Zástupci některých druhů polo-přírodních stanovišť byli více početní na polích s biologickým režimem, což naznačuje provázanější interakci biologického zemědělství s polo-přírodními stanovišti (Pfiffner & Luka, 2003).

Heterogenita krajiny je důležitým faktorem ovlivňujícím druhovou diverzitu stěvlíkovitých (Purtauf *et al.*, 2005). Německá studie srovnávala 12 zemědělských krajín o celkové ploše 150 km² s rozdílným zastoupením přírodních a polo-přírodních stanovišť a zemědělské půdy. Zohledněn byl i typ zemědělského systému. Autoři zaznamenali stejný počet druhů (55) na biologických a konvenčních polích. Oproti předešlým studiím nepřisuzují zemědělskému systému vliv ani na biodiverzitu ani na denzitu. Silný vliv na druhovou diverzitu má heterogenita krajiny, zejména zastoupení travních porostů (Obr. 5).



Obr. 5. Korelace mezi plošným zastoupením travních porostů a druhovou bohatostí stěvlíkovitých na různě obhospodařovaných obilných polích (●: konvenční pole, △: biologická pole): (A) druhy rozmnožující se na podzim, (B) druhy rozmnožující se na jaře; (—): spojnice trendu.

Vliv změny způsobu hospodaření na druhovou diverzitu a abundanci zkoumal norský pokus (Andersen & Eltun, 2000). Pole obhospodařované konvenčním způsobem do roku 1990 bylo rozděleno na 6 částí a postupně přeměněno na biologické. Denzita stěvlíkovitých se neustále zvyšovala po dobu 6

let experimentu. Mírně se zvýšila i druhová bohatost (Andersen & Eltun, 2000). Taylor & Morecroft (2009) však výrazné změny v abundanci či diverzitě stěvlíkovitých nepozorovali; populační výkyvy ve svém 12-letém pokusu připisují spíše klimatickým rozdílům.

Döring & Kromp (2003) zhodnotili data dostupná z literatury na základě indexu navrženého tak, aby kvantifikoval prospěch jednotlivých druhů z biologického zemědělského režimu. *Carabus aureus* Linnaeus je citlivý indikátor extenzivního zemědělství a z biologického zemědělství profituje nejvíce. Jelikož je citlivý na mechanické odstraňování plevelů, tak mu z biologicky obhospodařovaných ploch svědčí spíše dlouhodobá lada. Pozitivní vliv má vyšší denzita plevelů na fakultativně herbivorní druhy *Amara aenea* (De Geer), *A. familiaris*, *A. similata* a *Harpalus affinis*. Nadprůměrný prospěch z biologického zemědělství měly i xerofilní druhy. Důvodem je patrně menší denzita osevu. *Pterostichus melanarius* je považován za indikátor nízké živočišné diverzity a prospívá mu intenzivní zemědělství.

Studie zkoumající vliv střídavého osevu brukví a jetele na abundanci střevlíkovitých ukázala, že druhy *Bembidium tetracolum* Say, *Trechus quadristriatus*, *Amara apricaria* (Paykull) a *Notiophilus biguttatus* (Fabricius) se vyskytovaly ve větších počtech v monokulturních brukvích než ve střídavých osevech. Druhy *Pterostichus melanarius* a *Loricera pilicornis* preferovaly střídavý osev (Gardner & Brown, 1998).

3.2.2.2 Drabčíkovití (Insecta: Coleoptera: Staphylinidae)

Na 21 párech konvenčních a biologických polích ozimé pšenice v Německu byla zkoumána odezva drabčíkovitých na biologické zemědělství (Clough *et al.*, 2007). Míra, kterou ovlivňuje druh zemědělského systému druhovou rozmanitost drabčíkovitých, je závislá na potravní skupině. Větší diverzita i denzita detritivních druhů byla zjištěna na biologických farmách, kde jim patrně prospívá organické hnojení. V konvenčních systémech, na rozdíl od těch biologických, byla zjištěna zvyšující se denzita a diverzita s rostoucí produkcí biomasy. Denzity fungivorních druhů byly v obou systémech srovnatelné. Počet dravých druhů byl mírně vyšší na konvenčních farmách. To je způsobeno vyšším výskytem mšic. Charakter krajiny neměl velký vliv na diverzitu všech potravních skupin (Clough *et al.*, 2007). Na druhou stranu Weibull *et al.* (2003) ve své studii žádný vliv biologického zemědělství na diverzitu této čeledi nezaznamenali. Andersen & Eltum (2000) zkoumali vliv přechodu z konvenčního na biologický zemědělský režim a zjistili výrazný úbytek druhů. To bylo patrně způsobeno současným navýšením denzity střevlíkovitých. Obecně platí, že absence orby, popřípadě její redukce, zvyšuje abundanci drabčíkovitých (Gardner & Brown, 1998), především fungivorních druhů (Clough *et al.*, 2007).

3.2.2.3 Vrubounovití (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae)

Koprofágní brouci z čeledi vrubounovití jsou negativně ovlivňováni veterinárními medikamenty používanými v živočišné zemědělské výrobě (Hutton & Giller, 2003).

V jižním Irsku bylo provedeno srovnání tří zemědělských režimů s cílem zjistit dopad intenzifikace zemědělství na vrubounovité brouky (Hutton & Giller, 2003). Do studie byly začleněny 4 biologické (průměrná plocha 24,5 ha), 4 konvenční (průměrná plocha 71,6 ha) a 4 smíšené farmy (průměrná plocha 26,2 ha; omezené vstupy agrochemikálií a medikamentů). Byl zaznamenán výskyt 24 druhů. Dominoval rod *Aphodius* (85,9 % jedinců) a další nejzastoupenější rody *Margarinotus*, *Onthophilus* a *Geotrupes*. 54 % všech vzorků pocházelo z biologických farem, 30 % z intenzivních a 16 % ze smíšených. Druhové složení společenstev bylo v rámci 10 nejběžnějších druhů podobné na všech typech farem, ale na biologických farmách se navíc vyskytovaly vzácné druhy, které u ostatních farem chyběly. 8 druhů (33 % všech zjištěných) se vyskytovalo výhradně na biologických farmách. Průměrná druhová diverzita, abundance i

biomasa byla na biologických farmách nejvyšší. Významnou roli v průměrných výsledcích hrál rod *Aphodius*, protože v abundanci druhů ostatních rodů nebyl mezi farmami výrazný rozdíl. V úbytku druhové diverzity hrál negativní úlohu zejména ivermektin (Hutton & Giller, 2003).

3.2.2.4 Blanokřídlí (Insecta: Hymenoptera)

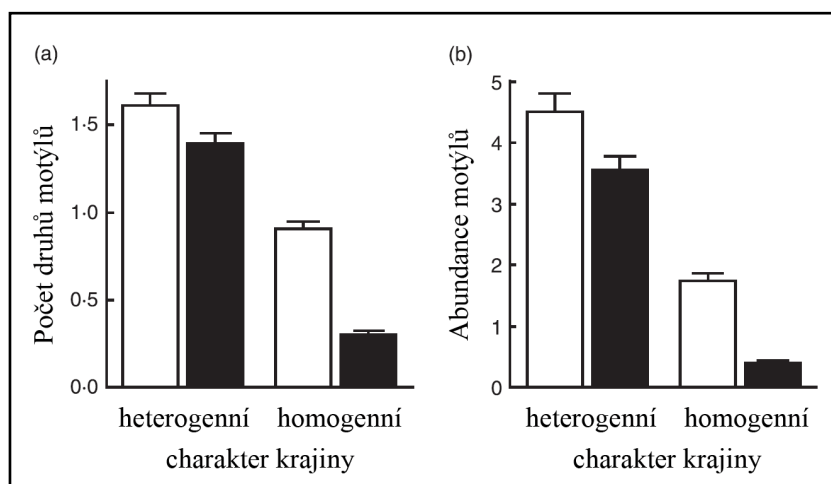
Komplexnější společenství blanokřídlých opylovačů poskytují efektivnější opylování plodin (Kleijn *et al.*, 2009). Tím jsou i hospodářsky prospěšní. Aktivita volně žijících opylovačů se snižuje s rostoucí intenzifikací zemědělské výroby (Kleijn *et al.*, 2009).

Biologické zemědělství zvyšuje diverzitu blanokřídlých (Holzchuh *et al.*, 2008). V Německu bylo vybráno 21 párů konvenčních a biologických polí ve třech regionech. Na neobdělávaných pásech pozemků sousedících s poli ozimé pšenice o šíři $2,6 \pm 1,4$ m (SE) byl sledován výskyt včel a čmeláků. Zaznamenán byl výskyt 40 druhů ze 13 rodů, přičemž nejvíce zastoupené rody byly *Andrena* (17 druhů), *Bombus* (7 druhů), *Nomada* (4 druhy), a *Lasioglossum* (3 druhy). Množství druhů opylovačů na biologických polích bylo o 60 % vyšší než na konvenčních (6,33 druhů vůči 3,95). Zvýšila se i abundance soliterních včel o 136 % a čmeláků o 130 %. Abundance medonosných včel (r. *Apis*) nebyla typem zemědělského systému výrazně ovlivněna (Holzchuh *et al.*, 2008).

Další pokus zkoumal vliv zemědělského systému, krajinného rázu a regionálních faktorů na abundanci a diverzitu opylovačů v obilných polích (Holzchuh *et al.*, 2007). V každém ze tří německých regionů bylo vybráno 14 polí. Na biologicky obhospodařovaných plochách byla průměrná abundance $63,1 \pm 11,9$ (SE) jedinců, na konvenčních polích $8,6 \pm 4,0$ jedinců. Alfa diverzita (průměrný počet druhů na jedno pole) byla 6,9 druhů na biologických polích a 2,1 na konvenčních. Beta diverzita (průměrný počet druhů v různých zemědělských systémech) byla 24,1 druhů v biologických a 13,9 druhů v konvenčních systémech. Větší vliv na biodiverzitu měl typ zemědělského systému než heterogenita krajiny. Diverzita byla výrazně vyšší na biologických polích a tento pozitivní efekt se nejvíce projevil v homogenních krajinách. Rozdíl mezi regiony nebyl výrazný (Holzchuh *et al.*, 2007).

3.2.2.5 Motýli (Insecta: Lepidoptera)

Studie srovnávající 12 párů konvenčních a biologických farem na jihu Švédska konstatuje výrazně vyšší abundanci i druhovou rozmanitost motýlů na biologických farmách (Rundlöf & Smith, 2006). Komplexní cyklus střídání plodin, lada a plodiny fixující dusík v biologickém zemědělství zlepšují nabídku potravních zdrojů. Delší cyklus rotace plodin a absence insekticidů zlepšuje i heterogenitu vlastních stanovišť. Typ hospodaření ovlivňuje diverzitu v závislosti na



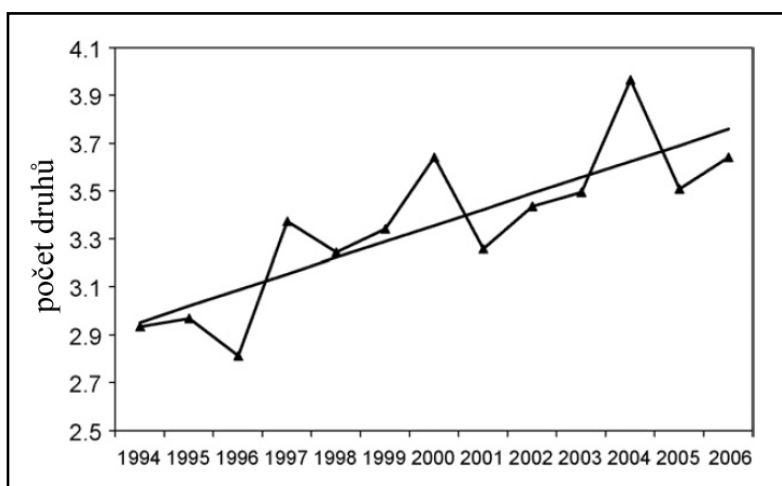
Obr. 6. Počet druhů motýlů a jejich abundance v závislosti na způsobu hospodaření (biologický způsob: bílé sloupce, konvenční způsob: černé sloupce) a charakteru krajiny. (a) Průměrný počet druhů motýlů v 50 m transektu \pm SE. (b) Průměrná abundance motýlů v 50 m transektu \pm SE.

Rundlöf, M. & Smith, H. G. (2006): The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 43, 1121-1127.

Naproti tomu Ouin & Burel (2002) nepovažují velikost zrna krajiny za hlavní faktor ovlivňující diverzitu. Porovnávali 5 různých typů krajiny s různou členitostí plošných i lineárních prvků. Zjistili, že abundanci a diverzitu podporují především lineární prvky krajiny (např. doprovodná vegetace silnic), které jsou hlavním zdrojem nektaru.

Weibull *et al.* (2000) vliv hospodaření na společenstva motýlů nezaznamenali. Naproti tomu Belfrage *et al.* (2005), zjistili o 165 % vyšší abundanci motýlů na biologických polích vůči konvenčním a Feber *et al.* (1998b) také zaznamenali abundanci výrazně vyšší na biologických farmách v obou letech svého pokusu.

krajinném rázu. V homogenní krajině se projevuje pozitivní vliv biologického zemědělství více než v heterogenní (Obr. 6) (Rundlöf & Smith, 2006). Vliv heterogenity krajiny na společenstva motýlů potvrzuje jiná švédská studie srovnávající 8 párů biologických a konvenčních polí. Abundanci pozitivně ovlivňovala členitost na úrovni krajiny. Diverzitu zvyšovala členitost na úrovni polí (Weibull *et al.*, 2000).



Obr. 7. Průměrný počet druhů motýlů v 100 m transektu na pokusné ploše ve Wythamu v letech 1994-2006. Taylor, M. E. & Morecroft, M. D. (2009): Effects of agri-environmental schemes in a long-term ecological time series. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 130, 9-15.

Feber *et al.* (1998b) zjistili značný rozdíl ve výskytu motýlů mezi vlastní produkční plochou a jejími neobdělávanými mezemi. V konvenčních systémech byl tento rozdíl větší než u biologických, což je patrně způsobeno driftem pesticidů. Na mezích konvenčních polí byl mírně větší výskyt motýlů, kteří jsou škůdci zemědělských plodin, přičemž na produkčních plochách byl výskyt těchto druhů stejný

v obou systémech.

Další pokus byl zaměřen na sledování vlivů biologického zemědělství v lokálním a v krajinném měřítku (Rundlöf *et al.*, 2008). Sledováno bylo 8 párů území o poloměru 1 km s různým zastoupením konvenčních a biologických zemědělských ploch. Studie prokázala, že biologické farmy, i když jsou izolované, zvyšují diverzitu motýlů i na okolních konvenčních polích. Vyšší biodiverzita byla prokázána jak v lokálním, tak i v krajinném měřítku, přičemž lokální efekt byl ovlivněn podílem biologických ploch v okolí. 7 druhů bylo nalezeno pouze v krajinně s vysokým podílem biologických ploch (Rundlöf *et al.*, 2008).

Změna hospodaření vedla ke zvýšení diverzity motýlů (Obr. 7), jak zjistili ve své studii Taylor & Morecroft (2009). Konverze z konvenčního na biologický systém probíhala mezi léty 1994-2006 na pozemku o rozloze 374 ha na jihu Anglie. Průměrná abundance nebyla zemědělským systémem ovlivněna, však u 5 druhů došlo k výrazným vzrůstům populace. Největší změna byla zaznamenána u druhu *Maniola jurtina* Linnaeus, který v roce 2001 tvořil 15 % všech pozorování, přičemž v 2006 to bylo 50 %. Dalšími druhy byly *Polyommatus icarus* (Rottemburg), *Aricia agestis* (Denis & Schiffermüller), *Lycaena phlaeas* (Linnaeus) a *Vanessa atalanta* (Linnaeus).

3.2.2.6 Mšice (Insecta: Sternorrhyncha: Aphidoidea)

Mšice jsou významnými škůdci plodin, zejména obilovin (Holland & Thomas, 1997).

Vliv biologického zemědělství na přirozenou regulaci mšic zkoumal experiment v Německu (Roschewitz *et al.*, 2005b). Ve 12 různých typech krajiny bylo vybráno 12 párů polí s biologickým a konvenčním typem hospodaření. Předmětem výzkumu byl vliv typu

hospodaření a krajinného rázu na výskyt organismů parazitujících na mšicích. Denzita mšic byla v obou systémech srovnatelná. Pouze v období kvetení byla denzita mšic vyšší v konvenčních systémech, ale parazitismus na mšicích v biologických systémech nebyl vyšší. Vyšší denzita může být důsledkem používání minerálních hnojiv, která poskytují lepší výživu kvetoucím rostlinám. V době zrání parazitům mšic prospívá členitá krajina, ale ta pozitivně ovlivňuje i abundanci mšic (Roschewitz *et al.*, 2005b). Östman *et al.* (2001) zkoumali vliv členitosti krajiny na výskyt *Rhopalosiphum padi* (Linnaeus). Experiment srovnával 5 párů konvenčních a biologických farem ve středu Švédska. Díky vyššímu výskytu přirozených nepřátel byl v biologických systémech a členitějších typech krajiny vliv predátorů na populace mšic větší. Přirozená regulace však byla efektivní pouze v raných fázích růstu populace. V pozdějších fázích docházelo ke stejně rychlému růstu populací na konvenčních i biologických polích a predace na populace mšic neměla velký vliv. To autoři připisují i nárůstu abundance alternativních potravních zdrojů pro predátory během sezóny. Rychlost růstu populace nebyla ovlivněna způsobem hospodaření, ale byla ovlivněna především členitostí krajiny - v homogenních porostech byl růst rychlejší (Östman *et al.*, 2001).

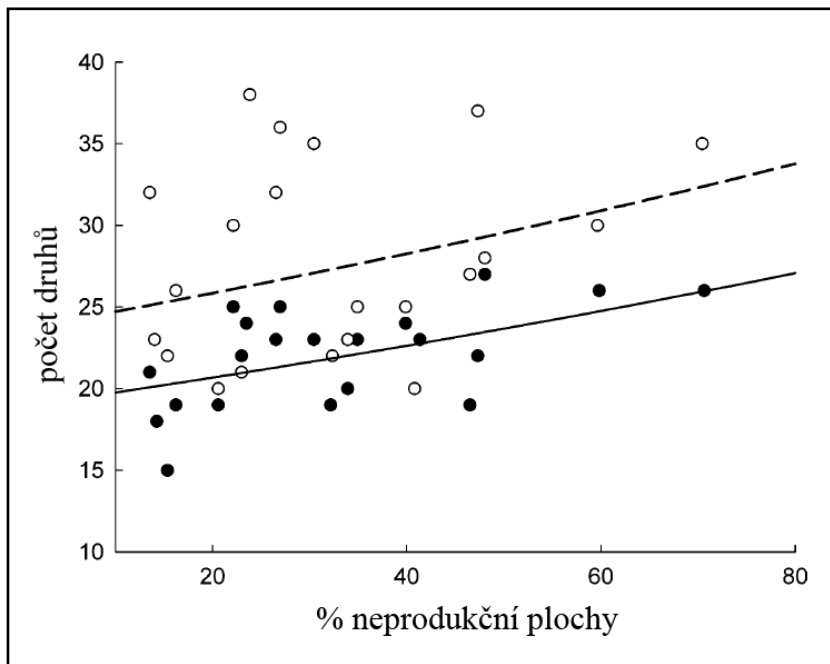
3.2.2.7 Chvostokoci (Arthropoda: Collembola)

Chvostokoci hrají velice důležitou roli v potravním řetězci jiných členovců a v dekompozičních procesech (Alvarez *et al.*, 2001). Na 24 polích ozimé pšenice, náhodně vybraných na území Británie, byly zkoumány rozdíly v abundanci a diverzitě chvostokoků mezi biologickým, integrovaným a konvenčním systémem. Bylo zjištěno, že druhy *Parisotoma notabilis* (Schäffer) a *Isotoma viridis* Bourlet jsou senzitivní na použití herbicidů díky preferencím k vyšší vlhkosti, udržované plevelnými rostlinami, a tak byly četnější na biologických polích, kde nejsou pesticidy používány. Suchomilný druh *Entomobrya multifasciata* (Tullberg) byl naopak četnější na konvenčních polích. Pyrethroidní insekticidy mohou zvyšovat abundanci chvostokoků, včetně tohoto druhu, tím, že likvidují jejich predátory. Společenstva na biologických polích měla menší strukturální výkyvy, ale druhová diverzita nebyla vyšší než na konvenčních. Variabilita jejich abundance v meziregionálním měřítku, daná rozdíly v klimatu a půdním typu, komplikuje sledování vlivů zemědělských systémů. Přes tyto rozdíly studie neprokázala významný vliv hospodaření na celkové složení populace chvostokoků (Alvarez *et al.*, 2001). Monitorování chvostokoků v zemědělském komplexu v Německu, kde probíhala konverze z konvenčního na biologický způsob hospodaření, prokázalo zvyšující se druhovou diverzitu. Abundance na biologických plochách však byla ve srovnání s konvenčními referenčními plochami nižší (Schrader *et al.*, 2006). Hnojení abundanci chvostokoků prospívá, přičemž rozdíl mezi statkovými hnojivy a minerálním dusíkem není

významný. Vegetační kryt má na jejich abundanci větší vliv než hnojení, chemizmus půdy nebo její typ (Kanal, 2004).

3.2.2.8 Pavouci (Arthropoda: Araneae)

Plošně rozsáhlý výzkum sledoval faktory ovlivňující abundanci a druhovou bohatost pavouků v závislosti na prostorovém měřítku a heterogenitě krajiny (Clough *et al.*, 2005). Bylo vybráno 21 párů konvenčních a biologických farem pěstujících ozimou pšenici (*Triticum*



Obr. 8. Druhová bohatost pavouků v závislosti na zastoupení neproduktivních ploch. ●: pasti uprostřed polí, ○: pasti na okraji polí, (—): model závislosti uprostřed polí, (---): model závislosti na okrajích polí. Převzato z Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D. & Tschardtke, T. (2005): Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, 32, 2007-2014.

aestivum L.), kde byl proveden odběr vzorků do zemních pastí v květnu a červnu 2003. Nebyl zjištěn vliv biologického zemědělství na diverzitu nebo abundanci pavouků. Stěžejní vliv měla heterogenita krajiny a poloha v rámci polí (Obr. 8). Členitá krajina s nižším podílem zemědělských ploch skýtá více typů stanovišť s různorodou vegetací (např. lada, louky, lesy a doprovodná vegetace silnic).

Tyto krajinné elementy s nižší disturbancí poskytují pavoukům stálější potravní zdroje a zimoviště. Více druhů i jedinců (především *Pardosa* spp.) bylo nalezeno na okrajích polí. Density rodů *Erigone* a *Oedothorax* byly naopak vyšší uprostřed polí. Tato studie ukázala, že biologické zemědělství bez cíleného začlenění přírodě blízkých infrastrukturních prvků nemusí nutně zvyšovat diverzitu pavouků (Clough *et al.*, 2005). Ke stejným závěrům došli i Weibull *et al.* (2003). Oproti tomu Feber *et al.* (1998a), kteří srovnávali diverzitu pavouků na 3 párech konvenčních a biologických polí ozimé pšenice v jižní Anglii, zjistili vyšší diverzitu pavouků na biologických polích než na konvenčních. V experimentu byly brány v potaz i floristické faktory (např. výskyt plevelů). Konvenční plochy měly vyšší hustoty výsevu než biologické. Byl zjištěn výskyt 56 druhů s nejvyšším zastoupením čeledí Linyphiidae a Lycosidae. Positivní vliv na abundanci i druhovou bohatost, v obou typech zemědělských systémů, mělo vyšší zastoupení plevelů. Nižší vegetační

patro prospívá pavoukům i nepřímo tím, že zvyšuje abundanci kořisti (Feber *et al.*, 1998a). Positivní vliv diverzifikace rostlinného krytu a krajiny na abundanci potvrzuje i Sunderland & Samu (2000).

Německý výzkum pozemních pavouků srovnával jejich diverzitu a abundanci na 12 párech krajinných sektorů o poloměru 1,5 km s různě členitou krajinou (Schmidt *et al.*, 2005). V každém sektoru bylo vybráno pole s osem ozimé pšenice (s konvenčním nebo biologickým režimem). Nebyl zjištěn rozdíl v druhové diverzitě, ale abundance byla v biologických systémech o 62 % vyšší. Vyšší podíl neprodučních ploch zvyšoval biodiverzitu nezávisle na zemědělském systému. Neproduční biotopy u konvenčních systémů zvyšovaly též abundanci. Biologické farmy tvořily pouze 1,7 % cílové zemědělské krajiny a jejich vliv na biodiverzitu mohl být ovlivněn jejich izolovaností (Schmidt *et al.*, 2005).

3.3 Ptáci (Vertebrata: Aves)

Ptáci jsou vhodnými indikátory environmentálních změn, protože jsou dobře monitorovatelní a prozkoumaní. Navíc to jsou dlouho žijící organismy, které mají v potravním řetězci vysoké postavení (Boatman *et al.*, 1999). Od 70. let 20. století dochází k zásadním změnám v technologiích a intenzitě využití zemědělské půdy, čímž jsou negativně ovlivněny populace ptactva (Brickle *et al.*, 2000; Morris, 2005; Kragten *et al.*, 2008). Po celé Evropě bylo 42 % ubývajících druhů ovlivněno intenzifikací v zemědělské výrobě (Stoate *et al.*, 2001), která je v zemích Evropského společenství podporována Společnou zemědělskou politikou (CAP) (Vačkář, 2005). Granivorní polní ptáky ovlivňují herbicidy používané v intenzivním zemědělství, které potlačují výskyt plevelných rostlin, figurujících jako potravní zdroje (Shepherd *et al.*, 2003). Nižší abundance plevelů vede také k snížení biomasy bezobratlých (Boatman *et al.*, 2004). Svým potravním chováním jsou některé druhy ptáků užitečné tím, že v zemědělské rostlinné produkci pomáhají přirozeně regulovat stavy škůdců (Beecher *et al.*, 2002). Benton *et al.* (2002) dokázali přímou závislost abundance ptáků na biomase členovců, proto mají insekticidy silně negativní dopad na insektivorní a omnivorní druhy ptáků. Snížení abundance bezobratlých ovlivňuje především mláďata, která jsou v době hnízdění často výhradně závislá na tomto zdroji potravy (Boatman *et al.*, 2004). Na abundanci některých skupin bezobratlých má nepřímý vliv i používání fungicidů (Morris, 2005).

Pozitivní vliv na abundanci ptáků má obnova mezí (Boatman *et al.*, 1999). Ponecháváním obilných strnišť přes zimu vznikají vhodná hnízdní stanoviště. Neoraná pole v zimě slouží i jako zdroj potravy. Reziduální pásy neposečených porostů mají též kladný vliv na abundanci ptactva. Vzniká takto návaznost v sezónním cyklu střídání plodin (Boatman *et al.*, 1999). Ponechávání

polí ladem, praktikované v biologickém zemědělství jako zúrodňovací opatření, poskytuje granivorním druhům zdroj potravy v zimním období (Shepherd *et al.*, 2003).

Ve studii srovnávající 15 párů biologických a konvenčních polí byl zaznamenán výskyt 54 druhů ptáků, z kterých se 51 vyskytovalo na biologických a 39 na konvenčních farmách (Beecher *et al.*, 2002). V průměru byla abundance ptáků na biologických polích 2,6 krát vyšší, přičemž žádný druh neměl vyšší abundanci na konvenčních polích (Beecher *et al.*, 2002).

V Dánsku bylo zaznamenáno 145 druhů ptáků na 31 párech konvenčních a biologických polí (Christensen *et al.*, 1996). Minimální rozloha studovaných biologických polí byla stanovena na 10 ha, aby byl zmírněn vliv okolních konvenčních ploch. Abundance 34 druhů byla signifikantně rozdílná, přičemž 31 z nich se hojněji vyskytovalo na biologických polích a pouze 3 druhy byly častější na konvenčních. Celková denzita ptáků na konvenčních polích činila v průměru pouze 43 % denzity biologických. Počet druhů byl na konvenčních polích o 17 % nižší (Christensen *et al.*, 1996).

Belfrage *et al.* (2005) zkoumali vliv velikosti farmy na diverzitu a abundanci ptáků. Jejich výzkum ukázal, že velikost farmy významně ovlivňuje abundanci i druhovou diverzitu. Největší rozdíl zaznamenali při srovnání malých biologických farem s velkými konvenčními. Abundance (podle počtu teritorií) byla na biologických farmách vůči konvenčním trojnásobně vyšší (140,8 vůči 45,3) a počet druhů 2,5 násobně vyšší (44,5 vůči 17,3). Rozdíl v počtu druhů, ačkoliv méně markantní, byl zaznamenán i mezi velkými a malými biologickými farmami. Na velkých polích bylo zjištěno 28,5 druhů oproti 44,5 druhům na malých. Rozdíl v abundanci nebyl signifikantní. Velké pěstební plochy s homogenní vegetací poskytují méně potenciálních stanovišť než více heterogenní porosty ploch rozčleněných na vícero polí s různými plodinami. Chamberlain *et al.* (1999b) došli také k závěru, že biologické zemědělství zvyšuje abundanci ptáků díky strukturální heterogenitě biologických zemědělských ploch (zastoupení mezí a heterogenitě plodin), ale výrazně vyšší druhovou diverzitu zpozorovali na biologických polích pouze v jednom ze tří let pokusu. McMahon *et al.* (2008) však zjistili, že diverzita stanovišť na úrovni farem je sama o sobě ukazatelem diverzity ptačích druhů, tudíž se zvyšující se diverzitou stanovišť se zvýší i počet druhů.

Kragten & de Snoo (2008) na základě srovnání denzit teritorií 9 druhů ptáků na 20 párech biologických a konvenčních farem usoudili, že biologické zemědělství samo o sobě nemá velký vliv na abundanci ptáků v zemědělské krajině. S výše uvedenými studiemi se shodují v tom, že důležitými faktory ovlivňující abundanci jsou skladba plodin a osevnické postupy.

Populace skřivana polního (*Alauda arvensis* Linnaeus) se v zemích západní Evropy od 70. Let 20. století jeho zmenšila o 50 % (Kragten *et al.*, 2008). Je ovlivněn intenzifikací v zemědělství a především skladbou plodin. Posun od jarního k podzimnímu setí znamenal pro skřivana úbytek vhodných hnízdišť. Podzimně seté obilniny jsou totiž příliš vysoké a husté. Dalším negativním aspektem konvenčního zemědělství je nízká diverzita plodin (Kragten *et al.*, 2008). Skřivan preferuje otevřená prostranství s nízkou úrovní disturbance. Pole ohraničená křovinami nebo mezemi se stromy mu nevyhovují, ale členitost krajiny není pro jeho zahníždění tak důležitá jako druhové složení plodin. Nejhojněji se na zemědělské půdě vyskytuje na ladech (Chamberlain *et al.*, 1999a).

V Nizozemsku bylo vybráno 18 párů konvenčních a biologických farem o celkové výměře 663 ha, kde byl proveden výzkum hnízdní úspěšnosti skřivana (Kragten *et al.*, 2008). Nalezeno bylo 49 hnízd, z nichž 42 hnízd bylo na 11 biologických polích a 7 hnízd bylo na 5 konvenčních polích. Preferovanými plodinami konvenčních polí byly ozimé obiloviny a na biologických to byly zejména jarní obiloviny, vojtěška a zatravněná lada. Byl zpozorován posun v preferenci plodin v závislosti na čase. Zpočátku hnízdní sezóny byly preferovány ozimé obiloviny, vojtěška a lada. Na vrcholu sezóny to byly jarní obiloviny. V biologicky obhospodařovaných polích bylo 21 hnízdní úspěšných a 10 hnízd bylo zničeno v důsledku zemědělské činnosti. To dokládá, že častější zemědělské zásahy v biologickém zemědělství (např. mechanické odstraňování plevelů) mají negativní dopad na hnízdní úspěšnost. Konvenční pole neskýtají na vrcholu hnízdní sezóny dostatek vhodných stanovišť, proto je zde hnízdní aktivita nižší než na biologických polích (Kragten *et al.*, 2008).

Belfrage *et al.* (2005) nezaznamenali vliv velikosti farmy na abundanci tohoto druhu. Na biologických polích zjistili čtyřnásobně vyšší abundanci než na konvenčních. Podobně v dánské studii byl počet jedinců vyšší o 49 % na biologických polích (Christensen *et al.*, 1996).

Německý pokus ukázal, že už druhým rokem po konverzi z konvenčního k biologickému zemědělství se zvýšila abundance skřivana téměř dvojnásobně, přičemž na srovnávací konvenčně obhospodařované ploše se nezměnila. Nejvyšší denzita byla na srovnávací ploše, která byla dlouhodobě obhospodařovaná biologicky (Rahmann *et al.*, 2006).

Populace strnada lučního (*Miliaria calandra* Linnaeus) v Evropě strmě ubývají zejména kvůli používání insekticidů (Brickle *et al.*, 2000). Úbytek byl zaznamenán ve 22 z 34 evropských zemí, kde je výskyt monitorován. Dochází ke kontrakci areálu rozšíření tohoto druhu jihovýchodním směrem. V západní Evropě je důležitým faktorem ovlivňující abundanci strnada úspěšnost přezimování. Podzimní setí vede k úbytku zimních strnišť, která jsou důležitým

potravním zdrojem v zimním období (Taylor & O'Halloran, 2002). Jejich nejvyhledávanějším hnízdním stanovištěm jsou travnaté okraje polí. Další preferovaná stanoviště jsou jarně setý ječmen a lada. Méně preferovaná je ozimá pšenice a intenzivně obhospodařované trvalé travní porosty. Preference hnízdišť je dána abundancí bezobratlých, kteří jsou zdrojem potravy pro mláďata (Brickle *et al.*, 2000). Téměř dvojnásobný počet jedinců zaznamenal Christensen *et al.* (1996) na biologických polích. Verhulst *et al.* (2004) zaznamenali vyšší počet strnadů na extenzivně obhospodařovaných vinicích (2,08 jedinců na 10 ha) než na intenzivních (0,93 jedinců na 10 ha). Nejvyšší výskyt byl však na opuštěných vinicích (11,94 jedinců na 10 ha).

Strnad obecný (*Emberiza citrinella* Linnaeus) se rozmnožuje na neprodukčních zemědělských plochách, jako jsou okraje polí, i v polích samotných (Boatman *et al.*, 2004). Preference hnízdiště je pozitivně ovlivněna periodickým ponecháváním půdy ladem. Zimní strniště a lada strnadům slouží jako zimoviště, proto si tyto plochy později na jaře vybírají jako svá teritoria (Whittingham *et al.*, 2005). Morris (2005) prokázal, že aplikace insekticidů se v důsledku projeví ve zhoršené tělesné kondici ptáčat, která jsou inaktivní. Christensen *et al.* (1996) nezaznamenali výrazný vliv biologického zemědělství na abundanci. Počet zaznamenaných jedinců byl v konvenčních i biologických systémech téměř shodný, což ilustruje i shodná průměrná hnízdní denzita (0,6 jedinců na hektar) ve vybraném páru polí. Rahmann *et al.* (2006) nezjistili výrazný vliv konverze z konvenčního na biologický způsob obhospodařování na abundanci.

Čejky chocholaté (*Vanellus vanellus* Linnaeus) si budují pozemní hnízda a kladou obvykle čtyři vejce. Hlavní období hnízdění je v dubnu až začátek května, což koliduje s mnohými zemědělskými činnostmi (setí či odplevelování). Preferují otevřené plochy s nízkou vegetací, proto jim nevyhovují porosty ozimých obilovin (Sheldon *et al.*, 2004). Živí se především žížalami a pozemními členovci. Jejich úbytek ve většině evropských zemí je spojován s nízkou úspěšností hnízdění zapříčiněnou zemědělskou činností (Chamberlain *et al.*, 2000). V Nizozemí byla studována abundance a úspěšnost hnízdění na 20 párech konvenčních a biologických farem v letech 2005 a 2006 (Kragten & de Snoo, 2007). Průměrná velikost biologických farem byla 36 ha a konvenčních 40 ha. Celkem bylo nalezeno 256 čejčích hnízd, z kterých bylo 131 úspěšných. Denzita teritorií byla na biologických polích téměř dvakrát vyšší než na konvenčních, však úspěšnost byla v roce 2005 na biologických polích nižší a v roce 2006 nebyl shledán výrazný rozdíl. Autoři nižší úspěšnost ve vyvádění mladých spojují s častějším použitím zemědělské techniky (Kragten & de Snoo, 2007).

4 Shrnutí

4.1 Cévnaté rostliny

Biologické zemědělství zvyšuje druhovou rozmanitost plevelů (Moreby *et al.*, 1994; Bengtsson *et al.*, 2005; Davis *et al.*, 2005; Romero *et al.*, 2005; Glemnitz *et al.*, 2006; Gabriel & Tschardtke, 2007; Holzchuh *et al.*, 2008) a podporuje výskyt vzácných druhů (Stoate *et al.*, 2001; Kleijn *et al.*, 2009). Vyšší je i zastoupení entomogamních druhů (Gabriel & Tschardtke, 2007) a pokryvnost kvetoucích rostlin (Holzchuh *et al.*, 2008). Bylinný podrost křovinných společenstev je v biologických zemědělských systémech také druhově bohatší (Aude *et al.*, 2003; Boutin *et al.*, 2008). Počet dvouděložných druhů je vyšší než v konvenčních systémech (Romero *et al.*, 2005; Roschewitz *et al.*, 2005a; Boutin *et al.*, 2008). Na diverzitu jednoděložných plevelů nemá způsob obhospodařování vliv (Roschewitz *et al.*, 2005a).

Na biodiverzitu plevelů má výrazný vliv ekotonální efekt okrajů polí, který je v biologických systémech výraznější z důvodu v průměru menších rozloh jednotlivých polí (Romero *et al.*, 2005; Gabriel & Tschardtke, 2007). Biologické zemědělství zvyšuje i abundanci plevelů (Moreby *et al.*, 1994; Holzchuh *et al.*, 2008). Se zvyšující se heterogenitou zemědělské krajiny se zvyšuje druhová diverzita plevelů nezávisle na zemědělském systému (Roschewitz *et al.*, 2005a).

Obsah dusíku v půdě má vliv na druhovou kompozici plevelných společenstev. Závislost druhové diverzity na obsahu dusíku vystihuje nejlépe exponenciální model, proto se snížení vstupů dusičnatých hnojiv více projeví v extenzivnějších systémech (Kleijn *et al.*, 2009).

4.2 Bezobratlí

Na abundanci mykofágních hlístic (Nematoda) nemá biologické zemědělství vliv, avšak abundance bakteriofágních i fytofágních hlístic je vyšší v biologických systémech (Neher, 1999). Se zvyšující se intenzitou využití pastvin se snižuje funkční diverzita (Mulder *et al.*, 2003).

Abundance i druhová diverzita žížal (Lumbricina) je biologickým zemědělstvím ovlivňována pozitivně. Absence biocidů zvyšuje i poměr juvenilních jedinců vůči dospělcům. (Pfiffner & Mäder, 1997; Blackmore, 2000).

Abundance i diverzita střevlíkovitých (Carabidae) je na biologických polích vyšší (Hokkanen & Holopainen, 1986; Kromp, 1990; Pfiffner & Niggli, 1996; Pfiffner & Luka, 2003), i když tento efekt není vždy zřejmý (Kromp, 1989; Andersen & Eltun, 2000), protože může být maskován heterogenitou krajiny (Purtauf *et al.*, 2005). Ohrožené druhy se v biologických systémech vyskytují častěji (Pfiffner & Luka, 2003). Gobbi & Fontaneto (2008) ve své meta-

analýze uvádějí, že pro vyhodnocení člověkem způsobených disturbancí a monitoring ekosystémů je průzkum druhového složení společenstev příliš zjednodušujícím přístupem. Je třeba brát také v úvahu morfo-ekologické znaky, jako jsou stavba křídel, složení potravy a velikost těla.

Vliv biologického zemědělského systému na diverzitu drabčikovitých (Staphylinidae) je nevýznamný (Weibull *et al.*, 2003). Navíc vyšší zastoupení střevlíkovitých na biologických polích vede k úbytku druhů drabčikovitých (Andersen & Eltun, 2000), což indikuje, že důležitým faktorem při sledování abundance či diverzity jednotlivých skupin jsou i trofické interakce mezi různými skupinami druhů (Polis & Myers, 1989). Clough *et al.* (2007) zjistili, že vliv typu zemědělského systému na drabčikovité závisí na potravní skupině. Detrivorní druhy mají v biologických systémech vyšší abundanci i diverzitu.

Vrubounovití (Scarabaeidae) jsou biologickým zemědělstvím ovlivňováni kladně. Abundance je na biologických polích téměř dvojnásobná a vyskytují se zde vzácné druhy (zejména z rodu *Aphodius*), které se v konvenčních systémech nevyskytují (Hutton & Giller, 2003).

Biologické zemědělství zvyšuje diverzitu blanokřídlých (Hymenoptera) opylovačů (Holzchuh *et al.*, 2008). Na biologických polích je vyšší i abundance. Vliv způsobu hospodaření je vyšší než vliv heterogenity krajiny, nejvíce se však vliv biologického zemědělství projevil v homogenních krajinách (Holzchuh *et al.*, 2007).

Na abundanci i druhovou diverzitu motýlů (Lepidoptera) má pozitivní vliv vyšší heterogenita krajiny (Weibull *et al.*, 2000), zejména přítomnost liniových prvků (Ouin & Burel, 2002). Většina studií se shoduje v tom, že biologické zemědělství má pozitivní vliv na abundanci (Belfrage *et al.*, 2005; Feber *et al.*, 1998b) a druhovou diverzitu motýlů (Rundlöf *et al.*, 2008; Taylor & Morecroft, 2009).

Mšice (Aphidoidea) jsou významnými škůdci v rostlinné produkci (Holland & Thomas, 1997). Regulace mšic přirozenými predátory je v biologickém zemědělství účinně zprostředkovávána pouze ve fázi kolonizace. V pozdějších fázích expanze dochází k exponenciálnímu růstu bez ohledu na typ zemědělského systému (Östman *et al.*, 2001).

Alvarez *et al.* (2001) zjistili, že na abundanci a diverzitu chvostoskoků (Collembola) nemá typ zemědělského systému významný vliv a že biologické zemědělství podporuje abundanci pouze některých druhů. Na druhou stranu Schrader *et al.* (2006) zjistili při konverzi z konvenčního na biologické zemědělství zvyšující se diverzitu a snižující se abundanci.

Studie se převážně shodují, že diverzita pavouků (Araneae) není závislá na typu zemědělského systému. Feber (1998a) sice zaznamenal vyšší diverzitu pavouků na polích

s biologickým režimem, ale za hlavní faktor zvyšující biodiverzitu je považována heterogenita krajiny (Sunderland & Samu, 2000; Clough *et al.*, 2005; Schmidt *et al.*, 2005). Biologické zemědělství má však kladný vliv na abundanci, která může být i více než o polovinu vyšší než na konvenčních polích (Schmidt *et al.*, 2005).

4.3 Ptáci

Výrazně vyšší abundance i druhová diverzita ptáků je na biologických farmách (Christensen *et al.*, 1996, Beecher *et al.*, 2002). Důležitým faktorem je i velikost farmy. Diverzita i abundance je podstatně vyšší na malých biologicky obhospodařovaných polích než na velkých konvenčních (Belfrage *et al.*, 2005). Zvýšená heterogenita stanovišť na úrovni krajiny i na úrovni polí (diverzifikovanější plodiny) mají pozitivní vliv na abundanci ptáků (Chamberlain *et al.*, 1999b). Pozitivní vliv na abundanci má také vyšší zásoba potravních zdrojů (bezobratlých a semen plevelů) v biologických systémech (Christensen *et al.*, 1996; Chamberlain *et al.*, 1999b; Benton *et al.*, 2002). Některé postupy biologického zemědělství (např. mechanické odstraňování plevelů) vyžadují častější používání mechanizace, což může vést ke snížení úspěšnosti hnízdění ptáků, kteří si budují pozemní hnízda (Kragten & de Snoo, 2007).

4.4 Metodické problémy posuzování vlivu biologického zemědělství na biodiverzitu

Studie zabývající se vlivem biologického zemědělství na biodiverzitu obecně trpí některými metodickými problémy, které pramení z odlišného charakteru biologicky obhospodařovaných farem. Pozitivní vliv biologického zemědělství na biodiverzitu tak může být podceňován, a to zejména ze tří hlavních důvodů (Shepherd *et al.*, 2003):

- Velikost biologických farem. Poměrování relativně malých biologických farem se stejně malými konvenčními zemědělskými systémy, které však nejsou tak časté. Velké konvenční systémy, které dominují a kde je výskyt volně žijících druhů nejnižší, tak nemusí být zohledněny.
- Stáří biologických farem. Plochy, kde došlo ke konverzi k biologickému zemědělství nedávno, nemusí poskytovat reprezentativní data, ve srovnání s dlouhodobě zavedenými biologickými farmami. Posledním hlediskem je
- Izolovanost biologických farem. Populace volně žijících druhů se budou spíše rozvíjet na biologických farmách, které jsou více integrované v krajině. V současnosti jsou spíše izolované, obklopené konvenčními zemědělskými plochami.

5 Literární zdroje

- Andersen, A. & Eltun, R. (2000): Long-term developments in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming. *Journal of Applied Entomology*, 124, 51-56.
- Altieri, M. A. (1995): *Agroecology – The Science of Sustainable Agriculture*. Westview Press, Boulder, 433 pp.
- Altieri, M. A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 19-31.
- Altieri, M. A. & Nicholls, C. I. (2004): *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. Food Products Press, New York, 236 pp.
- Alvarez, T., Frampton, G. K. & Goulson, D. (2001): Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, 95-110.
- Aude, E., Tybirk, K. & Pedersen, M. B. (2003): Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, 135-147.
- Beecher, N. A., Johnson, R. J., Brandle, J. R., Case, R. M. & Young, L. J. (2002): Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology*, 16, 1620-1631.
- Belfrage, K., Björklund, J. & Salomonsson, L. (2005): The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish Landscape. *Ambio*, 34, 582-588.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L. & Crick, H. Q. P. (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39, 673-687.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A. C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, 261-269.
- Blackmore, R. J. (2000): Ecology of earthworms under the 'Haughley Experiment' of organic and conventional management regimes. *Biological Agriculture and Horticulture*, 18, 141-159.
- Boatman, N. D., Gooch, R., Carvalho, C. R., de Snoo, G. & Eden, P. (1999): *The Environmental impact of arable crop production in the European Union: practical options for improvement*. A report prepared for Directorate-General XI of the European Commission. Allerton Research and Educational Trust, Loddington, 179 pp.
- Boatman, N. D., Brickle N. W., Hart, J. D. Milsom, T. P., Morris, A. J., Murray, A. W. A., Murray, K. A. & Robertson, P. A. (2004): Evidence of the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146, 131-143.
- Boutin, C., Baril, A & Martin, P. A. (2008): Plant diversity in crop fields and woody hedgerows of organic and conventional farms in contrasting landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123, 185-193.
- Braniš, M. (1999): *Základy ekologie a ochrany životního prostředí*. Informatorium, Praha, 169 pp.
- Brickle, N. W., Harper, D. G. C., Aebischer, N. J. & Cockayne, S. H. (2000): Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology*, 37, 742-755.
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D. & Tscharntke, T. (2005): Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography*, 32, 2007-2014.
- Clough, Y., Kruess, A. & Tscharntke, T. (2007): Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 285-290.
- Dale, P. J., Clarke, B. & Fontes, M. G. F. (2002): Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nature Biotechnology*, 20, 567-574.
- Davis, A. S., Karen, A. Renner & Gross, K. L. (2005): Weed seedbank and community shifts in a long-term cropping systems experiment. *Weed Science*, 53, 296-306.
- Döring, T. F. & Kromp, B. (2003): Which carabid species benefit from organic agriculture? A review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 153-161.
- Feber, R. E., Bell, J., Johnson, P. J., Firbank, L. G., & Macdonald, D. W. (1998a): The effects of organic farming on surface-active spider (Araneae) assemblages in wheat in southern England. *The Journal of Arachnology*, 26, 190-202.
- Feber, R. E., Firbank, L. G., Johnson, P. J. & Macdonald, D. W. (1998b): The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 64, 133-139.
- Ferris, H., Venette, R. C. & Lau, S. S. (1996): Dynamics of nematode communities in tomatoes grown in conventional and organic farming systems, and their impact on soil fertility. *Applied Soil Ecology*, 3, 161-175.
- Firbank, L. G., Petit, S., Smart, S., Blain, A. & Fuller, R. J. (2008): Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 363, 777-787.
- Fuller, R. J., Norton, L. R., Feber, R. E., Johnson, P. J., Chamberlain, D. E., Joys, A. C., Mathews, F., Stuart, R. C., Townsend, M. C., Manley, W. J., Wolfe, M. S., Macdonald, D. W. & Firbank, L. G. (2005): Benefits of organic farming vary among taxa. *Biology Letters*, 1, 431-434.

- Gabriel, D. & Tschardtke, T. (2007): Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 43-48.
- Gardner, S.M. & Brown, R.W. (1998): Review of the comparative effects of organic farming on biodiversity. Report to MAFF for project number OF0149, 68 pp.
- Glemnitz, M., Radics, L., Hoffmann, J. & Czimer, G. (2006): Weed species richness and species composition of different arable field types – A comparative analysis along a climate gradient from south to north Europe. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 20, 577-586.
- Gobbi, M. & Fontaneto, D. (2008): Biodiversity of ground beetles (Coleoptera Carabidae) in different habitats of the Italian Po lowland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127, 273-276.
- Hokkanen, H. & Holopainen, J. K. (1986): Carabid species and activity densities in biologically and conventionally managed cabbage fields. *Journal of Applied Entomology*, 102, 353-363.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122, 113-130.
- Holland, J. M. & Thomas, S. R. (1997): Assessing the role of beneficial invertebrates in conventional and integrated farming system during an outbreak of *Sitobion* avenue. *Entomological Research in Organic Agriculture*, 73-82.
- Holland, J. M. & Fahrig, L. (2000): Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78, 115-122.
- Holzschuh, A., Dewenter, I. S., Kleijn, D. & Tschardtke, 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., Dewenter, I. S. & Tschardtke, 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.
- Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H. & Tiainen, J. (2003): Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 97, 131-149.
- Chamberlain, D. E., Wilson, J. D., Browne, S. J. & Vickery J. A. (1999a): Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology*, 36, 856-870.
- Chamberlain, D. E., Wilson, J. D. & Fuller, R. J. (1999b): A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation*, 88, 307-320.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. (2000): Changes in abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37, 771-788.
- Christensen, K. D., Jakobsen, E. M. & Nøhr, H. (1996): A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 90, 21-28.
- Kanal, A. (2004): Effects of fertilisation and edaphic properties on soil-associated Collembola in crop rotation. *Agronomy Research*, 2, 153-168.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E. J. P., Tschardtke, T. & Verhulst, J. (2009): On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of The Royal Society B*, 276, 903-909.
- Kragten, S., Trimbos, K. B. & de Snoo, G. R. (2008): Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126, 163-167.
- Kragten, S. & de Snoo, G. R. (2007): Nest success of Lapwings *Vanellus vanellus* on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Ibis*, 149, 742-749.
- Kragten, S. & de Snoo, G. R. (2008): Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126, 270-274.
- Kromp, B. (1989): Carabid beetle communities (Carabidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27, 241-251.
- Kromp, B. (1990): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. *Biology and Fertility of Soils*, 9, 182-187.
- Krishnamurthy, K. V. (2003): *Textbook of Biodiversity*. Science Publishers, New Hampshire, 276 s.
- Lavelle, P. (1996): Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33, 3-16.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. & Niggli, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296, 1694-1697.
- McMahon, B. J., Purvis, G. & Whelan, J. (2008): The influence of habitat heterogeneity on bird diversity in Irish farmland. *Biology and Environment: Proceedings of The Royal Irish Academy*, 108B, 1-8.
- Moreby, S. J., Aebischer, N. J., Southway, S. E. & Sotherton, N. W. (1994): A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Annals of Applied Biology*, 125, 13-27.

- Morris, A. J., Wilson, J. D., Whittingham & Bradbury, R. B. (2005): Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 106, 1-16.
- Mulder, Ch. de Zwart, D., van Wijnen, H. J., Schouten, A., J. & Breure, A. M. (2003): Observational and simulated evidence of ecological shifts within the soil nematode community of agroecosystems under conventional and organic fading. *Functional Ecology*, 17, 516-525.
- Neher, D. A. (1999): Nematode communities in organically and conventionally managed agricultural soils. *Journal of Nematology*, 31, 142-154.
- Ouin, A. & Burel, F. (2002): Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 45-53.
- Östman, Ö, Ekblom, B. & Bengtsson, J. (2001): Landscape heterogeneity and fading practice influence biological control. *Basic Applied Ecology*, 2, 365-371.
- Pfiffner, L. & Niggli, U. (1996): Effects of Bio-dynamic, Organic and Conventional Farming on Ground Beetles (Col. Carabidae) and Other Epigeic Arthropods in Winter Wheat. *Biological Agriculture and Horticulture*, 12, 353-364.
- Pfiffner, L. & Mäder, P. (1997): Effects of biodynamic, organic and conventional production systems on earthworm populations. *Entomological Research in Organic Agriculture*, 3-10.
- Pfiffner, L & Luka, H. (2003): Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic Applied Ecology*, 4, 117-127.
- Polis, G. A. & Myers, C. A. (1989): The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 20, 297-330.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T. & Wolters, V. (2005): Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108, 165-174.
- Rahmann, G., Paulsen, H., Hötter, H., Jeromin, K., Schrader, S., Haneklaus, S. & Schnug, E. (2006): Contribution of organic farming to conserving and improving biodiversity in Germany – the example avi-fauna. *Aspects of Applied Biology*, 79, 187-190.
- Reddersen, J. (1997): The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Entomological Research in Organic Agriculture*, 1997, 61-71.
- Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39, 157-176.
- Romero, A., Chamorro, L. & Sans, F. X. (2005): Weed vegetation of organic and conventional dryland fields in the Mediterranean region. Paper presented at Researching Sustainable Systems - International Scientific Conference on Organic Agriculture, Adelaide, Australia.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T. & Thies, C. (2005a): The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional fading. *Journal of Applied Ecology*, 42, 873-882.
- Roschewitz, I., Hücker, M., Tschardtke, T. & Thies, C. (2005b): The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108, 218-227.
- Rundlöf, M. & Smith, H. G. (2006): The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 43, 1121-1127.
- Rundlöf, M., Bengtsson, J. & Smith, H. G. (2008): Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45, 813-820.
- Sheldon, R., Bolton, M., Gullings, S. & Wilson, A. (2004): Conservation management of Lapwing *Vanellus vanellus* on lowland arable farmland in the UK. *Ibis*, 146, 41-49.
- Shepherd, M., Pearce, B., Cormack, B., Philipps, L., Cuttle, S., Bhogal, A., Costigan, P. & Unwin, R. (2003): An Assessment of environmental impacts of organic farming. A review for Defra-funded project OF0405, London, 80 pp.
- Schmidt, M. H., Roschewitz I., Thies, C. & Tschardtke, T. (2005): Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42, 281-287.
- Schrader, S., Kiehne, J., Anderson, T. H., Paulsen, H. M. & Rahmann, G. (2006): Development of collembolans after conversion towards organic farming. *Aspects of Applied Biology*, 79, 181-186.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. & Eden, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63, 337-365.
- Suding, K. N., Collins, S. L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E. E., Gross, K. L., Milchunas, D. G. & Pennings, S. (2005): Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *PNAS*, 102, 4387-4392.
- Sunderland, K. & Samu, F. (2000): Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 95, 1-13.
- Šarapatka, B. & Hejman, M. (2004): Diverzita a ekologické zemědělství. Zpráva pro Ministerstvo životního prostředí ČR, 48 pp.
- Teasdale, J. R., Mangum, R. W., Radhakrishnan, J. & Cavigelli, M. A. (2004): Weed seedbank dynamics in three organic farming crop rotations. *Agronomy Journal*, 96, 1429-1435.

- Taylor, A. J. & O'Halloran, J. (2002): The decline of the corn bunting, *Miliaria calandra*, in The Republic of Ireland. *Biology and Environment*, 3, 165-175.
- Taylor, M. E. & Morecroft, M. D. (2009): Effects of agri-environmental schemes in a long-term ecological time series. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 130, 9-15.
- Unwin, R., Bell, B., Shepherd, M., Webb, J., Keatinge, R. & Bailey, S. (1995) The effect of organic farming systems on aspects of the environment. A review for Agricultural Resources Policy Division of the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food.
- Upadhyaya, M. K. & Blackshaw, R. E. [eds.] (2007): *Non-Chemical Weed Management: Principles, Concepts and Technology*, CABI, Canada, 239 s.
- Urban, J. & Šarapatka, B. (2003): *Ekologické zemědělství: učebnice pro školy i praxi, 1. díl*, Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha, 280 pp.
- Vačkář, D. [ed.], (2005): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, 298 s.
- Verhulst, J. Báldi, A. & Kleijn, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 465-473.
- Vickery, J. A., Tallwin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J. & Brown, V. K. (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38, 647-664.
- Weibull, A. C., Bengtsson, J & Nohlgren, E. (2000): Diversity of butterflies in the agricultural landscape - the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23, 743-750.
- Weibull, A. C., Östman, Ö & Granqvist, Å (2003): Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and conservation*, 12, 1335-1355.
- Wittingham, M. J, Swetnam, R. D., Wilson, J. D., Chamberlain, D. E. & Freckleton, R. P. (2005): Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales - implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology*, 42, 270-280.
- Wolfenbarger, L. L. & Phifer, P. R. (2000): The ecological risks and benefits of genetically engineered plants. *Science*, 290, 2088-2093.
- Yussefi, M. & Willer, H. [eds.] (2003): *The world of organic agriculture: Statistics and future prospects*. International Federation of Organic Agriculture Movements, Theley, 127 pp.

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

pro: **Matyáše Orbána**

studijní program: **Inženýrská ekologie**
obor: **Aplikovaná ekologie**

Název tématu: **Vliv ekologického zemědělství na biodiverzitu v agroekosystémech Evropy**

Název anglicky: **Impact of ecological farming on biodiversity in agroecosystems of Europe**

Zásady pro vypracování:

Ekologické zemědělství je charakteristické eliminací chemických pesticidů a hnojiv a jako takové je součástí agro-environmentálních opatření. Ekologické zemědělství je tak šetrnější k životnímu prostředí než konvenční nebo integrovaný systém hospodaření.

Tématem bakalářské práce je shrnout a formou literární rešerše vyhodnotit vliv ekologického zemědělství na biodiverzitu v agrocenózách, se zvláštní zřetelem na ornou půdu. Jako cílové skupiny jsou vybrány zejména bezobratlí, ptáci a cévnaté rostliny.

Během vypracovávání práce se počítá se studiem základní literatury i vědeckých prací v českém i anglickém jazyce, včetně vyhledávání v dostupných databázích.

Rozsah grafických prací: podle potřeby

Rozsah průvodní zprávy: cca 30 stran

Seznam odborné literatury:

Altieri (1995): Agroecology. The science of sustainable agriculture. Westview Press.

Urban (2003): Ekologické zemědělství 1. díl.: Základy ekologického zemědělství, agroenvironmentální aspekty a pěstování rostlin. MŽP.

Hole D.G. et al. 2005: Does organic farming benefit biodiversity? Biological Conservation 122: 113-130.

Klein D. et al. 2006: Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. Ecology Letters 9: 243-254.

Bengtsson J. et al. 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Ecology 42:261-269.

Benton T.G. et al. 2002: Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. Journal of Applied Ecology 39: 673-687.

Butler S.J. et al. 2007: Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. Science 315: 381-384.

Fuller R.J. et al. 2005: Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. Biology Letters 1: 431-434.


<http://www.mze.cz>

Vedoucí bakalářské práce: **Doc. Mgr. Jan Růžička, Ph.D.**

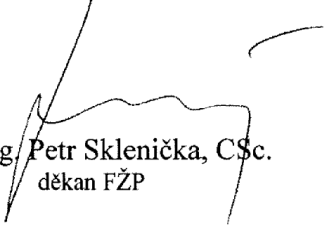
Konzultant: **RNDr. Pavel Saska, Ph.D.**

Datum zadání bakalářské práce: **3. dubna 2008**

Termín odevzdání bakalářské práce: **duben 2009**


Prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.
vedoucí katedry




Doc. Ing. Petr Sklenička, CSc.
děkan FŽP

V Praze dne 4. dubna 2008