



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta životního
prostředí**

**PŘÍČINY A DŮSLEDKY FRAGMENTACE
ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY**

Dizertační práce typu "*Soubor prací*"

Doktorand: **Ing. Vratislava Janovská**

Školitel: **prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Katedra: Biotechnických úprav krajiny

Praha, 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předloženou dizertační práci vypracovala samostatně a použila pouze prameny uvedené v seznamu literatury.

Dizertační práce byla vytvořena jako součást několika grantů:

- ❖ IGA 2011 - 2011421903139 Příčiny a důsledky fragmentace zemědělské půdy,
- ❖ QH82162 - 2008 - 2012 MZe ČR Možnosti defragmentace vlastnictví zemědělské půdy,
- ❖ GA14-09212S - 2014-2016 GA0/GA Farmland Rental Paradox: nová příčina ekonomické degradace zemědělské půdy.

V Praze dne 16. 1. 2016

Ing. Vratislava Janovská

Poděkování

Děkuji především školiteli prof. Ing. Petru Skleničkovi, CSc. za odbornou podporu v průběhu celého doktorského studia i cenné rady při zpracování mé dizertační práce. Dále děkuji všem spoluautorům článků za jejich odborný přínos a spolupráci. Zvláštní poděkování patří Tomáši Jelenovi, Šárce Krčílkové a všem, kdo mne ve studiu podporovali, zejména rodině a přátelům, kteří mi dodávali sílu vytrvat.

OBSAH

1. ÚVOD	5
2. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE	7
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE	8
3.1 Vlastnická držba zemědělské půdy	9
3.2 Vliv hospodářského využití na strukturu krajiny.....	12
3.3 Fragmentace zemědělské půdy	14
3.4 Homogenizace zemědělské půdy.....	18
3.5 Studium prostorové struktury zemědělské půdy	20
4. VLASTNÍ PRÁCE - SOUBOR VĚDECKÝCH STUDIÍ	22
5. KOMENTÁŘ K PUBLIKACÍM	23
5.1 Stručný popis vědeckých studií.....	23
5.2 Využití výsledků studií pro výzkum fragmentace zemědělské půdy	26
6. PŘÍNOS PRÁCE A ZÁVĚREČNÉ SHRUTÍ	42
7. SUMMARY	45
8. POUŽITÁ LITERATURA	48
9. PŘÍLOHY	65

1. ÚVOD

"Existuje tichá dohoda a území, které není a nikdy nebude osvobozené, které může být všemi dobývané, kde je každému dodnes všechno dovoleno.

Zorané pole. Lán černé, úrodné zeminy."

(Radka Denemarková: Příspěvek k dějinám radosti).

Zemědělská půda je jedním z nejdůležitějších přírodních bohatství a její rozsah je omezený, proto je velmi důležité věnovat zvýšenou pozornost vlastnické držbě a způsobu hospodaření, který mnohdy neodpovídá trvalé udržitelnosti. Způsob hospodaření na zemědělské půdě v České republice je ovlivněn extrémně rozdrobenými vlastnickými vztahy k půdě, což odráží zejména historický vývoj pozemkové držby. Problematika vlastnické fragmentace zemědělské půdy je v současné době velice aktuálním tématem nejen v České republice, ale i v zahraničí. Po dlouhá léta prochází krajina na našem území složitým vývojem, do kterého výrazně zasáhly nejen vlivy hospodářské, ale především ekonomické a politické.

Díky trendům velkoplošného obdělávání půdy, které do krajiny vnesl minulý politický režim a intenzifikace zemědělství obecně, došlo na mnoha místech evropské krajiny k zániku hodnotných krajinných prvků, jakými jsou například polní cesty a přirozené liniové prvky zeleně, které po staletí utvářely hranice mezi vlastnickými pozemky a zajišťovaly stabilitu krajiny. Tento stav byl zapříčiněn nerespektováním soukromého vlastnického práva k pozemkům, což v důsledku způsobilo značné odcizení a zpřetrhání vazeb mezi vlastníky a jejich půdou. V dnešní době jen velmi málo vlastníků obhospodařuje své pozemky.

Zpřetrhání vazeb není jediný důvod, další příčinou je i to, že parcely jsou velmi často "uzamčeny" uvnitř velkých půdních celků, jsou nepřístupné a svým tvarem a velikostí nesplňují podmínky pro efektivní zemědělské hospodaření. Z těchto důvodů vlastníci své pozemky raději pronajímají hospodařícím subjektům, jež většinou představují velké zemědělské podniky hospodařící často na extrémně velkých půdních blocích.

V České republice je průměrná velikost obhospodařovaného půdního bloku přibližně čtyřicetkrát větší, než je průměrná velikost vlastnických pozemků. Příčinou je značný nepoměr mezi počtem vlastníků pozemků a uživateli zemědělské půdy, kterými jsou většinou nájemci. Tento stav je dlouhodobě neudržitelný pro stabilitu krajiny a úrodnost zemědělské půdy, a proto je důležité této problematice věnovat patřičnou pozornost. I přestože některé studie prokázaly, že vlastnická práva a využívání půdy jsou významnými faktory, které ovlivňují strukturu krajiny (Sklenicka et Salek, 2008; Sklenicka et al., 2014), jakož i způsob a intenzitu hospodářského využití (Kuemmerle et al., 2008), otázkou zůstává, jak mohou být výsledky těchto studií zobecněny pro udržitelný management krajiny, nastavení národní legislativy a zemědělské politiky.

2. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

Předkládaná disertační práce představuje vědeckou studii na téma: **Příčiny a důsledky fragmentace zemědělské půdy**. Na prostorové struktuře pozemků a uživatelských vztazích vázaných na zemědělskou půdu závisí její hospodářské využití. Vysoká rozdrobenost vlastnických pozemků způsobuje značné změny ve struktuře krajiny, a to tím, že jsou parcely zceleny do extrémně velkých půdních bloků, což vytváří nesoulad skutečných hranic obdělávaných pozemků v krajině s vlastnickými parcelami uvedenými v Katastru nemovitostí.

V této studii byly vymezeny tři základní výzkumné cíle:

- ❖ identifikovat vztah mezi extrémně fragmentovanou vlastnickou držbou typickou pro Českou republiku a strukturou uživatelských vztahů,
- ❖ ozřejmit vliv různé míry "*tenure security*" na osvojení si vybraných protierozních opatření v případě hospodařících vlastníků a nájemců a zjistit efekt zemědělských dotací podmíněných agroekologickými standardy typu DZES,
- ❖ popsat faktory, které ovlivňují výměru subjektů hospodařících na zemědělské půdě ve dvou měřítkách, evropském a národním.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

Disertační práce se věnuje vlivu vlastnické držby a hospodářského využití na prostorovou strukturu zemědělské půdy. Již od 2. poloviny 20. století byla problematika držby půdy (*land tenure*) hlavním tématem Organizace OSN pro výživu a zemědělství (FAO), která se v této souvislosti zaměřuje na různé aspekty zlepšování rozvoje venkova a zvyšování bezpečnosti pro zajištění práv ve vlastnictví a využití půdy. Držba půdy je podle FAO (2002): *"vztah mezi lidmi, ať už jednotlivci nebo skupinami zainteresovaných osob, s ohledem na využití půdy. Pravidla držby půdy definují, jak mají být vlastnická práva k pozemkům rozdělena v rámci společnosti. Jinak řečeno, tato pravidla určují, kdo může používat tento přírodní zdroj, jak dlouho a za jakých podmínek"*.

Nejčastější otázky, týkající se složitosti vztahů mezi zainteresovanými osobami (*stakeholders*) při využívání půdy, jsou obvykle projednávány v souvislosti se zajištěním bezpečnosti a dostupností potravin, zmírněním chudoby a rozvojem venkova. Z tohoto pohledu by se mohlo zdát, že pouze země globálního jihu, oblasti s násilnými konflikty, a země s rychle rostoucími populacemi jsou ohrožené nestabilitou půdní držby, což umocňuje i fakt, že většina vědeckých studií týkající se zajištění práv k vlastnictví a užívání půdy (*land tenure security*) se provádí právě v oblastech, jakými jsou Afrika (Simbizi et al., 2014), Asie (Wannasai et Shrestha, 2008), Střední (Assies, 2009) a Jižní Amerika (de Souza, 2001). Jedná se ovšem o klamný dojem, jelikož zajištění práv k vlastnictví a užívání půdy v souvislosti s přístupem k půdě - *"tenure security"* (ať už máme na mysli její ochranu či dostupnost pro zemědělské subjekty) se týkají i evropských zemí. V Evropě je často vlastnictví a užívání zemědělské půdy nesprávně vnímáno jako okrajové téma, jelikož převládá názor, že vlastnické rozdělení a hospodářské využití, ovlivňující strukturu

zemědělských pozemků, bylo již vyřešeno v rámci dokončených pozemkových reforem v 90. letech 20. století (Sikor et al., 2009) a je v současné době dostatečně řízeno tržními a politickými mechanismy (Forbord et al., 2014), především Společnou zemědělskou politikou (*Common Agriculture Policy - CAP*).

Nicméně i v Evropě je otázka vlastnických a uživatelských vztahů k zemědělské půdě stále aktuálním tématem, a to právě v souvislosti s neustálou snahou Společné zemědělské politiky Evropské Unie zlepšit konkurenceschopnost zemědělského sektoru, podpořit zvýšení kvality života na venkově pro místní obyvatele a zároveň poskytnout lepší ochranu přírodních zdrojů a zemědělské krajiny jako celku (European Commission, 2015b). Je třeba mít na paměti, že i když zemědělství již není hlavním zdrojem ekonomického růstu (evropský průměr je 1,9 % HDP v průběhu let 1995-2009), zemědělská půda stále zůstává dominantním typem využití půdy v Evropě (77%), a proto zemědělství významně ovlivňuje podobu a strukturu evropské venkovské krajiny (European Commission, 2015a).

3.1 Vlastnická držba zemědělské půdy

Získání relevantních informací o vlastnictví půdy a právech k jejímu užívání představuje důležitý klíč k pochopení a vysvětlení krajinných změn ve venkovských regionech (Primdahl, 1999). Z toho důvodu je nutné studovat všechny zainteresované skupiny ovlivňující hospodářské využití a prostorovou strukturu zemědělské půdy. Hlavní zainteresovanou skupinou jsou vlastníci určité části zemědělského půdního fondu, kterými jsou buď právnické nebo fyzické osoby. Právo vlastnické držby zemědělské půdy se samozřejmě liší v rámci jednotlivých evropských států, ale obecně jej lze rozdělit do kategorií soukromého, obecního, nebo státního vlastnictví (FAO, 2002). Velmi často

je vlastnická část půdního fondu velmi malá, protože pozemky byly postupně rozdělovány do menších půdních jednotek, především z důvodu dědictví či částečného prodeje (van Dijk, 2003; Hartvigsen, 2014).

Držba zemědělské půdy zahrnuje komplexní síť propojených vztahů mezi všemi zainteresovanými stranami, přičemž tento vztah nazýváme "svazkem práv" (*a bundle of rights*). Jedná se o to, že majitel pozemku má sice výhradní právo k jeho vlastnictví, ale často mají jiná práva k využití pozemku i další zúčastněné strany (např. nájemci, místní obyvatelé, instituce) a tyto zájmy se mohou překrývat, vzájemně se doplňovat, nebo dokonce si i odporovat. Právem majitele pozemku je mít z něj užitek, ovšem na druhé straně je jeho povinností svůj majetek chránit. Tato dvě práva mohou být často v rozporu. Nejen majitel, ale i nájemce pozemku jsou především motivováni ziskem. Nicméně motivace vlastníka, na rozdíl od nájemce, by neměla spočívat pouze v okamžitém zisku zemědělské produkce, ale také z hodnoty pozemku jako takové a udržovat ji ve stávajícím stavu či zvyšovat ve prospěch svých nástupců (McConnell, 1983). Vlastnictví půdy tedy nemusí být zcela v souladu s právem volně nakládat s parcelou, jelikož často existují institucionální práva, která mohou výjimečně zasahovat do tohoto výhradního práva (např. umožnění přístupu na pozemek, ochranná pásma atd.) (Cumming et Barnes, 2007). Ovšem vlastník má stále právo vlastnickou parcelu prodat, pronajmout pro hospodaření jinému zemědělskému subjektu na základě nájemní smlouvy, sám hospodářsky využívat nebo nechat půdu ležet ladem.

Příčiny pro individuální rozhodnutí vlastníka o využití jeho parcely ovlivňuje řada vnějších faktorů, například často neefektivní trh s pozemky (van Dijk, 2003; Lerman et al., 2004; Baňski, 2011; Sklenicka et al., 2013), kdy vlastníci vyčkávají na příznivější dobu za účelem prodeje (Banski, 2011; Sklenicka et al., 2013). Tato situace nastává zejména v zemích střední a východní

Evropy, kde se tak pronájem půdy často stává jedinou možností pro stávající zemědělce, jak rozšířit rozlohu svého zemědělského hospodářství (Banski, 2011). Stejně tak je pronájem často jedinou cestou i pro nově začínající zemědělce, aby mohli začít podnikat v zemědělském odvětví, pokud například nemají dostatek finančního kapitálu na nákup pozemků, nebo není-li k dispozici dostatek půdy pro nákup (Dramstad et Sandg, 2010). Pronájem pozemků převládá také proto, že je ve srovnání s prodejem poměrně rychlou formou konsolidace zemědělské půdy (Noev, 2008; Amblard et Colin, 2009; Dramstad et Sang, 2010). Z těchto důvodů narůstá počet vlastnických parcel obhospodařovaných nájemci (Primdahl, 1999).

Rozloha pronajaté půdy závisí na řadě podmínek a specifík jednotlivých států nebo regionů, například v Belgii, Francii či Německu je až 60 % zemědělské půdy pronajímáno (Lerman et al., 2004). Česká republika je ovšem ještě extrémnější případ, jelikož se u nás pronajímá více než 80 % zemědělské půdy, na Slovensku dokonce 89 % (Eurostat, 2012). Kromě faktorů, které způsobují tuto variabilitu, společných vesměs všem zemím, jako jsou právní a ekonomické podmínky, lze uvést i další významnou okolnost, jakou jsou různé přístupy k pozemkovým reformám v 90. letech 20. století (Vranken et Swinnen, 2006; Ciaian et al., 2012; Hartvigsen, 2014).

Za hlavní hnací sílu krajinných změn, a to nejen v České republice, je dlouhodobě považován způsob zemědělského hospodaření v krajině (Kadlecová et al., 2012). Hlavními aktéry v zemědělské krajině stále zůstávají zemědělci a svými rozhodnutími značně ovlivňují nejen produktivní části venkovských oblastí, ale i všechny okolní typy krajin (Stoate et al., 2009; Primdahl et al., 2013). Z toho důvodu znalost typů práva k obhospodařované zemědělské půdě, informace o jednotlivých zainteresovaných skupinách a faktory ovlivňující jejich rozhodování a chování (Primdahl, 1999; Van Doorn

et Bakker, 2007, Petrzela et Marquart-Pyatt, 2011) jsou velmi důležité pro studium prostorové a funkční struktury krajiny a následná nastavení udržitelného managementu krajiny a legislativních opatření.

3.2 Vliv hospodářského využití na strukturu krajiny

Evropská zemědělská krajina bezesporu neustále prochází érou překotných změn (Feranec et al., 2010). Způsob zemědělského hospodaření má velké důsledky pro stabilitu krajiny, biologickou rozmanitost, kulturní dědictví i volnočasové aktivity místních obyvatel (Primdahl et al., 2013). Zemědělskou krajinnou strukturu lze rozdělit na současnou a historickou (Jančura, 1998). Zásadní význam při utváření charakteru krajiny a jejího rázu, ale i pro zachování její stability, má nejen současná krajinná struktura, ale i historické krajinné struktury a jejich kontinuita (Marcucci, 2000; Löw et Míchal, 2003; Cílek, 2005; Moyzeová et Dobrovodská, 2010; Jančura et Bohálová, 2010). Historie krajiny je často opomíjeným fenoménem ochrany zemědělské půdy, ale bez jejího poznání nemůže být krajinné plánování komplexní a naplňovat řádně svoji úlohu (Goetcheus, 2008).

Příkladem historických krajinných struktur, spoluutvářejících a charakterizujících určitou kulturní zemědělskou krajinu, může být soubor sídelní struktury, cestní sítě, struktury pozemků, plužin a způsob využití jednotlivých pozemků v daném území (Van Eetvelde et Antrop, 2004). Často jsou doplněny o liniové prvky označované jako meze, agrární valy nebo mezní pásy (Baudry et al., 2000; Barnes et Williamson, 2006; Molnárová, 2008; Kottová et al., 2009; Machová et al., 2009), které jsou významné nejen pro stabilizaci hranic vlastnických pozemků, ale pokud jsou doprovázeny i vegetací, tak významně přispívají k ekologické stabilitě území (Burel et Baudry, 1995). Doprovodná vegetace podél vlastnických pozemků je výsledkem dlouhodobého

zemědělského hospodaření v krajině a společnosti, tvořící tuto vegetaci, jsou často zcela závislá na pokračování přiměřeného tradičního využití území pro zemědělské účely a na odpovídajícím managementu krajiny (Lütz et Bastian, 2002).

Ovšem tato krajinná mozaika se pomalu ztrácí před očima v důsledku velkých změn v zemědělství, které vyvrcholily především změnou politického režimu po 2. světové válce v celé Evropě (Kolář et al., 2012). Krajinná diverzita se v Evropě snížila během zvyšující se zemědělské intenzifikace (Meeus, 1993). Napříč západní Evropou vzrostla velikost půdních bloků spojením drobným zemědělských hospodářství a zemědělci se začali specializovat v osevním postupu na jednodušší střídání plodin než v minulosti. Tyto aktivity vedly k tvorbě velkých lánů polí a pěstování jednotných plodin, přičemž výsledkem je uniformní, jednotvárná krajina.

Intenzifikace zemědělské výroby během 2. poloviny 20. století vedla na mnohých místech západní Evropy k významné redukci přítomnosti doprovodné vegetace (Ihse, 1995) a ovlivnila ekologickou stabilitu zemědělské krajiny (Reger et al., 2007). Dalším velkým mezníkem, který se podepsal na stavu zemědělské půdy i v naší republice, je období kolektivizace ve východní Evropě, kdy došlo k poškození vazby vlastníků k půdě a převládli nájemci, určující způsob obhospodařování krajiny (Bičík et Jančák, 2005; Kaulich, 2005). Zemědělská výroba se extrémně mechanizovala a scelováním vlastnických pozemků (kolektivizací) vznikaly obrovské jednolitě plochy polí (Lipský, 1994; Sklenička, 2002). Tyto výrazné změny v obhospodařování krajiny vyvolaly násilnou změnu ve struktuře a fungování krajiny (Kolář et al., 2012).

Trend unifikace krajiny, jehož následkem je pokles mozaikovitosti a heterogenity, pokračuje bohužel i dnes (Romportl et Chuman, 2009; Kadlecová et al., 2012). Krajinné prvky, které byly typické pro ohraničení vlastnických

pozemků a stabilitu území, jsou i v dnešní době ohroženy dvěma protichůdnými trendy ovlivňujícími jejich funkčnost – extenzivním a intenzivním hospodařením, které se projevují po celé Evropě (Plieninger et al., 2006; Feranec et al., 2010; van Vliet et al., 2015). Se značným úbytkem drobných zemědělců v krajině souvisí i ústup tradičního hospodaření. Dnešní krajina je obhospodařována buď málo - extenzivně - a dochází k zarůstání nevyužívané zemědělské půdy, nebo naopak až moc intenzivně, kdy je obhospodařována velkými akciovými společnostmi (Kolář et al., 2012).

Příčiny této krajinné polarizace jsou primárně důsledkem zemědělské činnosti (Antrop, 1998) a jsou způsobeny nejen rozdílnými přístupy v použití zemědělských postupů, ale i důsledkem environmentálních faktorů (jako jsou např. topografie, typ půd, podnebí atd.). Oba tyto protichůdné procesy mají velký význam na změny v prostorové struktuře evropské zemědělské krajiny (Jongman, 1996; Nikodemus, 2005) a vyvolávají dva související procesy: fragmentaci a homogenizaci zemědělské půdní mozaiky (Jongman, 2002).

3.3 Fragmentace zemědělské půdy

Fragmentace je proces prostorového dělení zemědělského půdního fondu na menší části. Přestože je termín fragmentace zemědělské půdy často používán v různých kontextech, nebyla nikdy přijata jednotná definice (Hartvigsen, 2014). Fragmentaci zemědělské půdy je věnována pozornost politiků i výzkumných pracovníků již od konce 2. světové války (Binns, 1950), zvláště z důvodu počátků projevů jejích negativních důsledků pro zemědělství. Ovšem teprve na začátku 80. let 20. století začala skutečně intenzivní multidisciplinární debata, týkající se příčin a důsledků fragmentace zemědělské půdy (King et Burton, 1982; King et Burton, 1983; Bentley, 1987), která stále pokračuje až do současnosti (Van Dijk, 2003; Demetriou, 2014; Hartvigsen, 2014).

Typickou ukázkou rostoucí fragmentace je jižní Asie, kde se velikost parcel stále snižuje (Qu et Wang, 1995; Hu, 1997). Vysoká míra vlastnické fragmentace zemědělské půdy je ovšem závažným problémem i v Evropě, především v postkomunistických zemích střední a východní Evropy (Swinnen, 1999; Kopeva, 2003; Hartvigsen, 2014). Mnoho vědců založilo svůj výzkum na sledování efektivity držby malých roztržštěných parcel. Při zmenšování výměry vlastnické parcely vyvstává otázka, jak tato velikost ovlivňuje využití půdy, její produktivitu a vliv na biodiverzitu krajiny (Pease, 1991; Ram et al., 1999; van Dijk, 2003; Niroula et Thapa, 2005; Sklenicka et Salek, 2008).

Komplexní hodnocení výhod a nevýhod fragmentace zemědělských pozemků, a to zejména z pohledu vlastnické držby a jejího využití pro zemědělské účely, popsali ve svých studiích například Bentley (1987) nebo van Dijk (2003), v poslední době například Demetriou (2014). Ovšem studie van Dijk (2003) je zatím jedním z nejlepších pokusů popsat fragmentaci zemědělské půdy komplexním způsobem, a to zejména z pohledu držby vlastnictví a uživatelských práv k využití zemědělské půdy.

van Dijk (2003) rozlišil čtyři typy fragmentace zemědělského půdního fondu:

- ❖ fragmentace vlastnických parcel,
- ❖ fragmentace půdních bloků při využívání půdy,
- ❖ fragmentace oddělením vlastnické držby parcely a využívání půdního bloku,
- ❖ a fragmentace způsobená uspořádáním zemědělských hospodářství v území.

Fragmentací vlastnických parcel se rozumí prostorová roztržštěnost, která vede k neustálému snižování velikosti parcel a zvyšování počtu vlastníků

v území (Sklenicka et Salek, 2008). Současná roztržitost vlastnických parcel je výsledkem dlouhodobého působení mnoha faktorů. Tyto faktory ovlivňují velikost a tvar parcel nejen na území ČR, ale i jinde ve světě (Gonzalez et al., 2004). S přihlédnutím k faktu, že příčiny vlastnické fragmentace se liší v různých zemích, přesto existuje konsenzus napříč vědeckou komunitou, že vlastnická fragmentace je způsobena čtyřmi hlavními faktory, kterými jsou historicko-kulturní příčiny, dědictví, růst populace a trh s půdou (Crecente et al., 2002; Demetriou et al., 2013). Mezi všemi těmito faktory je historie důležitým ukazatelem k pochopení hnacích sil, které způsobily vysokou vlastnickou fragmentaci (van Dijk, 2003; Kuemmerle et al., 2006; Lerman et al., 2004), což souvisí především s dělením pozemků na rovnoměrné díly mezi dědice již po několika generacích (van Dijk, 2003; Sklenicka et al., 2009). Velká rozdrobenost půdy a vysoký počet vlastníků jednotlivých pozemků je způsobena i prodejem částí pozemků, ale paradoxně poté brzdí i rozvoj trhu s půdou (Buday et al., 2011). Z tohoto důvodu extrémní fragmentace výrazně snižuje tržní cenu zemědělské půdy (Sklenicka et al., 2013), jelikož je velmi těžké prodat tyto rozdrobené nepřístupné pozemky. Nízká ekonomická životaschopnost malých pozemků také vede ke snadnější přeměně půdy pro nezemědělské využití, což vede ke globálnímu nedostatku produktivní půdy na západních trzích se zemědělskou půdou (Zeithaml et al., 2009; Lambin et Meyfroidt, 2011).

Fragmentace půdních bloků při využívání půdy se vztahuje k situaci, kdy jeden zemědělec obhospodaruje řadu prostorově oddělených půdních bloků (van Dijk, 2003). Větší vlastnické parcely jsou častěji obdělávány samotnými vlastníky a závislost mezi velikostí parcel vlastníků a bloky uživatelů je přímá. Hlavním důvodem je, že větší parcely jsou ekonomicky efektivnější pro hospodářské využití vzhledem k nižším nákladům (Gonzales et al., 2004; Latruffe et Piet, 2012).

Fragmentace oddělením vlastnické držby parcely a využívání půdního bloku úzce souvisí s předchozími dvěma typy fragmentace zemědělské půdy. Přestože využívání půdy je do jisté míry spojené s distribucí vlastnických parcel, může být značný rozdíl mezi těmito dvěma vrstvami, který vede k oddělení vlastnictví a využívání půdy. Toto může být zřejmé v situaci, kdy jednotlivé parcely patří různým vlastníkům, kteří je pronajímají jednomu hospodařícímu subjektu, často z důvodu, že vlastnické parcely jsou extrémně malé (Sklenicka et al., 2014). Tento stav snižuje ekonomické výnosy zemědělských hospodářství skrze vyšší náklady na jedné straně a nižší produkci na straně druhé (Gonzales et al., 2004; del Corral et al., 2011; Latruffe et Piet, 2012), proto jsou vlastníci nuceni své pozemky většinou pronajmout. Dalším důvodem je, že vlivem rozdrobení parcel se řada z nich stává nepřístupnými, protože stávající hustota cestní sítě vysoké míře vlastnické fragmentace zdaleka nepostačuje (Sklenicka, 2006, Demetriou et al., 2013) a vlastníci tedy nemohou hospodařit na svých pozemcích, které jsou "uzamčeny" uvnitř velkých půdních bloků. Ve svém důsledku tedy extrémní fragmentace výrazně omezuje svobodné rozhodování vlastníků, kteří by chtěli na své půdě hospodařit a nutí je své pozemky pronajmout tomu, kdo obdělává pozemky okolní.

V neposlední řadě fragmentace zemědělských hospodářství závisí na prostorovém uspořádání jednotlivých hospodařících subjektů ve vybraném území (van Dijk, 2003).

Vliv a dopady jednotlivých typů fragmentace se významně liší v rámci evropských zemích. Zatímco západoevropských zemí se především týká fragmentace půdních bloků při využívání půdy a fragmentace způsobená uspořádáním zemědělských hospodářství v území (Demetriou, 2014), středoevropské a východoevropské země trpí hlavně důsledky dalších dvou typů:

fragmentací vlastnických parcel a fragmentací oddělením vlastnické držby parcely a využívání půdního bloku (van Dijk, 2003; Sklenicka et al., 2014a).

V České republice je vysoká míra vlastnické fragmentace, což znamená, že zemědělská půda je rozdělena mezi velký počet vlastníků, kteří vlastní malé, roztráštěné parcely v rámci různě velkého území a jejich hranice zjistíme pouze z katastrálních map evidovaných v Katastru nemovitostí. Pro samotné vlastníky je velikost jejich pozemků neefektivní pro hospodaření, a proto jsou často nuceni tyto parcely pronajímat již existujícím hospodařícím subjektům, které hospodaří na přilehlých pozemcích a vznikají tím extrémně velké půdní bloky (van Dijk, 2003; Demetriou et al., 2013). V důsledku toho se vytváří uživatelská zemědělská struktura krajiny a dochází k extrémnímu oddělení vlastnické držby parcely a využívání půdního bloku (Němec, 2004; Bičík et Jančák, 2005; Sklenicka et al., 2014). Tento typ fragmentace vede k protichůdnému procesu ve změnách struktury krajiny, k její homogenizaci.

3.4 Homogenizace zemědělské půdy

Extrémní mechanizace zemědělské techniky, která způsobuje změny v zemědělské struktuře a zvyšuje efektivnost hospodaření, významně přispívá k homogenizaci krajiny, jelikož současná technika je dostupnější pro uživatele, kteří mají větší půdní bloky (Dramstad et Sandg, 2010). Změny ve struktuře zemědělské krajiny jsou tedy způsobeny snižujícím se počtem obhospodařovaných polí, čímž se zvyšuje jejich velikost (Thenail et Baudry, 2004), tudíž v krajině dochází k úbytku hospodařících subjektů a unifikaci krajinné mozaiky. Homogenizace zemědělské půdy, způsobená oddělením extrémně malých vlastnických parcel a extrémně velkých půdních bloků, přináší negativní sociální a ekonomické důsledky na změnu charakteru venkova, růst velkých zemědělských společností na úkor malých a středních farem

a environmentální dopady na snižující se biodiverzitu, nárůst ohrožení erozí a snížení estetických a funkčních kvalit krajiny (Lambin et Meyfroidt, 2011). Změna charakteru venkova je zapříčiněna tím, že mizejí regionální rozdíly z důvodu intenzivně obdělávaných půdních bloků, které přesahují svou velikostí tradiční měřítko. Z toho důvodu je krajina monotónější a ztrácí své rozmanité funkce - kulturní a druhovou diverzitu - a tím přichází o svou atraktivitu i pro jiné uživatele, než jsou jen zemědělci, například pro místní obyvatele či turisty (Jongman, 2002).

Studie zkoumající vizuální preference veřejnosti k podobě krajinné struktury potvrzují, že veřejnost přikládá vyšší estetickou hodnotu heterogennímu prostředí (de la Fuente de Val et al., 2006; Palmer, 2004). Krajinná heterogenita, považovaná za zdroj malebnosti krajiny, má důležitou úlohu pro vizuální estetické kvality a psychologický prospěch společnosti. Krajinná homogenizace může bránit nejen ve spokojenosti, která je čerpána z vnímání krajiny, ale také mít negativní vliv na psychickou pohodu obyvatel. Někteří autoři uvádějí, že čím větší je homogenita agrární krajiny, tím nižší je jejich vnímání vizuální krásy, hlavně kvůli nedostatku barevného kontrastu způsobeného snížením rostlinné rozmanitosti (Weinstoerffer et Girardin, 2000; Arriaza et al., 2004; de la Fuente de Val et al., 2006). Svobodova et al. (2014) také konstatují, že z pohledu vizuálních preferencí obyvatel i návštěvníci hodnotí zemědělské krajiny více pozitivně, pokud je struktura rozmanitější s roztroušenými prvky zeleně.

Heterogenní prostorová struktura zemědělské půdy má pozitivní dopady nejen na vizuální preference, ale i na kvalitu životního prostředí a stabilitu krajiny. Řada vědeckých studií potvrdila pozitivní vliv fragmentace struktury velkých půdních bloků zemědělské půdy, jelikož zvyšuje krajinnou heterogenitu, podporuje vznik přírodě blízkých stanovišť pro zvýšení druhové rozmanitosti, které se často stanou prostředím s výskytem vzácných druhů rostlin a živočichů

(Atauri et de Lucia, 2001; Weibull et al., 2003). Je proto potřeba zmírnit zánik typické heterogenní zemědělské krajiny, kterou mění uživatelé na homogenní krajinu s velkými bloky orné půdy (Schaller et al., 2012).

3.5 Studium prostorové struktury zemědělské půdy

Při studiu držby půdy a jejího vlivu na využití a prostorovou strukturu zemědělského půdního fondu je nutné přistupovat k problematice napříč různými tematickými a prostorovými skupinami. Tematické skupiny lze rozdělit na tři základní kategorie zpracované na podkladě meta analýzy van Vliet et al. (2015), kdy v první kategorii jsou proměnné popisující vlastnická a uživatelská práva k využívání pozemku (*land rights variables*); další tematickou skupinou jsou proměnné popisující prostorovou strukturu zemědělské půdy (*land structure variables*) a v neposlední řadě existuje tematická skupina věnující se proměnným popisující chování a rozhodování jednotlivých zainteresovaných skupin (*behavioral variables*). Všechny tyto tematické skupiny lze studovat na třech provázaných hierarchických úrovních, které si lze představit jako prostorově uspořádané vrstvy, které se navzájem překrývají.

První hierarchickou vrstvou je prostorové rozmístění vlastnických parcel a uživatelských půdních bloků (*parcel/production block level*), která tvoří základ pro další hierarchickou vrstvu nesoucí informace o rozmístění zemědělských subjektů (*stakeholders level*) ve studovaném prostoru. Poslední úroveň je struktura krajiny (*landscape level*), která je tvořena souborem spodních vrstev.

Z toho vyplývá, že prostorovou strukturu (fragmentaci i homogenizaci půdy) je třeba studovat na všech úrovních, které detailně popsal ve své studii van Dijk (2003). Na úrovni krajiny jsou ekologické procesy a krajinná mozaika do značné míry závislé na využití půdy zemědělci a prostorovém uspořádání nejen jejich hospodářských celků, ale i dílčích vlastnických a uživatelských jednotek.

Dynamická struktura využívání půdy a struktura hranic pozemků významně ovlivňuje procesy, jako jsou vodní režim, zvýšená eroze nebo migrace druhů (Forman, 1995). Způsoby využití půdy, velikost a počet polí (včetně jejich hranic) ovlivňují různorodost krajinné mozaiky a propojení mezi různými složkami životního prostředí (Baudry et al., 2003). Změny využití půdy jsou významným ukazatelem přímého vztahu důsledků lidských aktivit v krajině a jejích přirozených změn (Garbarino et al., 2011). Velmi často se autoři těchto analýz soustředí zejména na vývoj využití území, neboť například i enklávy svou výměrou nevýznamné mohou kontinuitou zemědělského využití nabýt vysoké hodnoty v soudobé rychle se vyvíjející krajině jakou je např. krajina suburbánní (Sallay et al., 2012).

Výhodou dnešní doby je využití nejrůznějších moderních nástrojů pro sledování změn v krajině. Nejvýznamnější z nich jsou geografické informační systémy (GIS), v nichž lze provádět prostorové analýzy, zpracovávat rozsáhlé databáze či sledovat změny určitého faktoru na vhodných podkladových datech (Hlásný, 2007). Důvody k výzkumu změn struktury krajiny se týkají zvláště ekologických funkcí jednotlivých prvků, vlivů na biodiverzitu a celkovou ekologickou stabilitu krajiny (Baudry et al., 2000; Pichancourt et al., 2006; Barnes et Williamson, 2006). Dalšími sledovanými ukazateli jsou však i důsledky, které vedou k zániku tradičního využívání zemědělské půdy, vylidňování marginálních oblastí a mnohdy i celkově nedostatečné úrovně managementu krajiny (Garbarino et al., 2011; Sallay et al., 2012; Renwick et al., 2013).

4. VLASTNÍ PRÁCE - SOUBOR VĚDECKÝCH STUDIÍ

Dizertační práce má charakter souboru prací (viz příloha č. 1 - 3) - vědeckých studií, jejichž výsledky jsou prezentovány formou publikovaných článků ve vědeckých recenzovaných časopisech. V této disertační práci jsou propojeny doplňujícím komentářem v následující kapitole.

STUDIE I (Vlastní podíl – 30%)

Sklenicka, P., **Janovska, V.**, Salek, M., Vlasak, J., Molnarova, K. (2014). The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy*, 38, 587–593. doi:10.1016/j.landusepol.2014.01.006.

IF₂₀₁₄ - 3.095

STUDIE II (Vlastní podíl – 30%)

Sklenicka, P., Molnarova, K. J., Salek, M., Simova, P., Vlasak, J., Sekac, P., **Janovska, V.** (2015). Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices? *Land Use Policy*, 47, 253–261. doi:10.1016/j.landusepol.2015.04.017.

IF₂₀₁₄ - 3.095

STUDIE III (Vlastní podíl – 60%)

Janovská, V., Šimová, P., Vlasák J., Sklenička P. (2016): Factors affecting farm size on the European and national level of the Czech Republic. *Agricultural Economics - Czech*, přijato k publikování dne 29. 12. 2015.

IF₂₀₁₄ – 0.442

5. KOMENTÁŘ K PUBLIKACÍM

5.1 Stručný popis vědeckých studií

Pro první studii **The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation** byla využita tematická skupina proměnných, popisujících vlastnické a užívatelské vztahy držby půdy (*land rights variables*) na úrovni prostorového rozmístění vlastnických parcel a užívatelských půdních bloků (*parcel/production block level*). Základní prostorová jednotka použitá ve studii je produkční půdní blok, ve kterém bylo určeno, z kolika vlastnických parcel se skládá, jaká je jejich průměrná velikost a zdali je blok obhospodařován vlastníkem nebo nájemcem. Informace o jednotlivých půdních blocích byly získány ze systému evidence půdy (LPIS) a informace o vlastnictví pozemků z databáze Katastru nemovitostí.

Studie jako první popsala existenci fenoménu nazvaného autory "*Farmland Rental Paradox*" (FRP). Tento fenomén se projevuje tím, že velmi malé, fragmentované parcely (prokázaná hraniční velikost parcely je menší než 1,07 ha) mají tendenci vytvářet extrémně velké produkční bloky vlivem jejich pronájmu velkým zemědělským subjektům a takto významně homogenizovat strukturu zemědělské krajiny. Pod touto hranicí bylo potvrzeno, že čím menší a roztržitější jsou vlastnické parcely, tím větší produkční bloky vytvářejí. Vzhledem k vážným negativním dopadům na strukturu krajiny lze extrémní vlastnickou fragmentaci považovat za významnou příčinu ekonomické degradace zemědělské půdy. V České republice se tento jev vyskytuje na velkém území, ovlivňuje až 40 % veškeré zemědělské půdy. Tato situace vyvolává otázku udržitelnosti managementu hospodaření v dnešní zemědělské krajině, především roli nastavení sankcí a dotací zajišťujících ochranu zemědělské půdy.

Tato otázka, a prokázání existence fenoménu FRP, přiměla výzkumný tým zaměřit se zcela novým směrem, který úzce souvisí s druhou studií: **Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?** V tomto případě byla pozornost věnována především tematické skupině proměnných, které popisují chování a rozhodování jednotlivých zainteresovaných skupin (*behavioral variables*) na prostorové úrovni vlastnických parcel a uživatelských půdních bloků (*parcel/production block level*).

Výzkum byl zaměřen na sledování míry zodpovědnosti zemědělců k ochraně zemědělské půdy při jejím obhospodařování. Základní otázkou bylo zjistit, zdali jsou vlastníci zodpovědnějšími správci obhospodařovaných pozemků než nájemci půdy. Související otázka se týkala nastavení agro-environmentálních nástrojů (GAEC) v rámci Společné zemědělské politiky. Studie zjišťovala, zdali možnost nastavení těchto nástrojů poskytuje dostatečně silnou motivaci kompenzovat případné rozdíly v chování mezi vlastníky a nájemci zemědělské půdy. Informace o jednotlivých půdních blocích byly opět získány ze systému evidence půdy (LPIS) a informace o vlastnictví pozemků z databáze Katastru nemovitostí.

Pro analýzu byly vybrány čtyři druhy protierozních opatření, které mohou být využity zemědělci (vlastník nebo nájemce) při hospodaření na zemědělské půdě. Dvě z těchto opatření (nepěstování širokořádkových plodin ve svazích nad 7° a pěstování plodin zlepšujících půdní vlastnosti) jsou vyžadovány Kontrolou podmíněnosti (Cross Compliance) v rámci standardů DZES (Standardy Dobrého a environmentálního stavu půdy), dříve označované anglickým termínem GAEC (Good Agricultural and Environmental Condition) v rámci Společné zemědělské politiky České republiky. Zbývající dvě opatření (délka svahu a hospodaření po vrstevnicích) nejsou přímo uvedeny ve standardech DZES a je tedy pouze na zemědělci, zdali se rozhodne pro jejich využití.

Výsledky studie prokázaly, že všechny čtyři typy opatření testované ve studii byly přijaty významně častěji samotnými vlastníky než nájemci půdy. Ve srovnání s nájemci, vlastníci uplatnili pěstování širokořadkových plodin v osevním plánu 2,4krát méně často v posledních 5 letech, na druhé straně zařadili do osevního postupu plodiny zlepšující půdní vlastnosti 1,9krát častěji. Hospodaření po vrstevnicích bylo přijato 1,8krát častěji vlastníky než nájemci a délka svahu na půdních blocích obhospodařovaných vlastníky byla v průměru 2,4krát kratší než na půdních blocích obhospodařovaných nájemci. Výsledky také ukázaly, že v případě opatření implementovaných do standardů DZES se rozdíl v přístupu k ochraně půdy mezi vlastníky a nájemci minimalizují. Výsledky lze tedy interpretovat jako důkaz účinnosti nastavení agroenvironmentálních nástrojů v rámci Společné zemědělské politiky, které zavádějí významnou motivaci pro zemědělce přijmout opatření k ochraně půdy z důvodu získání plné výše dotace.

Třetí studie této disertační práce **Factors affecting farm size on the European and national level of the Czech Republic** doplňuje předchozí dvě studie a vysvětluje, které faktory ovlivňují velikost zemědělských hospodářství (*agricultural holding size - AHS*) nejen v České republice, ale i v rámci Evropy. V této studii byla použita tematická skupina proměnných popisujících prostorovou strukturu zemědělské půdy (*land structure variables*) ve vybraných územích nesoucích informace o zemědělských subjektech (*stakeholders level*). Prostorovými jednotkami pro analýzu v evropském měřítku byla území jednotlivých zemí EU. Všechny údaje byly získány z databáze EUROSTAT. Na národní úrovni byly prostorovými jednotkami katastrální území a data byla založena na informacích ze vzorku 190 správních jednotek v rámci České republiky.

Zatímco některé vybrané faktory jsou shodné pro obě úrovně (např. nezaměstnanost, fragmentace vlastnictví), další faktory mohly být hodnoceny pouze na evropském nebo mezinárodním měřítku (např. politický režim před rokem 1989, přímé dotace Společné zemědělské politiky), a naopak jiné mohly být hodnoceny pouze na národní úrovni vzhledem k rozdílům v datových formátech (např. vliv pozemkových úprav, dojezd do většího města, úrodnost půdy, podíl LFA, podíl travních porostů). Výsledky této studie ukazují, že jediným významným faktorem ovlivňujícím velikost zemědělských podniků v evropském měřítku byla Produkce pšenice (*Wheat Production*). Na národní úrovni byly signifikantními faktory Pozemkové úpravy (*Land Consolidation*), Míra nezaměstnanosti (*Unemployment*) a Úrodnost půdy vyjádřena jako Průměrná cena zemědělské půdy (*Mean Farmland Price*).

5.2 Využití výsledků studií pro výzkum fragmentace zemědělské půdy

Extrémní fragmentace zemědělské půdy se stává limitujícím faktorem jejího udržitelného využívání, jak bylo potvrzeno ve studii **The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation**. Rozptýlené, velmi malé parcely přestávají být ekonomicky životaschopné pro individuální, vlastnické hospodaření. Vlastníci jsou tak nuceni pronajímat tyto parcely větším subjektům hospodařícím na sousedních pozemcích a způsobují homogenizaci krajiny. Při tomto procesu může docházet k narušení funkčnosti přírodních procesů a optimální stability území (Cook et Lier, 1994; Carsjens et van Lier, 2002). Fenomén vlastnické fragmentace je celosvětovým problémem, proto se mu věnují týmy odborníků z různých úhlů pohledu (Stanfield et al., 2002; Niroula et Thapa, 2005; Ko et al., 2006; Sklenicka et al., 2009). Chceme-li studovat změny zemědělské krajiny

komplexním způsobem, je třeba použít vhodné ukazatele, které vyjadřují všechny aspekty držby půdy na všech tematických i prostorových úrovních. Jelikož procesy v krajině mají různé časové a prostorové dynamiky, jsou výsledky analýz krajinných změn závislé na měřítku (*scale dependent*) (Simova et Gdulova, 2012). Z toho důvodu je značně obtížné zobecňovat pozorování proměnných stanovených na nejnižší hierarchické úrovni (*parcel/production block*) s proměnnými na vyšší hierarchické úrovni (*landscape level*) a naopak. Ideální by bylo využití vyhodnocení provedeného současně na všech tematických i prostorových úrovních, to je však velmi náročné na čas, náklady a technologie. Ovšem podrobné informace na všech úrovních jsou relevantní a nezbytné pro plánování managementu krajiny a ochrany přírody v měnícím se životním prostředí (Gellrich et al., 2008).

Avšak studie, popisující strukturu zemědělské půdy a krajinné změny, zejména fragmentaci, nejsou často úplné, jelikož držbě půdy se nevěnuje velká pozornost. Například v meta analýze od van Vliet et al. (2015), zaměřující se na krajinné změny evropské zemědělské krajiny, je pouze 24 studií ze 137, které zahrnují do studia krajinných změn proměnné popisující držbu půdy (*land tenure factor*). Nejčastěji opomíjenou prostorovou úrovní v analyzovaných studiích o krajinných změnách týmem Vliet et al. (2015) je prostorové rozmístění vlastnických parcel a uživatelských půdních bloků (*parcel/production block level*), přestože tato úroveň může poskytnout nejpodrobnější informace o vztazích zainteresovaných skupin k půdní držbě a jejich vlivu na strukturu krajiny. Z toho důvodu je studie **The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation** výjimečná právě v použití nejnižší hierarchické prostorové úrovně pro studium využití orné půdy v zemědělské krajině, kdy je zkoumán vztah mezi vlastníkem parcely a uživatelem půdního bloku, jelikož na této úrovni ještě nevznikla takto detailní

studie. I další vědci zpracovali své studie na této prostorové úrovni, ale zaměřili se na jiné krajinné typy. Například Gellrich et al. (2008) se zaměřili na studium míry zalesňování. Lieskovsky et al. (2013) zase studovali opouštění vinic na Slovensku na národní úrovni, ale také provedli případovou studii na místní úrovni, která poskytla podrobnější informace o opuštění vinic, příčin opuštění a vnímání této změny místními obyvateli. Komplexní informace byly shromážděny prostřednictvím rozhovorů nejen s majiteli pozemků, ale i s místními obyvateli. Dalším příkladem je Sikor et al. (2009), kteří kombinovali několik analytických přístupů k analýze dynamiky opuštění hospodaření na zemědělské půdě, kterou zemědělci ponechali ležet ladem.

Uvedené příklady představují aplikaci tzv. multi-hierarchického a multidisciplinárního přístupu, který je velmi žádoucí, protože může poskytnout nejkompaktnější pohled ve výzkumu v oblasti krajinných změn a následných managementových opatřeních. Překážkou využití takových metod může být obtížné srovnání již existujících studií z důvodu zmatené a nepřesně použité terminologie. Například termíny "zemědělec", "hospodář", "uživatel" nebo "vlastník" mohou, ale nemusejí nutně vyjadřovat v různých studiích stejné subjekty. Pokud nejsou použité termíny přesně definovány, nebo jsou použity neurčité definice, srovnatelnost s výsledky různých studií může být omezena. Sjednocení terminologie a přesnější definice pojmů by usnadnily mezioborovou komunikaci mezi různě zaměřenými výzkumnými pracovníky, jako jsou krajinní plánovači, krajinní ekologové, sociologové či ekonomové, jejichž spolupráce je nezbytná pro nejen efektivní studium změn v krajině, ale také pro implementaci výsledků výzkumných prací do praxe. Integrace dat z obou přírodních a společenských věd je tedy základní nutností pro stanovení realistické simulace budoucího vývoje krajiny (Vogt et al., 2002). Jak ovšem uvádí Bürgi et al. (2004), nesmíme zapomínat, že taková simulace musí být

postavena na pevném koncepčním pozadí. Pokud tomu tak není, pak tato skutečnost může negativně ovlivnit jednotlivé studie a zejména interpretaci a zobecnění zjištěných výsledků. Skutečnost, že společenské a přírodní vědy jsou založeny na různých přístupech, analytických metodách a stěží srovnatelných zdrojích dat, často brání v komunikaci mezi výzkumnými pracovníky z různých vědních oborů (Hersperger et al., 2010).

To může souviset i se skutečností, že nejčastěji opomíjenou tematickou skupinou při studiu prostorové struktury krajiny jsou proměnné o držbě půdy, nesoucí informace o chování a rozhodování zainteresovaných stran (*behavioral variables*). Behaviorální proměnné vyjadřují, jak chování a rozhodnutí zemědělců ovlivňuje změny v krajině (Primdahl et al., 2013), což bylo zkoumáno i ve studii **Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?** Podobně Walford (2002) zkoumal odezvu velkých komerčních zemědělců na nastavení agro-environmentálních opatření a jejich ochotu dobrovolně se těchto programů účastnit. Tento výzkum ovšem nerozlišoval typ držby půdy (vlastník/nájemce). Behaviorální proměnné jsou také například okrajově použity ve studii Pfeifer et al. (2009) zkoumající informace o zemědělských subjektech (*stakeholders level*) nebo ve studiích, které zkoumají vliv chování zemědělců na strukturu krajiny (*landscape level*) (Madsen, 2003; Pfeifer et al., 2009). Buday et al. (2011) zařadili do studie o fragmentaci i dotazníkové průzkumy, které byly využity pro stanovení vlastnické a uživatelské fragmentace ve vybraných regionech Slovenské republiky. Výhodou této metody je získání nejen primárních informací o stavu zemědělské půdy, ale i sekundárních informací o motivacích vlastníků a uživatelů. Zjištění, že se behaviorální proměnné nepoužívají příliš často, nebo bez souvislosti s držbou půdy, je překvapivé, jelikož stanovení motivací a následného rozhodování zainteresovaných stran

je významným zdrojem informací pro studování vlivu vlastnické držby na strukturu krajiny.

Častěji používanou tematickou skupinou jsou proměnné o držbě půdy popisující vlastnická a užívatelská práva k využívání pozemku (*land rights variables*), například informace o délce trvání vlastnictví či nájemní smlouvy. Například Mottet et al. (2006) či Bender et al. (2005) studují různé typy držby pozemku (vlastník, nájemce) a délku jejich trvání na strukturu krajiny. Kristensen (2003) a Kristensen et al. (2004) ve svých studiích použili jako proměnnou délku trvání půdní držby, ale ve vztahu k zemědělského podniku jako celku bez rozlišení typu zainteresované strany (zdali půdu přímo vlastní nebo si ji pronajímají). Typologii zúčastněných stran studovali například Moreno-Perez et Ortiz-Miranda (2008), kteří se zaměřili na podíl pronajaté nebo vlastněné půdy (plné vlastnictví, částečné vlastnictví, pronájem), stejně jako Walford (2002), který také klasifikoval zemědělská hospodářství do těchto tří skupin podle podílu pozemků pronajatých, nebo vlastněných zúčastněnými stranami. Jinou typologii použil Kristensen (2003), který roztřídil zemědělské subjekty do skupin s podobnými vlastnostmi pomocí multivariační analýzy založené na řadě sociálně-ekonomických a produkčních parametrů. Mezi další faktory, které Kristensen (2003) vzal v úvahu byly zemědělské příjmy, což se projevilo v kategorizaci podílu zaměstnanosti v zemědělském sektoru (na plný úvazek, na částečný úvazek, pouze záliba, v penzi). Typologie podle podílu zaměstnanosti v zemědělství byla použita i v jiných studiích, například Primdahl (1999) nebo Kristensen et al. (2004).

Poslední tematická skupina proměnných popisujících prostorovou strukturu zemědělské půdy (*land structure variables*) by měla být úzce spojena s tematickou skupinou o držbě půdy popisující vlastnická a užívatelská práva k využívání pozemku (*land rights variables*), jak uvádějí například van Dijk

(2003) nebo Demetriou et al. (2013). A to zejména vzhledem k tomu, že při použití pouze *land rights variables* ve studiích narazíme na několik překážek. Tato skupina ignoruje prostorové vlastnosti, jako je například tvar či prostorové umístění parcel či půdních bloků, přestože tyto vlastnosti spolu s přístupovými cestami k pozemku značně ovlivňují způsob hospodaření (Demetriou et al., 2013). Z toho důvodu je snaha vytvořit komplexnější ukazatele pro hodnocení fragmentace půdy. Objevují se nové nástroje jako LandSpaCES pro využití při plánování pozemkových úprav, které pomáhají zmírnit prostorovou roztržitost vlastnictví zemědělské půdy a zahrnují i prostorové vlastnosti jednotlivých pozemků (Demetriou et al., 2012).

Tyto komplexní přístupy jsou ovšem velmi náročné na vstupní data, proto jsou často nástroje pro studium zmírnění fragmentace voleny libovolně na základě praktických potřeb, spíše než podle teoretických úvah (Hersperger et al., 2010). Právě dostupnost a kvalita dat o držbě půdy na vhodné hierarchické prostorové úrovni může být významnou překážkou k použití různých tematických skupin vybraných proměnných o půdní držbě. Ačkoliv se dostupnost dat celkově zlepšuje, limitujícími faktory mohou být pořizovací cena, nedostatek prostorového, časového nebo tematické rozlišení a nekompatibilita mezi různými datovými soubory. Speciálně pro výzkum krajinných změn v delších časových obdobích často neexistují databáze nesoucí kompletní informace o půdní držbě (Schneeberger et al., 2007).

Důležitým zdrojem dat o držbě půdy jsou informace z Katastru nemovitostí nebo registrů pro užívání půdy (LPIS). Efektivním přístupem pro studium krajinných změn může být použití katastrálních údajů společně s daty dálkového průzkumu Země, protože vyhodnocení katastrální mapy spolu s družicovými snímky poskytuje vyšší stupeň rozlišení a detailnosti (Bender et al., 2005). Fragmentací ve východní Evropě se zabývají například Kuemmerle et al. (2006),

kteří řeší souvislost velikosti parcely a struktury krajiny právě na podkladu katastrálních map s využitím dálkového průzkumu Země (DPZ). I přestože využití Katastru nemovitostí při studiu prostorové struktury krajiny získává v dnešní době větší pozornost (Paulsson et Paasch, 2015), situace při správě a evidenci katastru nemovitostí v mnoha zemích je i nadále neuspokojivá. Informace jsou často zaznamenávány v samostatných databázích, systém je zastaralý, neexistující v digitální podobě, a registry nejsou často kompatibilní pro využití s jinými datovými soubory. Efektivní udržování registrů půdní držby závisí na pochopení jejich účelu a následné adekvátní investici do jejich provozu (Haldrup et Stubkjær, 2013). Kromě toho často nejsou vztahy zainteresovaných stran k půdní držbě registrovány, protože jsou založeny na různém druhu neformálních dohod (Mottet et al., 2006; Sikor et al., 2009). Výsledkem je, že výzkumní pracovníci se nemohou vždy spolehnout na informace z těchto databází a musejí si často data získávat samostatně přímo pro své výzkumné účely v terénu.

Vzhledem k omezení a využití dat z registrů půdy, vědci jako Kristensen et al. (2004), Moreno-Perez et Ortiz-Miranda (2008) nebo Orsini (2013) zpracovali doplňkové hloubkové rozhovory s vybranými zainteresovanými stranami pro získání relevantních informací o držbě půdy a jejím vlivu na strukturu krajiny. Přímé zjišťování informací na základě práce v terénu, participativní mapování s místními zájmovými skupinami, rozhovory a dotazníky tak představují významný zdroj dat pro studium změn v krajině (Mottet et al., 2006; Kuemmerle et al., 2008; Kuemmerle et al., 2009; Sikor et al., 2009). Tyto metody mohou být považovány i za riskantní, protože jsou závislé na paměti a upřímnosti dotazovaných, ovšem Mottet et al. (2006) konstatují, že spolehlivost informací lze potvrdit při srovnání s jinými zdroji dat. Ovšem někdy tyto metody mohou být jediným možným způsobem, jak získat data nabízející cenný vhled

do motivací o chování a rozhodování zúčastněných stran při studii krajinných změn (Primdahl, 1999; Van Doorn et Bakker 2007; Petrzelka et Marquart-Pyatt, 2011).

Chování zainteresovaných stran a typ držby půdy významně ovlivňuje ochranu zemědělské půdy, jak bylo prokázáno ve studii **Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?** Kristensen et al. (2004) také potvrdili, že držba půdy (např. délka trvání vlastnictví, nájemní smlouvy) významně ovlivňuje změny v krajině, včetně vytváření nebo odstraňování ekologicky stabilních stanovišť, jako jsou živé ploty, remízky či okraje polí. I když delší doba vlastnictví či pronájmu je obecně považována za znamení zvýšeného zájmu na zachování krajinných struktur (Wilson, 1997), studie zpracována týmem Kristensen et al. (2004) předkládá opačný trend mezi zúčastněnými subjekty v Dánsku, kde obnova živých plotů na zemědělské půdě byla častěji provedena mladšími zemědělci s kratší dobou půdní držby. Pravděpodobné vysvětlení souvisí právě s věkem zemědělců, neboť mladší zemědělci jsou schopni se lépe přizpůsobit rychle se měnícímu prostředí. Ke stejnému závěru došli i Pfeifer et al. (2009) a Van Huylenbroeck et al. (2007), kteří uvádějí, že vyšší úroveň vzdělání spolu s větší velikostí farmy zvyšuje pravděpodobnost zavedení mimoprodučních služeb (*green services*) na zemědělské půdě. Z toho důvodu by se vědecké studie měly zaměřit na výzkum chování aktivních zájmových skupin obhospodařujících zemědělskou krajinu a na vlivy ovlivňující rozhodování pro zachování či obnovu stabilizačních prvků v krajině a studovat hlavní důvody pro využití ochrannářského managementu - zdali jej využívají dobrovolně nebo jen s finanční podporou.

Obecně očekáváme, že ochranné krajinné prvky, chránící kvalitu půdního fondu, lze častěji předpokládat přímo u samotných vlastníků (Petrzelka et al.,

2009). Ovšem je rozdíl v přístupu k ochraně půdy a péči o zachování její úrodnosti mezi vlastníky, kteří přímo hospodaří na svém pozemku a těmi, kteří své pozemky pronajímají (Petrzelka et al., 2012). Ačkoliv skupina nehosподаřících vlastníků (*absentee landowners*) stále narůstá, poznatky o jejich názorech jsou nedostatečně prozkoumány. Většina z nich není závislá na příjmu z pronájmu a mají omezené znalosti o zemědělském hospodaření a ochraně půdy. Jestliže tedy půdu pronajímají, zcela důvěřují nájemci, jaký způsob hospodaření a typ ochrany zemědělského půdního fondu využívá (Petrzelka et al., 2013). Jednu z mála studií, která se zabývá přístupem nehosподаřících vlastníků k ochraně půdy, zpracovali Pouta et al. (2012). Provedli výzkum mezi vlastníky, který sledoval, jak by přistupovali k pronájmu, kdyby byli nuceni dodržovat závazky pro zlepšení půdy (*land improvement obligation = LIO*). Tento nástroj by měl do péče o ochraně půdního fondu zahrnout i vlastníky, kteří na svých pozemcích nehosподаří. Z výsledků studie vyplývá, že taková omezení by řada vlastníků nepřijala a své pozemky by raději prodali nebo zalesnili, aby se vyhnuli nákladům plynoucím z LIO.

Přestože majitel pozemky sám neobhospodařuje, měl by mít povinnost efektivně motivovat nájemce, aby se dlouhodobě zajímali o investice do ochrany půdy, což lze podpořit například stanovením podmínek v nájemní smlouvě (Gebremedhin et Swinton, 2003). Varble et al. (2015) zjišťovali přístup nájemců k ochraně zemědělské půdy a potvrzují výsledky ze studie Myyrä et al. (2007) kteří uvádějí, že ochrana půdního fondu musí být ošetřena v nájemní smlouvě. To souvisí i s výsledky studií (e.g. Nowak et Korsching, 1983; Soule et al., 2000; Fraser, 2004), které dokazují, že nejistota v trvání a podmínkách smlouvy snižuje zájem nájemců o ochranu půdy a stabilitu krajiny. V České republice podporují nastavení optimálních podmínek pro ochranu zemědělské půdy sepsáním pachtovní smlouvy na základě půdního průzkumu například Vopravil et al.

(2014). Nejsou-li totiž tyto podmínky nastaveny smluvně, bez hrozby sankcí v souvislosti s výší zemědělských dotací, mají nájemci půdy tendenci vnímat zemědělskou půdu jen jako výrobní prostředek určený pro krátkodobý nebo střednědobý zisk, a ne jako neocenitelný přírodní zdroj, který potřebuje ochranu a dlouhodobou péči pro zajištění úrodnosti.

Nastavení systému dotací v rámci Společné zemědělské politiky (SZP) může přispět k ochraně a tvorbě životního prostředí. V roce 2005 byla Společná zemědělská politika EU doplněna o závazné standardy podmíněnosti dotací (*cross-compliance standards*) - GAEC (v ČR nazývané od roku 2015 DZES), aby se zabránilo negativním dopadům na životní prostředí působených zemědělstvím a vytvořily se vhodné podmínky pro zemědělce využívat ochrannářské praktiky při obhospodařování zemědělské půdy (Kutter et al., 2011). Rozhodnutí zemědělce přijmout podmínky DZES, nebo jejich neplněním ohrožit plnou výší přímých zemědělských dotací formou sankcí, je dobrovolné. Výsledky studie **Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?** potvrdily, že ačkoliv hrozba snížení dotací poskytuje dostatečnou motivaci pro většinu zemědělců, najde se mezi nimi i malá část, pro které je tato motivace nedostatečná, jelikož považují zisk z produkce za finančně atraktivnější než ztracený podíl z přímých dotací. Řada autorů zdůrazňuje významný efekt Společné zemědělské politiky, zejména přímých plateb, na změny v zemědělské struktuře (Ahearn et al., 2005; Heckeley, 2010; Bartolini et Viaggi, 2013), avšak jak potvrzují například Pe'er et al. (2014), Společná zemědělská politika EU nebyla dosud úspěšně nastavena pro ochranu zemědělské půdy a zachování její biologické rozmanitosti. Výsledky naší studie dokazují, že je třeba doladit nastavení národních podmínek pro platby dotací v České republice nejen rozšířením působnosti stávajících nástrojů k ochraně půdy před erozí, ale pokusit

se o implementaci nových nástrojů přispívajících k ochraně půdy a stabilitě krajiny.

Nastavení SZP pro rok 2014 - 2020 je slibným krokem, jelikož vyplacení plné výše dotací je podmíněno nejen dodržováním standardů DZES, ale i splněním podmínek "*greeningu*", který byl nově zaveden ve všech členských státech EU. Tyto změny často zemědělcům nevyhovují, jak dokazuje studie Lütz et Bastian (2002), kteří uvádějí, že agroenvironmentální opatření v rámci SZP jsou nezdědky chápána zemědělskou komunitou jako opatření snižující výměru obdělávané plochy, a tím i výši produkce. Na druhou stranu Mouysset (2014) zastává názor, že nové trendy SZP v zemědělských dotacích - od dotací vázaných pevně pouze na plochu zemědělské půdy po dotace zaměřené více na agroenvironmentální přístupy - mohou podpořit zúčastněné strany ke změně pohledu na krajinu jako na zdroj i mimoprodukčních funkcí spíše než pouhou výrobní oblast (Primdahl, 1999). To potvrzuje i Kvakkestad et al. (2015), který uvádí, že pro velkou část zemědělců je identifikace s místem a styl hospodaření vedoucí k trvalé ochraně půdy a krajiny důležitější než maximalizace zisků z produkce. Udržitelné zemědělství a stabilita krajiny jsou proto silně závislé nejen na správně nastavené evropské i státní zemědělské politice, ale i na spoluzodpovědnosti majitelů pozemků při sepisování nájemních smluv a jednotlivých hospodařících zemědělcích.

Ačkoliv vliv SZP na prostorovou strukturu zemědělských hospodářství nebyl prokázán ve studii **Factors affecting farm size on the European and national level of the Czech Republic**, bylo prokázáno, že pozemkové úpravy (PÚ) jako nástroj národní politiky k zmírnění vlastnické fragmentace a zvýšení stability krajiny ovlivňují velikost a počet hospodařících zemědělských subjektů. Tento nástroj má i významný vliv na nájemní smlouvy a lze jej tedy také vnímat i jako nástroj k prevenci konfliktů mezi různými způsoby využívání půdy. Pozemkové

úpravy sice nesnižují počet vlastníků, ale snižují počet vlastněných parcel jednoho vlastníka a zvyšují průměrnou velikost parcely. Ideálním stavem, ke kterému se každá pozemková úprava chce dopracovat je, že na jednoho vlastníka připadá jedna parcela. Pozemkové úpravy reprezentují dlouhodobé řešení struktury agrárního sektoru, se zaměřením na zlepšení neproduktivních funkcí zemědělství, jako je sladění zájmů územního rozvoje, rozvoje infrastruktury, ochrany přírody, ale i rekreační funkce venkovského prostoru (Van Dijk, 2003; Lerman et al., 2004; Hladík et Číhal, 2005; Iscan, 2010).

Ovšem často ani pozemkové úpravy z důvodu dlouhého trvání nevyřeší ponechání zemědělské půdy ležet ladem (*land abandonment*) nebo její zalesňování (*reforestation*) z důvodu extrémní fragmentace. Například ve studii Gellrich et al. (2008) pozemkové úpravy trvaly více než 30 let a vyústily v nejistotu vlastnické držby. Ty samé důvody byly také zařazeny mezi důležité faktory ovlivňující ponechání zemědělské půdy ležet ladem ve studiích Kuemmerle et al. (2008) a Kuemmerle et al. (2009). Nicméně Sikor et al. (2009) tato tvrzení rozporuje, jelikož nenašel vztah mezi velmi roztržštěným vlastnictvím a opuštěním zemědělské půdy. Zdá se, že zanechání hospodaření na zemědělských pozemcích souvisí i s celkovou velikostí zemědělského subjektu a na intenzitě produkce, jelikož Kristensen et al. (2004) zjistili, že vyšší měrou zanechání hospodaření jsou ohroženy menší, málo ekonomicky efektivní zemědělské podniky. Navíc opět typ vlastníka (samostatně hospodařící, pronajímající) je důležitým činitelem zanechání hospodaření na zemědělské půdě nebo jejím zalesňováním (Primdahl, 1999; Van Doorn et Bakker, 2007).

Nástrojem pro řešení prostorové struktury zemědělské půdy, zvláště extrémní vlastnické fragmentace, může být kromě Společné zemědělské politiky a pozemkových úprav i trh s půdou (Sklenicka et Salek, 2008). Ve studii **Factors affecting farm size on the European and national level of the Czech Republic**

bylo prokázáno, že významný vliv na velikost zemědělského podniku a výslednou strukturu krajiny má i průměrná cena zemědělské půdy (*Mean Farmland Price*) v daném území. Trh s půdou snižuje počet vlastníků na rozdíl od pozemkových úprav, ovšem častým problémem pomalého vývoje tohoto nástroje jsou nízké ceny zemědělské půdy v zemích střední a východní Evropy (van Dijk, 2003; Sklenicka et al., 2013). Tržní ceny pozemků se tvoří na volném trhu, přičemž jsou ovlivňovány různými determinanty v jednotlivých zemích, oblastech či obcích. Cena zemědělské půdy závisí na bonitě, velikosti, tvaru a vzdálenosti od centra obce (Sklenicka et al., 2013). Další významnou roli v ceně zemědělského pozemku hraje předpoklad přeměny na stavební parcelu v budoucnu, kde je cena půdy nepoměrně vyšší než v oblastech s řídkým osídlením (Němec, 2004). Mezi všemi nástroji přispívajícími ke zmírnění extrémní fragmentace je ovšem nejvíce limitujícím faktorem samotná výměra vlastnického pozemku (Ciaian et al., 2010), který poté ovlivňuje vývoj a velikost půdních bloků, jak bylo prokázáno ve studii **The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation**.

Velikost půdních bloků ovlivňuje i velikost jednotlivých zemědělských subjektů. Na úrovni Evropské unie se rozličné politické strategie snaží povzbudit rozvoj různorodosti ve velikosti zemědělských subjektů, ovšem přetrvávající tlaky na "tržní produktivitu" vytvářejí podmínky pro přetváření zemědělské struktury ve prospěch velkých, komerčních a úzce specializovaných podniků (Jongman, 2002; Potter et Tilzey, 2007; Forbord et al., 2014). Intenzifikací zemědělský podnik sníží výrobní náklady a tím zlepší svoji pozici na trhu. Drobní zemědělci tedy musí soutěžit s velkými podniky, a proto pokud není dostatečná státní či spotřebitelská podpora drobných zemědělců, budou vždy znevýhodněni před velkými zemědělskými podniky (Jongman, 2002).

Zemědělci se tedy snaží zvyšováním velikosti svých hospodářství vyrovnat s ekonomickými podmínkami a konkurencí na trhu. Na druhé straně je velká řada drobných zemědělců, kteří si nemohou dovolit rozšiřovat své hospodářství z důvodu nedostatečného finančního zajištění pro investice do nových pozemků a nové mechanizace. Pokud se jim nedaří zvýšit velikost svých farem, snaží se nahradit ztráty z příjmu ze zemědělství pomocí jiného zaměstnání (Lerman et al., 2004). Často prodají část svých pozemků, aby si mohli najít nové zaměstnání v jiné sféře a zbytek hospodářství si udržují jen jako doplňující zdroj příjmů či pro zachování alespoň částečné rodinné tradice (Dannenberg et Kuemmerle, 2010). To, zdali se uživatelé rozhodnou zůstat v zemědělství, je také ovlivněno hlavně jinými pracovními příležitostmi, které souvisejí s mírou zaměstnanosti v dané lokalitě (Piet et al., 2011), což bylo také prokázáno ve studii **Factors affecting farm size on the European and national level of the Czech Republic**. Na druhou stranu samotné změny ve struktuře velikosti zemědělských podniků mohou zvýšit nezaměstnanost v zemědělském sektoru. Například v Polsku se snížila zaměstnanost v zemědělství mezi lety 2000 - 2004 o 51% z důvodu růstu velikosti zemědělských subjektů.

Určení faktorů, které mají vliv na počet zemědělských subjektů a velikost hospodářství, je velmi důležité pro efektivní formulování nastavení zemědělských politik pro efektivní udržitelné hospodaření s půdou a stabilitu krajiny. Tyto změny ve struktuře zemědělských podniků nejsou jen klíčovým prvkem ke zvýšení příjmů z produkce a změn v míře nezaměstnanosti, ale jsou také důležitými příčinami, které vedou ke změnám v regionálním vývoji, údržbě venkovské krajiny a ochraně zemědělské půdního fondu (Piet et al., 2011). Intenzivní zemědělství má za následek vážné environmentální problémy, jako je znečištění půdy, vody a ovzduší, a snížení počtu volně žijících živočichů a rostlin

(Pašakarnis et Maliene, 2010), proto je nutné zaměřit se i na environmentální dopady vyvolané změnou struktury zemědělské krajiny.

Právě aktivity zemědělců jsou často velice důležitým faktorem ovlivňujícím dynamiku venkovské krajiny a související ekologické funkce, což by mělo vyústit v podporu nikoliv pouze agroenvironmentálních prvků (vegetace), ale také v podporu obvyklých činností běžných zemědělců (Baudry et al., 2003). Současný ekonomický tlak přetváří zemědělské plochy na homogenní krajinu, která ztrácí své přirozené funkce (Jongman, 2002; Nikodemus, 2005), jelikož nejen ztráta biodiverzity, ale i degradace zemědělské půdy zapříčiněná erozí je vážný environmentální a ekonomický problém (Napier, 1991; Rasul et Thapa, 2007). Tento problém je zvláště naléhavý ve svažitých lokalitách, které mají zvýšenou náchylnost k erozi (Rasul et Thapa, 2007). Intenzivní zemědělství na svazích způsobuje zvýšenou erozi s negativními dopady na produktivitu a udržitelnost kvality půdy, stejně tak jako na kvalitu vodního režimu. Stupeň ohrožení erozí je ovlivněn způsobem hospodaření v těchto lokalitách (Arnhold et al., 2014), proto druh plodiny a management použitý uživateli hraje významnou roli v kontrole erozního ohrožení na svažitých lokalitách, což bylo potvrzeno i ve studii **Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?**

Několik autorů například popsalo potenciaální efekt ekologického versus konvenčního zemědělství na zmírnění eroze (Gomiero et al., 2011; Lotter et al., 2003; Arnhold et al., 2014). Ekologické zemědělství samotné však nemůže být efektivní ochranou před půdní erozí. Zvláště po sklizni, když je půda narušena a půdní pokryv nízký, jsou pole velmi náchylná k půdní erozi (Arnhold et al., 2014). Kim et al. (2007) doporučují po sklizni pěstovat zimní plodiny, které ochrání povrch zemědělských pozemků před erozí. Pro zvýšení ochrany půdy mezi širokořádkými plodinami v růstové sezóně Rice et al. (2007) doporučují

například jako meziplodinu pro podsev obilí pro zvýšení infiltrační kapacity a snížení odtokové rychlosti. Nevýhodou je, že meziplodina v růstovém období může konkurovat hlavní plodině, což může způsobit menší úrodu.

Značný negativní vliv na kvalitu půdy a zvýšení náchylnosti půdy k erozi má také zjednodušený osevní postup, který se často stal geograficky uniformní s vážnými důsledky i pro biodiverzitu v agrárním ekosystému, protože vysoká diverzita plodin je nezbytná pro ekologické požadavky mnoha druhů (Tapper et Barnes, 1986). Střídání plodin má mnoho výhod, jako je zvýšený příjem dusíku, zlepšení využitelnosti vody a živin, zvýšení mikrobiální aktivity, potlačení plevelů, snížení napadení škůdci a chorobami a příznivý účinek látek pocházejících z rostlinných zbytků pro půdu (Boháč et al., 2006). Vážné negativní dopady extrémní úrovně fragmentace vlastnictví půdy a následná homogenizace půdy s velkými půdními bloky ukazují, že lze tento jev považovat za jednu z příčin a současně forem degradace půdy, jak bylo prokázáno ve studii **The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation.**

6. PŘÍNOS PRÁCE A ZÁVĚREČNÉ SHRNUÍ

Problematika vlastnické fragmentace zemědělské půdy je v současné době velice aktuálním tématem nejen v České republice, ale i v zahraničí. V rámci výzkumného týmu na Fakultě životního prostředí na Katedře biotechnických úprav krajiny pod vedením prof. Petra Skleničky byly zpracovány dílčí studie, které svým charakterem přispívají k řešení problematiky týkající se vlivu vlastnické držby a hospodářského využití na prostorovou strukturu zemědělské půdy, fragmentaci a homogenizaci. Vědecké studie, které jsou součástí této dizertační práce, vznikaly postupně a jsou na sebe logicky navázány.

První studie jako první popsala existenci fenoménu "Farmland Rental Paradox" (FRP). Vzhledem k vážným negativním dopadům tohoto fenoménu na strukturu krajiny lze extrémní vlastnickou fragmentaci považovat za významnou příčinu ekonomické degradace zemědělské půdy, homogenizace krajiny i zhoršení sociální situace ve venkovských oblastech. Prokázání existence fenoménu FRP přimělo výzkumný tým zaměřit se zcela novým směrem, který úzce souvisí s druhou studií. Výsledky této studie prokázaly, že testované typy protierozních opatření byly přijaty významně častěji samotnými vlastníky než nájemci půdy. Výsledky také ukázaly, že v případě opatření implementovaných do standardů DZES se rozdíly v přístupu k ochraně půdy mezi vlastníky a nájemci minimalizují. Třetí studie doplňuje předchozí dvě studie a vysvětluje, které faktory ovlivňují velikost zemědělských hospodářství nejen v České republice, ale i v rámci Evropy. Výsledky této studie ukazují, že jediným významným faktorem ovlivňujícím velikost zemědělských podniků v evropském měřítku byla produkce pšenice. Z pohledu této dizertační práce je zajímavým zjištěním, že oproti předpokladu míra fragmentace vlastnictví na evropské úrovni velikost zemědělského holdingu neovlivnila. Na národní úrovni byly

signifikantními faktory pozemkové úpravy, míra nezaměstnanosti a úrodnost půdy, vyjádřena jako průměrná cena zemědělské půdy.

Z toho vyplývá, že znalost typů práva k obhospodařované zemědělské půdě, informace o jednotlivých zainteresovaných skupinách a faktory ovlivňující jejich rozhodování a chování jsou velmi důležité pro studium prostorové a funkční struktury krajiny. Výsledky studií mohou být použity pro tvorbu opatření k nastavení udržitelného managementu krajiny, pro legislativní podmínky a nastavení zemědělských politik pro efektivní udržitelné hospodaření v zemědělské krajině. Tato dizertační práce vnesla do problematiky dílčí pohledy, které přispějí tomu, lépe porozumět změnám v prostorové struktuře zemědělské půdy a k lepšímu pochopení motivací, vedoucích k určitému chování a rozhodování všech zainteresovaných skupin, které na zemědělské půdě hospodaří.

Výsledky studií této disertační práce potvrzují, že je třeba doladit nastavení národních podmínek pro platby dotací v České republice nejen rozšířením působnosti stávajících nástrojů k ochraně půdy před erozí, ale pokusit se o implementaci nových nástrojů přispívajících k ochraně půdy a stabilitě krajiny. Navíc je důležité se zaměřit i na stávající management krajiny, jelikož kromě Společné zemědělské politiky jsou i pozemkové úpravy a trh s půdou nástroji, které významně ovlivňují strukturu zemědělské půdy. Do budoucna je nutné zhodnotit, zdali stávající management krajiny je dostatečně efektivní pro udržitelné hospodaření v krajině. Doporučení vyplývající z této práce je, aby se přistupovalo k problematice struktury krajiny a jejího využívání napříč různými tematickými a prostorovými skupinami, jelikož podrobné informace na všech úrovních jsou relevantní a nezbytné pro plánování managementu krajiny a ochrany přírody.

Obecně lze říci, že do budoucna je třeba věnovat větší pozornost úrovni vlastnických parcel a uživatelských půdních bloků (*the parcel/production block level*) spolu s ostatními popsányi tematickými a prostorovými skupinami, což přispěje k efektivnější integraci víceborových a multi-hierarchických metod výzkumu, které jsou velmi žádoucí, protože mohou poskytnout nejkomplexnější pohled ve výzkumu v oblasti krajinných změn a následných managementových opatření. Tyto komplexnější informace a mezioborová diskuse o změnách struktury krajiny mohou zlepšit rozhodovací schopnosti nejen pro krajinné plánování, ale i pro tvorbu politik v oblastech životního prostředí, ochrany přírody, krajiny a zemědělství nejen v České republice, ale i v ostatních státech Evropy.

7. SUMMARY

Fragmented ownership of agricultural land is currently a very actual topic in the Czech Republic but also abroad. The research studies were developed in collaboration with the research team at the Faculty of Environment Sciences, Department of Land Use and Improvement, led by Professor Petr Sklenička. This research is solving problems related to the impact of agricultural land use on the spatial structure of agricultural land, fragmentation, and homogenization. Scientific studies that are part of this doctoral thesis emerged progressively and are logically linked.

The initial study was the first one to describe the phenomenon of "Farmland Rental Paradox" (FRP). Given the serious negative effects of this trend on the structure of individual land ownership, fragmentation is a significant driver of economic degradation on farmland, homogenization of land use patterns in the landscape, and the worsening social situation in rural areas. Proving the existence of FRP phenomenon led the research team to focus completely on a new direction, which is closely related to the second study presented in this doctoral thesis. The results of this second study showed that the erosion control measures that we tested were adopted significantly more often by owners and not by their tenant farmers. Results also indicated that if control measures are implemented by the GAEC standards, the observed differences in approaches towards soil protection between owners and tenants are minimized. The third study complements the previous two studies, and explains which factors affect the size of agricultural holdings not only in the Czech Republic but also within much of the rest of Europe. The results show that the only significant factor affecting the size of agricultural holdings within greater Europe is in the production of wheat. From the perspective of this doctoral thesis, this

is an interesting finding because it runs contrary to the initial expectations. Specifically, the degree of land ownership fragmentation – at the European level – did not affect the size of the agricultural holdings. At the national level, this was a significant factor impacting efforts toward land consolidation, reduction of unemployment, and soil fertility expressed as the average price of agricultural land.

This work proves that the current level of understanding about land tenure rights in relationship to agricultural land, and what is known about individual stakeholders and the factors influencing their decisions and behavior are very important for the future studies of spatial and functional structure of agricultural landscapes. The results of the studies can be used to formulate actions for establishing sustainable landscape management initiatives, developing a legislative framework, and formulating agricultural policies for effective sustainable management of the Czech agricultural landscape. This doctoral thesis clearly introduced the issues of farmland fragmentation in relationship to the perspectives that contribute to a better understanding of the changes in the spatial structure of agricultural land. In addition, this work has led to a better understanding of the motivations of stakeholders, their behavior, and decision making.

The results confirm the need to fine-tune the creation of national conditions for the payment of subsidies in the Czech Republic, not only by extending the scope of existing tools to protect the soil from erosion, but also to try to implement new instruments contributing to soil protection and landscape stability. It is also important to focus on the existing practice of landscape management, because in addition to the Common Agricultural Policy, land consolidation and land sale market instruments also significantly affect the structure of agricultural land. In the future, it is necessary to assess whether

the existing landscape management is efficient enough for sustainable management of agricultural landscapes. A number of recommendations resulting from this work are now being used to support different spatial and thematic groups in the study of landscape structure. This is particularly relevant and necessary for the planning of landscape management and soil conservation.

Generally, it is necessary to pay greater attention to the level of the parcel /production block level in the future along with other described thematic and spatial groups. Both will contribute to more effective integration of multi-disciplinary and multi-hierarchical methods of research. They are highly desirable as they can provide the most complete view of this field of study regarding landscape changes and subsequent management measures. Such comprehensive information and interdisciplinary discussions about changes in landscape structure can improve decision-making skills not only for landscape planning, but also for policy-making in areas such as environment, nature and landscape protection and agriculture not only in the Czech Republic but also in other European countries.

8. POUŽITÁ LITERATURA

- Ahear, M. C., Yee J., Korb P., 2005:** Effects of differing farm policies on farm structure and dynamics. *American Journal of Agricultural Economics* 87 (5): 1182–1189.
- Amblard L., Colin J. P., 2009:** Reverse tenancy in Romania: actors' rationales and equity outcomes. *Land Use Policy* 26 (3): 828–836.
- Antrop M., 1998:** Landscape change: Plan or chaos? *Landscape and Urban Planning*, 41 (3-4): 155-161.
- Arnhold S., Lindner S., Lee B., Martin E., Kettering J., Nguyen T. T., Huwe B., 2014:** Conventional and organic farming: Soil erosion and conservation potential for row crop cultivation. *Geoderma* 219-220: 89–105.
- Arriaza M., Canas-Ortega J. F., Canas-Maduenoa J. A., Ruiz-Aviles P., 2004:** Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69 (1): 115–125.
- Assies W., 2009:** Land tenure, land law and development: some thoughts on recent debates. *Journal of Peasant Studies*, 36(3): 573-589.
- Atauri J. A., de Lucio J. V., 2001:** The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16 (2): 147 - 159.
- Bański J., 2011:** Changes in agricultural land ownership in Poland in the period of the market economy. *Agricultural Economics (Zemědělská Ekonomika)* 2: 93–101.
- Barnes G., Williamson T., 2006:** *Hedgerow History, Ecology, History and Landscape Character*. Bollington, UK, Windgather Press.
- Bartolini F., Viaggi D., 2013:** The common agricultural policy and the determinants of changes in EU farm size. *Land Use Policy* 31: 126–135.

Baudry J., Bunce R. G. H., Burel F., 2000: Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60 (1): 7–22.

Baudry J., Burel F., Martin M., Ouin A., Pain G., Thenail C., 2003: Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes : do farming activities help? *Landscape Ecology* 18: 303–314.

Bender O., Boehmer H. J., Jens D., Schumacher K. P., 2005: Using GIS to analyse long-term cultural landscape change in Southern Germany. *Landscape and Urban Planning*, 70(1-2): 111-125.

Bentley J. W., 1987: Economic and ecological approaches to land fragmentation: In defense of a much-maligned phenomenon. *Annual Review of Anthropology*, 16: 31-67.

Bičík I., Jančák V., 2005: Transformační procesy v českém zemědělství po roce 1990. Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha.

Binns S. B. O., 1950: The Consolidation of Fragmented Agricultural Holdings FAO Agricultural Studies (Vol. 11). FAO, Washington DC.

Boháč J., Moudrý J., Desetová L., 2006: Biodiversity and Agriculture. *Životní prostředí* 41 (1): 24 - 29.

Buday Š., Grausová G., Rybár V., 2011: Analýza vlastníckých a užívateľských vzťahov k poľnohospodárskej pode vo vybraných regiónoch Slovenska, Výzkumný ústav ekonomiky poľnohospodárstva a potravinárstva, Bratislava.

Burel F., Baudry J., 1995: Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning* 33 (1–3): 327–340.

Bürgi M., Hersperger A. M., Schneeberger N., 2004: Driving forces of landscape change - current and new directions. *Landscape Ecology*, 19: 857–868.

- Carsjens G. J., van Lier H. N., 2002:** Fragmentation and Land-Use Planning. - An Introduction. *Landscape and Urban Planning* 58: 79 – 82.
- Ciaian P., D’Artis K., Swinnen J. F. M., 2010:** EU Land Markets and the Common Agricultural Policy. Centre for European Policy Studies, Brussels.
- Ciaian P., Kancs D., Swinnen J., Van Herck K., Vranken L., 2012:** Key issues and developments in farmland rental markets in EU member states and candidate countries. Factor Markets Working Paper No. 13. CEPS, Brussels.
- Cílek V., 2005:** Krajiny vnitřní a vnější. Dokořán, Praha.
- Cook E. A., van Lier H. N., 1994:** Developments in Landscape Management and Urban Planning. *Landscape Planning and Ecological Networks*, Amsterdam.
- Crecente R., Alvarez C., Fra U., 2002:** Economic, social and environmental impact of land consolidation in Galicia. *Land Use Policy* 19: 135 – 147.
- Cumming G. S., Barnes G., 2007:** Characterizing land tenure dynamics by comparing spatial and temporal variation at multiple scales. *Landscape and Urban Planning*, 83: 219-227.
- Dannenbergh P., Kuemmerle T., 2010:** Farm Size and Land Use Pattern Changes in Postsocialist Poland. *The Professional Geographer* 62 (2): 197 – 210.
- De la Fuente de Val G., Atauri J., de Lucio J. V., 2006:** Relationship between landscape visual attributes and spatial pattern indices: A test study in Mediterranean climate landscapes. *Landscape and Urban Planning* 77 (4): 393–407.
- del Corral J., Perez J.A., Roibas D., 2011:** The impact of land fragmentation on milk production. *Journal of Dairy Science* 94: 517–525.
- Demetriou D., 2014:** The Development of an Integrated Planning and Decision Support System (IPDSS) for Land Consolidation. Switzerland, Springer International Publishing.

- Demetriou D., See L., Stillwell J., 2012:** A Spatial Multi-Criteria Model for the Evaluation of Land Redistribution Plans. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 1: 272-293.
- Demetriou D., Stillwell J., See L., 2013:** A new methodology for measuring land fragmentation. *Computers, Environment and Urban Systems* 39: 71 - 80.
- Denemarková R., 2014:** Příspěvek k dějinám radosti. Host. 334 s. ISBN 987-80-7294-963-2.
- de Souza F. A. M., 2001:** Perceived security of land tenure in Recife, Brazil. *Habitat International*, 25(2): 175-190.
- Dramstad W. E., Sang N., 2010:** Tenancy in Norwegian agriculture. *Land Use Policy* 27 (3): 946–956.
- Eurostat, 2012:** Farm Structure Survey. Structure of Agricultural Holdings 2007. European Communities, Luxembourg. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agriculture/data/database>.
- European Commission, 2015a:** Agriculture in the European Union and the Member States - Statistical factsheets. European Commission website. http://ec.europa.eu/agriculture/statistics/factsheets/pdf/eu_en.pdf.
- European Commission, 2015b:** The Common Agricultural Policy after 2013. European Commission website. <http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/>.
- FAO, 2002:** Land Tenure and Rural Development (Vol. 3). FAO Land Tenure Services, Rome.
- Feranec J., Jaffrain G., Soukup T., Hazeu G., 2010:** Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography* 30 (1): 19–35.
- Forbord M., Bjørkhaug H., Burton R. J. F., 2014:** Drivers of change in Norwegian agricultural land control and the emergence of rental farming. *Journal of Rural Studies* 33: 9–19.

- Forman R. T. T., 1995:** Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fraser E.D., 2004:** Land tenure and agricultural management: soil conservation on rented and owned fields in southwest British Columbia. *Agric. Hum. Values* 21 (1): 73–79.
- Garbarino M., Lingua E., Martinez Subirá M., Motta R., 2011:** The larch wood pasture: structure and dynamics of a cultural landscape. *European Journal of Forest Research* 130 (4): 491–502.
- Gebremedhin B., Swinton S.M., 2003:** Investment in soil conservation in northern Ethiopia: the role of land tenure security and public programs. *Agric. Econ.* 29 (1): 69–84.
- Gellrich M., Baur P., Robinson B. H., Bebi P., 2008:** Combining classification tree analyses with interviews to study why sub-alpine grasslands sometimes revert to forest: A case study from the Swiss Alps. *Agricultural Systems*, 96(1–3): 124-138.
- Gomiero T., Pimentel D., Paoletti M. G., 2011:** Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Review in Plant Science* 30 (1–2): 95–124.
- Gonzalez X. P., Alvarez C. J., Crecente R., 2004:** Evaluation of land distributions with joint regard to plot size and shape. *Agricultural Systems* 82: 31 – 43.
- Goetcheus G., 2008:** What’s Next for Holistic Landscape Presevation? In: **Goetcheus G., MacDonald E. [eds.]:** Exploring the Boundaries of Historic Landscape Preservation. Clemson, South Carolina, Clemson University Digital Press: 192–201.
- Haldrup K., Stubkjær E., 2013:** Indicator scarcity on cadastre and land registration in cross-country information sources. *Land Use Policy*, 30(1): 652-664.
- Hartvigsen M., 2014:** Land reform and land fragmentation in Central and Eastern Europe. *Land Use Policy* 36: 330–341.

- Heckelei T., 2010:** Structural changes and policy impact modelling. In: 114th EAAE Seminar: “Structural Change in Agriculture: Modeling Policy Impacts and Farm Strategies”, Berlin, Germany.
- Hersperger A. M., Gennaio M. P., Verburg P. H., Burgi M., 2010:** Linking land change with driving forces and actors: four conceptual models. *Ecology and Society*, 15 (4): 17.
- Hladík J., Číhal L., 2005:** Cost and performance analysis of land offices. *Agric. Economy. – Czech* 51: 462–468.
- Hlásny T., 2007:** Geografické informačné systémy – priestorové analýzy [Geographic Information Systems – Spatial Analyses]. Národné lesnícke centrum – ZEPHYROS.
- Hu W., 1997:** Household land tenure reform in China: its impact on farming land use and agro- environment. *Land Use Policy* 14: 175 – 186.
- Ihse M., 1995:** Swedish agricultural landscapes – patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31: 21–37.
- Iscan F., 2010:** The effects of different land reallocation models applied in land consolidation projects on parcel transposition: Example of Karatepe village, Turkey. *Scientific research and Essays* 5 (9): 873 - 882.
- Jančura P., 1998:** Súčasná a historická krajinná štruktúra v tvorbe krajiny. *Životné Prostredie* 32 (5): 236–240.
- Jančura P., Bohálová I., 2010:** Historické krajinné štruktúry Bielych Karpát – Horná Súča. In Vorel I., Kupka J. [eds.]: Aktuální otázky ochrany krajinného rázu. ČVUT, Praha.
- Jongman R., 2002:** Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning* 58 (2-4): 211-221.
- Kadlecová V., Dramstad W. E., Semančíková E., Edwards K. R. 2012:** Landscape changes and their influence on the heterogeneity of landscape of the South Bohemian

Region, the Czech Republic. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 19 (6): 546 – 556.

Kaulich K., 2005: Činnost pozemkových úřadů v období do r. 2005 a v letech 2006 – 2008. *Pozemkové úpravy* 54: 1-3.

Kim S., Yang J., Park C., Jung Y., Cho B., 2007: Effects of winter cover crop of ryegrass (*Lolium multiflorum*) and soil conservation practices on soil erosion and quality in the sloping uplands. *Journal of Applied Biology and Chemistry* 55 (1): 22–28.

King R., Burton S., 1982: Land fragmentation: notes on a fundamental rural spatial problem. *Progress in Human Geography* (6): 475-494.

King R., Burton S., 1983: Structural change in agriculture: the geography of land consolidation. *Progress in Human Geography* (7): 471-501.

Ko D. W., He H. S., Larsen D. R., 2006: Simulating private land ownership fragmentation in the Missouri Ozarks, USA. *Landscape Ecology* 21: 671 – 686.

Kolář F., Matějů J., Lučanová M., Chlumská Z., Černá K., Prach J., Baláž V., Falteisek L., 2012: Ochrana přírody z pohledu biologa. Proč a jak chránit českou přírodu. Dokořán. Praha.

Kopeva D., 2003: Land markets in Bulgaria. In: **Groppo P.** [ed.]: *Land reform 2003/3*. FAO, Rome.

Kottová B., Sklenička P., Molnářová K., Pixová K., Šálek M., 2009: Pozůstatky středověkých plužin faktory ovlivňující jejich mizení, úloha mezí a principy ochrany. In **Vorel I., Kupka J., 2009:** Aktuální otázky ochrany krajinného rázu. Sborník příspěvků z konference, Praha, Centrum pro krajinu.

Kristensen S. P., 2003: Multivariate analysis of landscape changes and farm characteristics in a study area in central Jutland, Denmark. *Ecological Modelling*, 168 (3): 303-318.

Kristensen L.S., Thenail C., Kristensen S. P., 2004: Landscape changes in agrarian landscapes in the 1990s: the interaction between farmers and the farmed landscape. *A*

case study from Jutland, Denmark. *Journal of Environmental Management*, 71 (3): 231-244.

Kuemmerle T., Hostert P., Radeloff V. C., van der Linden S., Perzanowski K., Kruhlov I., 2008: Cross-border Comparison of Post-socialist Farmland Abandonment in the Carpathians. *Ecosystems*, 11: 614-628.

Kuemmerle T., Muller D., Griffiths P., Rusu M., 2009: Land use change in Southern Romania after the collapse of socialism. *Regional Environmental Change*, 9 (1): 1-12.

Kuemmerle T., Radeloff V. C., Perzanowski K., Hostert P., 2006: Cross-border comparison of land cover and landscape pattern in Eastern Europe using a hybrid classification technique. *Remote Sensing of Environment* 103: 449 – 464.

Kutter T., Louwagie G., Schuler J., Zander P., Helming K., Hecker J.M., 2011: Policy measures for agricultural soil conservation in the European Union and its member states: policy review and classification. *Land Degrad. Dev.* 22 (1), 18–31.

Kvakkestad, V., Rørstad, P. K., Vatn, A., 2015: Norwegian farmers' perspectives on agriculture and agricultural payments: Between productivism and cultural landscapes. *Land Use Policy*, 42: 83–92.

Lambin E.F., Meyfroidt P., 2011: Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *PNAS* 108: 3465–3472.

Latruffe L., Piet L., 2012: Does land fragmentation affect farm performance? A French Breton case study. In: *Proceedings of Conference EcoProd*, Montpellier (France), Septembre: 18–19.

Lerman Z., Csaki C., Feder. G., 2004: Evolving farm structures and land use patterns in former socialist countries. *Quarterly Journal Of International Agriculture* 43: 309-335.

Lieskovsky J., Kanka R., Bezak P., Stefunkova D., Petrovic F., Dobrovodska M., 2013: Driving forces behind vineyard abandonment in Slovakia following the move to a market-oriented economy. *Land Use Policy*, 32: 356-365.

- Lipský Z., 1994:** Změna struktury české venkovské krajiny (Landscape structure change of the czech rural landscape). Sborník České geografické společnosti 99: 248 – 260.
- Lotter D. W., Seidel R., Liebhardt W., 2003:** The performance of organic and conventional cropping systems in an extreme climate year. *American Journal of Alternative Agriculture* 18 (3): 146–154.
- Löw J., Míchal I., 2003:** Krajinný ráz. Lesnická práce, Kostelec nad Černými Lesy.
- Lütz M., Bastian O., 2002:** Implementation of landscape planning and nature conservation in the agricultural landscape – a case study from Saxony. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92 (2–3): 159–170.
- Madsen L.M., 2003:** New woodlands in Denmark: The role of private landowners. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1 (3): 185-195.
- Machová I., Kubát K., Česká J., Synek V., 2009:** Vyhodnocení výskytu cévnatých rostlin z agrárních valů a teras z úpatí vrchu Oblíku v Českém středohoří. *Příroda* 28: 185–202.
- McConnell K. E., 1983:** An economic model of soil conservation. *Am. J. Agric. Econ.* 659 (1), 83–89.
- Marcucci D. J., 2000:** Landscape history as a planning tool. *Landscape and Urban Planning* 49 (1–2): 67–81.
- Meeus J. H. A., 1993:** The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *The Science of the Total Environment* 129: 171–190.
- Molnárová K., 2008:** Long-term dynamics of the structural attributes of hedgerow networks in the Czech Republic – three case studies in areas with preserved medieval field patterns. *Journal of Landscape Studies* 1 (2): 113–127.
- Moreno-Perez O. M., Ortiz-Miranda D., 2008:** Understanding structural adjustment in Spanish arable crop farms: policies, technology and multifunctionality. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 6 (2): 153-165.

- Mottet A., Ladet S., Coque N., Gibon A., 2006:** Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 114 (2-4): 296-310.
- Mouysset L., 2014:** Agricultural public policy: Green or sustainable? *Ecological Economics*, 102: 15–23.
- Moyzeová M., Dobrovodská M., 2012:** Historické štruktúry poľnohospodárskej krajiny, *Enviromagazín* 15 (6): 17.
- Myyrä S., Pietola K., Yli-Halla, M., 2007:** Exploring long-term land improvements under land tenure insecurity. *Agricultural Systems* 92 (1-3): 63–75.
- Napier T. L., 1991:** Factors affecting acceptance and continued use of soil conservation practices in developing societies: a diffusion perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 36: 127– 140.
- Němec J., 2004:** Pozemkové právo a trh půdy v České republice. Výzkumný ústav zemědělské ekonomiky, Praha.
- Nikodemus O., 2005:** The impact of economic, social and political factors on the landscape structure of the Vidzeme Uplands in Latvia. *Landscape and Urban Planning* 70 (1-2): 57–67.
- Niroula G. S. et Thapa G. B. 2005:** Impacts and causes of land fragmentation, and lessons learned from land consolidation in South Asia. *Land Use Policy* 22: 358 – 372.
- Noev N., 2008:** Contracts and rental behavior in the Bulgarian land market. *Eastern European Economics* 46: 43–74.
- Nowak P. J., Korsching P. F., 1983:** Social and institutional factors affecting the adoption and maintenance of agricultural BMPs. In: *Agricultural Management and Water Quality*. Iowa State University Press, Ames, IA, pp. 349–373.
- Orsini S., 2013:** Landscape polarisation, hobby farmers and a valuable hill in Tuscany: understanding landscape dynamics in a peri-urban context. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, 113(1): 53-64.

- Palmer J. F., 2004:** Using spatial metrics to predict scenic perception in a changing landscape: Dennis, Massachusetts. *Landscape Urban Planning* 69: 201–218.
- Pašakarnis G., Maliene, V., 2010:** Towards sustainable rural development in Central and Eastern Europe: Applying land consolidation. *Land Use Policy* 27: 545-549.
- Paulsson J., Paasch J. M., 2015:** The Land Administration Domain Model – A literature survey. *Land Use Policy*, 49: 546–551.
- Pease J., 1991:** Farm Size and Land-Use Policy: An Oregon Case Study. *Environmental Management* 15 (3): 337 – 348.
- Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Baldi, A., Benton, T. G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R. D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P. R., Kleijn, D., Neumann, R. K., Robijns, T., Schmidt, J., Shwartz, A., Sutherland, W. J., Turbe, A., Wulf, F., Scott, A. V., 2014** EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* 344: 1090-1092.
- Petrzelka P., Buman T., Ridgely J., 2009:** Engaging absentee landowners in conservation practice decisions: A descriptive study of an understudied group. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64 (3): 94A–99A.
- Petrzelka P., Malin S., Gentry B., 2012:** Absentee landowners and conservation programs: Mind the gap. *Land Use Policy* 29 (1): 220–223.
- Petrzelka P., Ma Z., Malin S., 2013:** The elephant in the room: Absentee landowner issues in conservation and land management. *Land Use Policy* 30 (1): 157–166.
- Petrzelka P., Marquart-Pyatt S., 2011:** Land tenure in the US: power, gender, and consequences for conservation decision making. *Agriculture and Human Values*, 28 (4): 549-560.
- Pfeifer C., Jongeneel R. A., Sonneveld M. P. W., Stoorvogel J. J., 2009:** Landscape properties as drivers for farm diversification: A Dutch case study. *Land Use Policy*, 26 (4): 1106-1115.

- Piet L., Latruffe L., Le Mouel C., Desjeux Y., 2011:** How do agricultural policies influence farm size inequality? The example of France. *European Review of Agricultural Economics* 39 (1): 5–28.
- Pichancourt J. B., Burel F., Auger P., 2006:** Assessing the effect of habitat fragmentation on population dynamics: An implicit modelling approach, *Ecological Modelling* 192 (3–4): 543–556.
- Plieninger T., Höchtl F., Spek T., 2006:** Traditional land- use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science Policy* 9, (4): 317–321.
- Potter C., Tilzey M., 2007:** Agricultural multifunctionality, environmental sustainability and the WTO: Resistance or accommodation to the neoliberal project for agriculture? *Geoforum* 38 (6): 1290–1303.
- Pouta E., Myyrä S., Pietola, K., 2012:** Landowner response to policies regulating land improvements in Finland: Lease or search for other options? *Land Use Policy* 29 (2): 367–376.
- Primdahl J., 1999:** Agricultural landscapes as places of production and for living in owner's versus producer's decision making and the implications for planning. *Landscape and Urban Planning*, 46 (1-3): 143-150.
- Primdahl J., Kristensen L., Busck A. G., 2013:** The Farmer and Landscape Management: Different Roles, Different Policy Approaches. *Geography Compass*, 7 (4): 300-314.
- Ram K. A., Tsunekawa A., Sahad D. K., Miyazaki T., 1999:** Subdivision and fragmentation of land holdings and their implication in desertification in the Thar Desert, India. *Journal of Arid Environments* 41: 463 – 477.
- Rasul G., Thapa G. B., 2007:** The impact of policy and institutional environment on costs and benefits of sustainable agricultural land uses: the case of the Chittagong Hill Tracts, Bangladesh. *Environmental Management* 40 (2): 272–83.

Reger B., Otte A., Waldhart R., 2007: Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landscape and Urban Planning* 81 (1): 104–113.

Renwick A., Torbjorn J., Verburg P. H., Revoredo-Giha C., Britz W., Gocht A., McCracken D., 2013: Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy* 30 (1) 446–457.

Rice P. J., Harman-Fetcho J. A., Sadeghi A. M., McConnell L. L., Coffman C. B., Teasdale J. R., Abdul-Baki A. A., Starr J. L., McCarty G. W., Herbert R. R., Hapeman C. J., 2007: Reducing insecticide and fungicide loads in runoff from plastic mulch with vegetative- covered furrows. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 55 (4): 1377–1384.

Romportl D., Chuman T., 2009: Současné změny struktury krajiny v České republice, CENELC CZ o. p. s., Veltrusy.

http://www.cenelc.cz/components/pages/ns/bin/fok03_romportl_zmeny_struktury_krajiny.pdf.

Sallay Á., Jombach S., Filepné Kovács K., 2012: Landscape changes and function lost landscape values. *Applied Ecology and Environmental Research* 10 (2): 157–172.

Schaller N., Lazrak E. G., Martin P., Mari J. F., Aubry C., Benoît M., 2012: Combining farmers' decision rules and landscape stochastic regularities for landscape modelling. *Landscape Ecology* 27 (3): 433 – 446.

Schneeberger N., Burgi M., Hersperger A.M., Ewald K.C., 2007: Driving forces and rates of landscape change as a promising combination for landscape change research - An application on the northern fringe of the Swiss Alps. *Land Use Policy*, 24 (2): 349-361.

Sikor T., Müller D., Stahl J., 2009: Land fragmentation and cropland abandonment in Albania: implications for the roles of state and community in post-socialist land consolidation. *World Development*, 37: 1411-1423.

- Simbizi M. C. D., Bennett R. M., Zevenbergen J., 2014:** Land tenure security: Revisiting and refining the concept for Sub-Saharan Africa's rural poor. *Land Use Policy*, 36: 231-238.
- Simova P., Gdulova K., 2012:** Landscape indices behavior: A review of scale effects. *Applied Geography*, 34: 385-394.
- Sklenička P., 2002:** Temporal changes in pattern of one agricultural landscape during the period 1938 – 1998. *Ekológia* 21 (2): 181 – 191.
- Sklenicka P., 2006:** Applying evaluation criteria for the land consolidation effect to three contrasting study areas in the Czech Republic. *Land Use Policy* 23 (4): 502–510.
- Sklenicka P., Hladík J., Střeleček F., Kottová B., Lososová J., Číhal L., Šálek M. 2009:** Historical, environmental and socio-economic driving forces on land ownership fragmentation, the land consolidation effect and the project costs. *Agricultural Economic – Czech* 55: 571 – 582.
- Sklenicka P., Janovska V., Salek M., Vlasak J., Molnarová K., 2014:** The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy* 38, 587–593.
- Sklenicka P., Molnarova K., Brabec E., Kumble P., Pittnerova B., Pixova K., Salek M., 2009:** Remnants of medieval field patterns in the Czech Republic: Analysis of driving forces behind their disappearance with special attention to the role of hedgerows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129(4): 465-473.
- Sklenicka P., Molnarova K., Pixova K. C., Salek, M., 2013:** Factors affecting farmland prices in the Czech Republic. *Land Use Policy* 30 (1): 130–136.
- Sklenicka P., Salek M., 2008:** Ownership and soil quality as sources of agricultural land fragmentation in highly fragmented ownership patterns. *Landscape Ecology* 23: 299 – 311.

Sklenicka P., Janovska V., Salek M., Vlasak J., Molnarova K., 2014: The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy*, 38: 587-593.

Soule M.J., Tegene A., Wiebe K.D., 2000: Land tenure and the adoption of conservation practices. *Am. J. Agric. Econ.* 82 (4), 993–1005.

Stanfield B. J., Bliss J. C., Spies T. A., 2002: Land ownership and landscape structure: a spatial analysis of sixty-six Oregon (USA) Coast Range watersheds. *Landscape Ecology* 17: 685 – 697.

Stoate C., Baldi A., Beja P., Boatman N. D., Herzon I., van Doorn A., . . . , Ramwell C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - a review. *Journal of Environmental Management*, 91: 22-46.

Svobodova K., Sklenicka P., Vojar J., 2014: How does the representation rate of features in a landscape affect visual preferences? A case study from a post-mining landscape. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, (March), 1–11.

Swinnen J. F. M., 1999: The political economy of land reform choices in Central and Eastern Europe. *Econ Transit* 7: 637–664.

Qu H. F., Wang W., 1995: Land administration reform in China: its impact on land allocation and economic development. *Land Use Policy* 12: 193 – 203.

Tapper S. C., Barnes, R. F. W., 1986: Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology* 23: 39–52.

Thenail C., Baudry J., 2004: Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in northeast Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101 (1): 53–72.

van Dijk T., 2003: Scenerions of Central European land fragmentation. *Land Use Policy* 20: 149 – 158.

- Van Doorn A. M., Bakker M.M., 2007:** The destination of arable land in a marginal agricultural landscape in South Portugal: an exploration of land use change determinants. *Landscape Ecology*, 22(7): 1073-1087.
- van Eetvelde V., Antrop M., 2004:** Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes – two examples from Southern France. *Landscape and Urban Planning* 67: 79–95.
- Van Huylenbroeck G., Vandermeulen V., Mettepenningen E., Verspecht A., 2007:** Multifunctionality of Agriculture: A review of Definitions, Evidence and Instruments. *Living Reviews in Landscape Research*, 1, (2007), 3. URL (cited on <15 December 2015>): <http://dx.doi.org/10.12942/lrlr-2007-3>.
- van Vliet J., de Groot H. L. F., Rietveld P., Verburg P. H., 2015:** Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 133: 24-36.
- Varble S., Secchi S., Druschke C. G., 2015:** An Examination of Growing Trends in Land Tenure and Conservation Practice Adoption: Results from a Farmer Survey in Iowa. *Environmental Management*: 1- 13.
- Vogt K. A., Grove M., Asbjornsen H., Maxwell K. B., Vogt D. J., Sigurdadottir R., Larson B. C., Schibli L., Dove M., 2002:** Linking ecological and social scales for natural resource management. In: Liu, J., Taylor, WW. (Eds.), *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*. Cambridge University Press, Cambridge, 143–175.
- Vopravil J., Khel T., Hladík J., Havelková L., 2014:** Metodika půdního průzkumu zemědělských pozemků pro pachtovní smlouvy. VÚMOP, v.v.i. Metodický postup. 24 pp. ISBN 978-80-87361-35-1.
- Vranken L., Swinnen J., 2006:** Land rental markets in transition: theory and evidence from Hungary. *World Development* 34: 481–500.

Walford N., 2002: Agricultural adjustment: adoption of and adaptation to policy reform measures by large-scale commercial farmers. *Land Use Policy*, 19(3): 243-257.

Wannasai N., Shrestha R. P., 2008: Role of land tenure security and farm household characteristics on land use change in the Prasae Watershed, Thailand. *Land Use Policy*, 25 (2): 214-224.

Weibull A. C., Östman Ö., Granqvist Å., 2003: Species richness in agro- ecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity & Conservation* 12: 1335 - 1355.

Weinstoerffer J., Girardin P., 2000: Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality: use of a landscape indicator. *Ecological Modelling* 130: 95–109.

Wilson G. A., 1997: Factors influencing farmer participation in the environmentally sensitive areas scheme. *Journal of Environmental Management*, 50 (1): 67-93.

Zeithaml J., Pizl V., Sklenicka P., 2009: Earthworm assemblages in an ecotone between forest and arable field and their relations with soil properties. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44: 922–926.

9. PŘÍLOHY

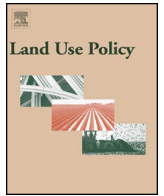
Příloha 1: Článek 1 - *The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation*

Příloha 2: Článek 2 - *Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?*

Příloha 3: Článek 3 - *Factors affecting farm size on the European and national level of the Czech Republic*

Příloha 4: Publikační přehled

Příloha 5: Odborný životopis



The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation



Petr Sklenicka*, Vratislava Janovska, Miroslav Salek, Josef Vlasak, Kristina Molnarova

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Prague 165 21 Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 1 May 2013

Received in revised form 9 January 2014

Accepted 13 January 2014

Keywords:

Sustainable land use

Land ownership fragmentation

Cadastral parcel

Production block

LPIS

Land market

ABSTRACT

Extreme farmland ownership fragmentation is becoming a limiting factor for sustainable land management in some countries. Scattered, excessively small parcels cease to be viable for individual farming, and owners feel forced to rent these parcels to larger enterprises farming on adjacent land. Our study demonstrates a phenomenon that we call the Farmland Rental Paradox, where very small parcels tend to create large production blocks by being rented to larger farmers, and therefore to significantly homogenize the land-use pattern. The parcel size established as the threshold for this phenomenon is 1.07 ha. Below this threshold, the smaller the parcels were, the larger the blocks that they tended to create.

Using the example of the Czech Republic, a state with extremely high farmland ownership fragmentation, it is demonstrated that this phenomenon can currently determine the land use of up to 40% of the country's farmland. Our study also points to other countries where this phenomenon may apply, especially the transitional countries of Central and Eastern Europe.

The study discusses the tempo of the fragmentation process, which accelerates exponentially in countries with the equal inheritance system. It goes on to discuss defragmentation, social impacts of the dominance of the land rental market, and environmental impacts of significant homogenization of the land-use pattern. The serious negative impacts of extreme land-ownership fragmentation show that this phenomenon can be considered as a significant form of land degradation.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Introduction

The high level of farmland ownership fragmentation in some Eastern and Central European countries (e.g., Kopeva and Noev, 2001; Sabates-Wheeler, 2005; Ciaian, 2008) significantly complicates farming activities. Especially in recent centuries, farmland has been broken into small land-ownership parcels, and has been losing its attractiveness for farming, particularly for the landowners themselves. The plots are unprofitable for owner-cultivation due to the small, often scattered and inconveniently shaped parcels, which lead to higher expenditure and lower farm productivity (Gonzalez et al., 2004; del Corral et al., 2011; Sauer et al., 2012; Latruffe and Piet, 2012). In the fragmentation process, many parcels become inaccessible, as the current density of the road network is far from adequate for the high level of fragmentation (Sklenicka, 2006). In

practice, owners tend to rent these non-viable parcels to large tenants.

The dominance of the land rental market, together with the prevalence of large tenants, can cause significant homogenization of land-use patterns (Sklenicka and Salek, 2008). This, in turn, can lead to a loss of spatial heterogeneity of the landscape, followed by a decrease in habitat connectivity, with negative impacts on species diversity (Kruess and Tschardt, 1994; Lindborg and Eriksson, 2004). A homogeneous landscape structure also causes a number of problems in soil erosion control and flood management (Van Oost et al., 2000), and is usually perceived as less esthetically valuable (de la Fuente de Val et al., 2006).

The role of the farmland rental market depends on a number of conditions and specific features in each state or region. For example, in the EU countries, the share of rented farmland is highly variable, from 18% in Ireland to 89% in Slovakia (Eurostat, 2012). Some factors behind this variability are common to most countries, e.g. legal and economic conditions (land taxes, tenure regulations, transaction costs, sale and rental prices, market imperfections). Moreover, in contrast to European countries with traditional economies, the situation in the so-called transitional countries has been significantly influenced by their varying approaches to land reforms after 1990 (Lerman, 2001; Vranken and Swinnen, 2006; Ciaian et al., 2012;

* Corresponding author at: Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Kamycka 129, Prague 165 21, Czech Republic. Tel.: +420 776 323 824; fax: +420 234 381 848.

E-mail addresses: sklenicka@fzp.czu.cz (P. Sklenicka), janovska@fzp.czu.cz (V. Janovska), salek@fzp.czu.cz (M. Salek), jvlasak@fzp.czu.cz (J. Vlasak), molnarova@fzp.czu.cz (K. Molnarova).

Skaloš et al., 2012). In our previous work (Sklenicka and Salek, 2008), we confirmed the key driving role of farmland ownership in the share of rented land in the conditions of extreme fragmentation of land-ownership. Extreme fragmentation of farmland ownership is a phenomenon prevailing especially in the Central European countries (Van Dijk, 2003). Its main cause lies in the history of inheritance proceedings (Sklenicka et al., 2009). Over a period of several centuries, ongoing equal division of land among the heirs has exponentially transformed viable land holdings into a fine-grained mosaic of functionally ineffective parcels. There are three ways to amend this fragmentation: on the ownership level, by land consolidation projects, or by the sales market (Van Dijk, 2003; Sklenicka, 2006), or on the tenancy level by the rental market (Vranken and Swinnen, 2006). As land consolidation projects take a relatively long time, and as the land sales market does not function very well in most transitional countries, the land rental market takes the leading role.

Extreme land fragmentation can therefore in some cases lead to a high proportion of rented farmland in an agricultural area. On the basis of rental agreements, individually-owned small parcels are consolidated into production blocks. Van Dijk (2003) expresses land fragmentation in terms of average area per landowner, and reports that the value in Central Europe is below 5 ha.

However, Sklenicka et al. (2009) found that the variable expressing land fragmentation should be the number of parcels per owner. This variable is generally more accurate in describing the spatial arrangement of land ownership, as one owner can own several parcels scattered throughout an area. The authors state that the average area per landowner in the Czech Republic is 2.7 ha, which is further subdivided into more than 6 parcels, resulting in an average parcel size of 0.4 ha. The Czech Republic therefore ranks among the countries with the highest level of land-ownership fragmentation, but it is at the same time the country with the highest average area of production blocks (89.3 ha) in the EU, where the average block size is $26.07 \text{ ha} \pm (\text{SE}) 21.63$ (Eurostat, 2012). This immense disproportion is facilitated mainly by the abnormal share of rented farmland. With 83%, the Czech Republic takes second place for rented farmland in the EU, where the average share is $44.61\% \pm (\text{SE}) 22.29$ (Eurostat, 2012). A similar level of farmland fragmentation has been observed e.g. in Romania, where Sabates-Wheeler (2005) reported an average parcel size of 0.43 ha. Other reported values include 0.6 ha in Bulgaria (Kopeva and Noev, 2001), 0.3 ha in Macedonia (Noev et al., 2003), 0.45 ha in Slovakia (Ciaian, 2008), and 0.38 ha in Slovenia (Ministry of Agriculture, Forestry and Food, 2007).

Studies addressing the influence of land ownership fragmentation on spatial characteristics of land use usually focus on forested landscape segments (e.g. Brown, 2003; LaPierre and Germain, 2005), or on entire complex landscapes. In the latter group, e.g. Turner et al. (1996) demonstrated that different ownership groups produce quantitatively distinct landscape patterns. However, there have been very few studies concentrating on farmland, although the process of land-ownership fragmentation is continuing in many European countries, and in some countries it is already becoming a limiting factor for sustainable land use. Studies on links between ownership and agricultural landscape patterns mostly deal with different ownership classes on a regional scale (e.g. Caspersen and Fritzboeger, 2002; Gude et al., 2006). A positive correlation between fragmentation of farmland ownership and farmland use is generally assumed, but Swinnen et al. (2006) and Sklenicka and Salek (2008) mention very high land-ownership fragmentation as a reason for farmland consolidation through the rental market. However, despite the intensive development of land change science in the last two decades (Rindfuss et al., 2004), we have found no relevant wide-ranging study on parcel scale focusing on the mutual relationship between land-ownership fragmentation and land-use

fragmentation, or on land-ownership fragmentation as a driving force for the land rental market.

In this study, we hypothesize the existence of a phenomenon that we have called the Farmland Rental Paradox (FRP¹) in highly fragmented ownership patterns. This paradox states that, when they keep decreasing below a critical level, smaller land ownership parcels tend to create larger land-use blocks. If there is support for our hypothesis, we intend to find a threshold in parcel size for this phenomenon, and, on the basis of this threshold, to determine the percentage of land-ownership parcels in the Czech Republic influenced by this phenomenon. Our study is the first to hypothesize the existence of FRP. Similarly, the relationship between land ownership and the use of farmland has never been tested on a similar scope at the most detailed level, i.e. at parcel scale. The scope of this study includes only blocks of land which are farmed entirely on the basis of ownership or on the basis of tenancy, as these are the extreme cases of land use practice, suitable for a first study of the hypothesized phenomenon.

Materials and methods

Data collection

The primary spatial unit in our study is the farmland production block, where we determine the number of land-ownership parcels, their average size, and whether the block is farmed by the owner or by a tenant. The data was collected throughout the Czech Republic. The area of the Czech Republic was divided into 13 parts according to the regional administrative units (the Prague Capital City Region is excluded from our study, as the proportion of farmland is negligible).

Information on the individual blocks was obtained from the Land Parcel Identification System (LPIS). The information most relevant to our study obtained from the Land Blocks layer (in .shp format) included the Block Area (BA; ha), User Identification and Land-Use Type. Information on land ownership was obtained from the database of the Land Register, along with the digital cadastral map. The variables derived from these maps were Mean Parcel Size (MPS; ha) for the area of the land block and Owner Identification. To determine whether a block is farmed by the owner or by a tenant, we compared the data from LPIS with data from the Land Register (User Identification x Owner Identification).

Spatial analyses of this primary data were performed in the GIS environment (Arc GIS 10.1). First, only land blocks listed as farmland were selected from LPIS (232 545 land blocks). These land blocks were divided into 10 categories according to their size, representing the whole range of land block sizes occurring in the Czech Republic. In the next step, five sample blocks were chosen from each size category in each of the 13 regions by stratified random selection, to ensure coverage of the entire Czech Republic. Because the goal of this study is to compare fully rental-based and fully individual farming, blocks with mixed ownership (blocks where the user owns part of the parcels and rents the rest) were removed from the dataset. Only blocks farmed entirely either on an ownership basis or on a tenancy basis were included in the statistical analysis ($n = 281$).

To estimate the proportion of farmland affected by FRP, a cumulative curve describing the representation of land-ownership parcel size categories in the Czech Republic was constructed. The data was obtained from the Czech Office for Surveying, Mapping and Cadastre. The intersection of this cumulative curve with the threshold

¹ FRP – Farmland Rental Paradox.

Table 1

Results of stepwise non-linear modeling of the relationship between block size and mean parcel size. Residual standard error (RSE) from the basic LOESS model = 1029.8.

Splits	Threshold density	df	Residual sum of squares (rss)	Explained variance (%)	F	P
1	1.074	1163	1040.0	27.60	62.15	<0.0001
1+2	0.701	1163	1275.8	11.20	20.56	<0.0001
1+2+3	0.584	1163	1386.5	3.50	5.91	0.016
1+2+3+4	0.477	1163	1426.1	0.74	1.22	0.272

parcel size value for FRP indicates the proportion of farmland that can be affected by FRP.

Statistical data processing

The data violated the rules of normality, and we analyzed it using either non-parametric tests (the Mann–Whitney *U* test, the Spearman rank correlation coefficient) or stepwise non-linear LOESS regression. The use of the parameters of Mean and SE (standard error) is only illustrative, and was not applied in the tests. The relationship between parcel size (explanatory variable) and block size (dependent variable) in blocks consisting of two or more parcels was analyzed using stepwise non-linear LOESS smothering combined with the tree-split thresholding method, based on binary recursive partitioning (LOESS and tree packages in R; R Development Core Team, 2010). This approach was applied after a prior inspection to check that the smoothed line (using predict prescription) representing the relationship looks like a step function, and an objective way to determine the thresholds for splitting the explanatory variable into lower values and higher values uses a tree model (Crawley, 2008). The first step included the threshold calculation, which provided explicit values for particular thresholds. We found the threshold for the first split of the tree model, and we defined this as the threshold density for creating a two-level factor for fitting two constant rates of MPS change. We then created more complex models by including additional thresholds (i.e. additional tree-splits specifying the higher-order threshold density) to compare the model qualities (residual standard errors, explained variances and model significances; Table 1). As the final model, we selected the significant model best representing the relationship between parcel size and block size, i.e. with the lowest residual standard error and the highest explained variance (Crawley, 2008).

Results

The dominant group in our sample comprised blocks consisting of more than one (and often tens) land-ownership parcels (49%; example in Fig. 1). The second most frequently represented group comprised production blocks consisting of a single land-ownership parcel (38%). Often, however, a block consisted of more than a hundred land-ownership parcels (13%). In an extreme case, a production block consisted of 693 parcels owned by different owners (BA = 133.00 ha; MPS = 0.19 ha).

We compared MPS and BA between single-parcel blocks and multi-parcel blocks. The difference in MPS between the single-parcel blocks (mean value $2.7 \text{ ha} \pm 0.74(\text{SE})$, $n = 116$, median = 0.93) and the multi-parcel blocks ($1.8 \text{ ha} \pm 0.04(\text{SE})$, $n = 165$, median = 0.96) was not significant (Mann–Whitney test of medians, $Z = -1.21$, $n_1 = 116$, $n_2 = 165$, $p = 0.22$), whereas the difference in BS was significant (Mann–Whitney test of medians, $Z = -13.47$, $n_1 = 116$, $n_2 = 165$, $p < 0.01$); the single-parcel blocks were significantly smaller than the multi-parcel blocks (Fig. 2).

In blocks used by tenants (62% of the total sample), we described the relationship between MPS in the blocks and BA (Fig. 3). The average size of the blocks was $47.3 \text{ ha} \pm 2.94(\text{SE}) \text{ ha}$ ($n = 164$), and the average size of the parcels in the blocks was $1.1 \text{ ha} \pm 0.05(\text{SE}) \text{ ha}$. The number of parcels in the block was on an average $73.4 \pm 7.21(\text{SE})$, with a median of 38 parcels.

The relationship between MPS in a block and BA was generally negative, suggesting a paradoxically decreasing block size with increasing MPS. The model with threshold density at the first split only (MPS = 1.07 ha) was the best of the four performed models (Table 1). In the adopted model, the negative relationship between MPS and BA was highly significant, and the residual sum of squares was the closest to the residual standard error of the basic LOESS model. The split indicated the value at which the general pattern



Fig. 1. An example of land-ownership fragmentation, using samples from the study. Left: a production block of 52.6 ha, traced over an orthophotograph (Source: LPIS). Right: ownership pattern – 82 parcels with an average size of 0.64 ha. (Source: Czech Office for Surveying, Mapping and Cadastre).

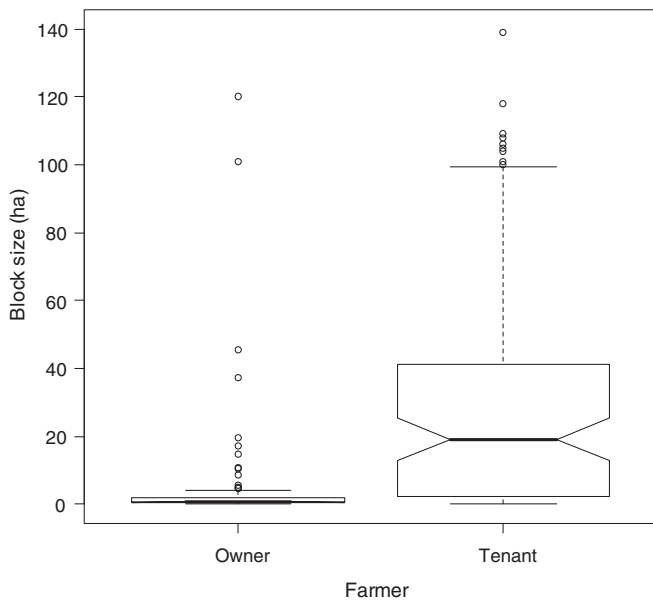


Fig. 2. Difference in block size between blocks farmed by owners and blocks farmed by tenants.

of the relationship changed. Below the threshold, the BA decreased significantly when the MPS increased (Spearman rank correl. coef. $r_s = -0.32$, $n = 69$, $p < 0.05$), whereas above the split value the downward trend disappeared (Spearman rank correl. coef. $r_s = -0.16$, $n = 96$, $p > 0.05$).

We also compared the proportions of the area of land farmed by its owners with the area farmed by tenants. The difference in the proportions of the forms of management was significant (difference test for percentages, $p = 0.012$) for small versus large parcels (threshold of FRP = 1.07 ha). Parcels below 1.07 ha were farmed by tenants in 87.8% of the area, whereas owners farmed only 12.2% of the area. On larger parcels (>1.07 ha), on the other hand, the share of the land farmed by tenants decreased to 71%, while owners farmed 29% of the land.

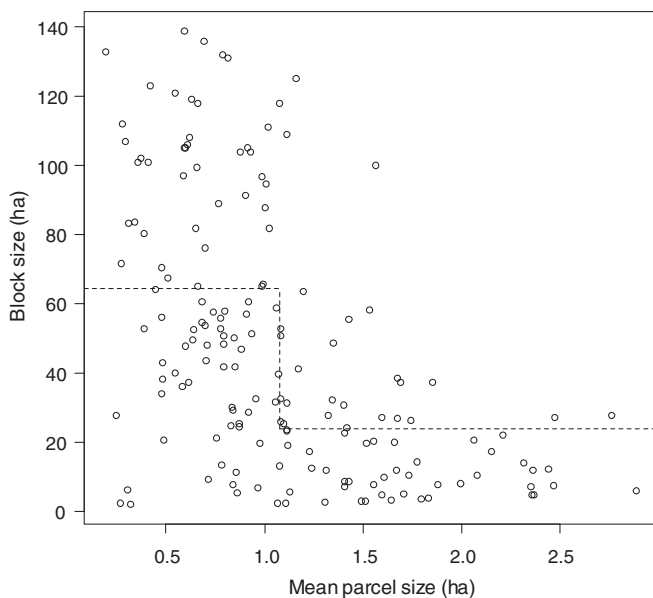


Fig. 3. Relationship between MPS and BA in blocks farmed by tenants, using stepwise non-linear LOESS regression combined with the tree-split thresholding method. The first split threshold density appears at the MPS = 1.074 ha.

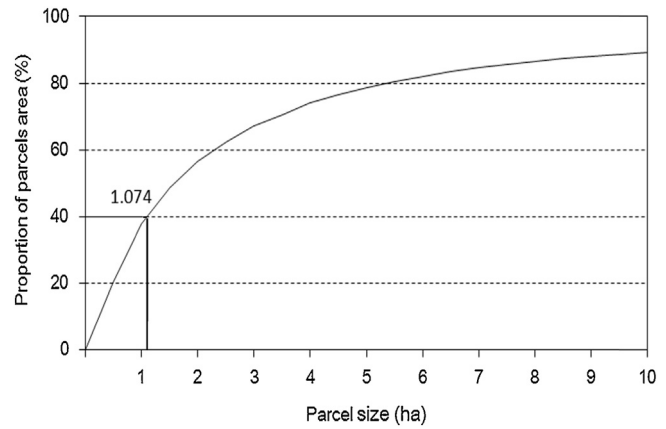


Fig. 4. A cumulative curve describing the representation of parcel size categories (Source: Czech Office for Surveying, Mapping and Cadastre). The intersection of this curve with the threshold value for FRP indicates that the proportion of parcels in the Czech Republic which may be influenced by the FRP phenomenon is approximately 40% of the total farmland area.

The cumulative curve in Fig. 4 shows that small parcels strongly prevail in the Czech Republic, with 75% of farmland consisting of parcels below 3.6 ha. The intersection of the cumulative curve with the threshold value for the size of a parcel for FRP (1.07 ha) suggests that this phenomenon currently influences approximately 40% of farmland in the Czech Republic.

Discussion

In our study, we have demonstrated a phenomenon that we have called the Farmland Rental Paradox. The main principle of this paradox is the tendency for small parcels of farmland (in the Czech Republic, the threshold size is 1.07 ha) to create large production blocks. Below this threshold, the smaller the parcels are, the larger blocks they tend to create. Small parcels have a number of disadvantages, which complicate farming activities. In addition to their unfavorable size, these parcels often have unsuitable shapes and, in addition, the inadequate density of the field road network often makes it impossible for modern machinery to access the parcel. Extreme fragmentation therefore often makes it impossible for landowners to farm their land.

On the other hand, larger parcels are more likely to be farmed by their owners. The main reason for this is the higher economic viability of larger parcels due to lower expenditures and also higher crop production (Gonzalez et al., 2004; Latruffe and Piet, 2012). Even when the larger parcels are rented, the resulting blocks tend to be smaller than blocks consisting of very small parcels – the largest, economically most viable parcels tend to be retained and farmed by their owners and it is therefore more difficult for tenants to rent large uninterrupted blocks of land consisting of a number of adjacent parcels.

The size of 1.07 ha can also be considered as the threshold size of a parcel (an average value for the Czech Republic), indicating the size below which it is likely not to be economically viable to farm the parcel individually. Parcels of this size are more frequently consolidated into larger blocks by rental agreements. The farmland rental market is a fast way to consolidate land, and is very strongly developed especially in the transitional countries of Central and Eastern Europe (Noev, 2008; Amblard and Colin, 2009), and also in other countries (e.g. Rahman, 2010; Zhang et al., 2011), especially where the farmland sales market has not yet developed sufficiently, and where land consolidation projects are not implemented within an adequate time frame (Sklenicka et al., 2009).

It should be noted that, in our study, the tested variable was the average size of ownership parcels in the entire block. The threshold value of 1.07 ha is therefore an average for a larger number of parcels. Solitary small parcels adjacent to large parcels would probably not be influenced by FRP. This phenomenon is therefore demonstrated for entire field patterns with extremely fragmented ownership. In the Czech Republic, these patterns occur over large territories, mostly in agriculturally marginal areas in up- and highlands, where the extremely fragmented ownership patterns are determined not only by the long-standing system of equal inheritance, but also by the morphology and by erosion control measures of the organizational type (Sklenicka et al., 2009). The threshold is an average value for the Czech Republic. For individual blocks, this value depends on further factors, especially on soil quality, on the land use of adjacent land, on distance from a settlement, etc. (Sklenicka and Salek, 2008).

The Czech Republic is one of the countries with the most fragmented farmland ownership in the European Union, where the average parcel size is approximately 0.4 ha (Sklenicka and Salek, 2008). On the basis of the distribution of parcel size categories, we have established that FRP applies to 40% of all farmland in the Czech Republic. This significant proportion of farmland consists of parcels that are not economically viable due to their size. Approximately two fifths of all Czech farmland is therefore currently “condemned” to be rented out. The unwillingness of owners of small parcels to sell their land is caused by the current imperfections in the land sales market, especially by significantly lower land prices than in nearby Western European countries (Germany, Austria, the Netherlands, etc.), by speculation on the growth of these prices, by lack of capital for purchasing farmland, etc. At the same time, according to some authors, the fragmentation of farmland ownership is in itself one of the significant determinants of low farmland prices. Some studies demonstrate a positive effect of parcel size on its price, meaning that a larger parcel size tends to raise the price of the land (e.g. Thorsnes and McMillen, 1998; Sklenicka et al., 2013). On the other hand, results by other authors show that small parcels are more expensive to buy than larger ones (e.g. Karl and Gareth, 2005; Swinnen and Vranken, 2009). According to Thorsnes and McMillen (1998), these different results may be due to insufficiently large datasets in some studies. Objective causes of this conflicting evidence may include differences in the political, socio-economic or natural conditions in the countries or regions where the studies were carried out. In the Czech Republic, the very strong farmland rental market is currently the main factor leading to the current state of affairs, where farmland owned by over 3 million owners is farmed by only about 30 thousand farming subjects. Only 17% of farmland is farmed by its owners (Eurostat, 2012). This situation raises the question of the sustainability of such management, the role of sanctions and also of subsidies for soil conservation and for landscape protection for the subjects who farm the remaining 83% of the land on a rental basis. For a large majority of Czech farmers, the approach to land is not influenced by traditional generational ties and by a feeling of responsibility toward future users. Without the incentive of subsidies, on the one hand, and the threat of sanctions, on the other, tenants tend to perceive the land only as a means of production, designed for short-term or medium-term profit, as opposed to an invaluable natural resource in need of protection and long-term improvement. The sustainability of agriculture in this region is therefore very strongly dependent on correctly set European and national agricultural policies. The danger of restrictions, and especially of loss of subsidies, which form a significant part of the income of farmers in the Czech Republic, is currently the dominant motivation to follow the principles of sustainable agriculture. A number of authors consider it necessary to further fine-tune the incentives and policies for the

sustainability of agriculture and ecosystem services, without compromising environmental integrity or public health (e.g. Tilman et al., 2002).

FRP very likely applies to other countries as well, primarily to countries which, similarly to the Czech Republic, have extremely fragmented farmland ownership patterns, as well as a high share of rented land, or large production blocks. Among the European countries, this could apply e.g. to Slovakia, where the MPS is 0.4 ha and the share of land farmed by tenants is 89%, and to Bulgaria (0.6 ha/79%). By contrast, other states with extreme farmland fragmentation may not be affected by FRP, because the share of rented land is not so significant. This is the case of e.g. Romania (0.43 ha/17%) and Slovenia (0.38 ha/29%). Generally, FRP tends to apply more to the transitional European countries, where individual farming was suppressed for 40 or more years. In these countries, the relationship with the land, and also the technological and knowledge base of the traditional farming families, survived only in a relatively small number of cases (Lerman, 2001; Sklenicka, 2006). Most of the land in these countries was returned after 1990 to its original owners or to their heirs, but only a small proportion of these owners returned to farming. Although we assume geographically broader validity of the FRP phenomenon, the threshold value calculated for the natural and socio-economic conditions of the Czech Republic is not automatically applicable to other countries.

Another important issue is the process of further fragmentation. Land inheritance is generally a key driver of land use (Gibson and Gurmu, 2011). In countries where the equal inheritance system has been applied for centuries, i.e. where land is not passed down to a single heir but to all heirs in equal shares, the situation is particularly critical. In these countries, the process of land fragmentation continues at an exponentially increasing rate. The tools for land-ownership defragmentation, i.e. the farmland sales market and land consolidation programs, cannot keep up with this pace. Therefore, within a few decades, the symptoms of extreme farmland fragmentation will be seen in countries and regions where the phenomenon has not yet occurred. In regions where these problems currently exist, they will become significantly more acute.

In consequence, extreme fragmentation significantly restricts the free decisions of owners who would like to farm their land, forcing them to rent the land out to the subjects that farm larger adjacent land blocks. Moreover, extreme fragmentation significantly reduces the market value of the land (Sklenicka et al., 2013) and makes the land inaccessible for mechanization. The progressive decrease in the size of individually owned parcels thus leads to a further increase in the share of rented land, and to an increase in the size of the production blocks. The share of rented land can therefore be perceived as an indicator of the level of owners' alienation from their land.

The homogenization of the land-use pattern due to increasing influence of the land rental market can, on the one hand, facilitate greater economic efficiency of farming, but, on the other hand, it can gradually alienate owners from their land. It also raises some other negative social consequences (a change in the character of rural landscapes, growth of large agricultural companies at the expense of small and medium-size farms) and environmental impacts (loss of diversity at ecosystem level, increasing risk of erosion, loss of esthetic qualities of the landscape). Low economic viability of individually farmed small parcels also leads to easier conversion of farmland to non-farming uses, leading to a global shortage of productive land in western urban land markets (Zeithaml et al., 2009; Lambin and Meyfroidt, 2011; Skaloš et al., 2011). However, no study has so far confirmed this trend in the Czech Republic or in other transitional countries. The serious negative impacts of extreme land-ownership fragmentation show that FRP can be considered as a form of land

degradation. Overall, in some countries and regions, this process can result in long-term unsustainability of this type of land management.

There are several types of measures for mitigating the negative impacts of extreme land ownership fragmentation and for facilitating sustainable agriculture. These measures can be divided into two fundamentally different groups. The first group involves supporting policies for land ownership defragmentation and providing support for individual farming, as opposed to farming on rented land. These measures concentrate on solving the causes of this problem. They include providing support for the land sale market by subsidized loans for farmers, and implementing land consolidation projects focused primarily on land ownership consolidation. Another challenge lies in introducing legislative measures aimed at stopping further fragmentation of already small parcels in the process of inheritance. These measures could include e.g. the establishment of minimum sizes of parcels or of entire farms, which cannot be further subdivided, or a change in the inheritance system from equal inheritance to some modern gender-correct analog of the system of primogeniture, whereby in the past the eldest male inherited everything. However, these legal reforms would require significant political courage, as they would involve changing principles that have prevailed for several centuries in the area of the present-day Czech Republic. It is also necessary to give careful consideration to the implementation of these reforms in the context of the specific conditions in each country, as legal measures of this type can cause new problems have unintended consequences. These are pointed out e.g. by Vranken et al. (2011). This study uses the example of Bulgaria, where the implementation of a minimum plot size led to co-ownership of parcels and therefore to complications in decision-making, lower efficiency of farming and even to abandonment of the land. The second group of measures aims to minimize the impacts resulting from unsustainable forms of farming on a rental basis in the current conditions of land-ownership fragmentation. These measures recognize that voluntary care for the land does not work adequately, and include various forms of positive and negative motivation for farmers and land owners, aimed at encouraging and requiring them to care for the soil. Currently, a number of these incentives form parts of EU systems, e.g. Cross Compliance, GAEC and others, which establish the conditions for obtaining subsidies and the rules concerning restrictions that are to be applied when these conditions are not met. Key adjustments to the agricultural policies of the EU and of its member countries should involve adapting the supranational and national systems of agricultural subsidies to the requirements of sustainable agriculture.

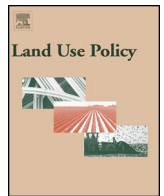
Acknowledgement

This study was supported by grant of National Agency for Agricultural Research No. QH82162 “Possibilities of defragmentation of agricultural land” and by grant of Czech Science Foundation 14-09212S “The Farmland Rental Paradox: A new cause of economic land degradation”. The authors owe special thanks to Robin Healey for his useful advice.

References

- Amblard, L., Colin, J.P., 2009. Reverse tenancy in Romania: actors' rationales and equity outcomes. *Land Use Policy* 26, 828–836.
- Brown, D.G., 2003. Land use and forest cover in private parcels in the Upper Midwest USA, 1970–1990. *Landscape Ecology* 18, 777–790.
- Caspersen, O.H., Fritzboeger, B., 2002. Long-term landscape dynamics – a 300-year case study from Denmark. *Danish Journal of Geography* 3, 13–27.
- Ciaian, P., 2008. Land, EU Accession and Market Imperfections. PhD Thesis, Katholieke Universiteit Leuven.
- Ciaian, P., Kancs, D., Swinnen, J., Van Herck, K., Vranken, L., 2012. Key issues and developments in farmland rental markets in EU member states and candidate countries. *Factor Markets Working Paper No. 13*. CEPS, Brussels.
- Crawley, M.J., 2008. *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester.
- de la Fuente de Val, G., Atauri, J.A., de Lucio, J.V., 2006. Relationship between landscape visual attributes and spatial pattern indices: a test study in Mediterranean-climate landscape. *Landscape and Urban Planning* 77, 393–407.
- del Corral, J., Perez, J.A., Roibas, D., 2011. The impact of land fragmentation on milk production. *Journal of Dairy Science* 94, 517–525.
- Eurostat, 2012. Farm Structure Survey. Structure of Agricultural Holdings 2007. European Communities, Luxembourg <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agriculture/data/database> (1.11.12).
- Gibson, M.A., Gurmu, E., 2011. Land inheritance establishes sibling competition for marriage and reproduction in rural Ethiopia. *PNAS* 108, 2200–2204.
- Gonzalez, X.P., Alvarez, C.J., Crecente, R., 2004. Evaluation of land distributions with joint regard to plot size and shape. *Agricultural Systems* 82, 31–43.
- Gude, P.H., Hansen, A.J., Rasker, R., Maxwell, B., 2006. Rates and drivers of rural residential development in the Greater Yellowstone. *Landscape and Urban Planning* 77, 131–151.
- Karl, G.L., Gareth, T., 2005. Parcel size, location and commercial land values. *Journal of Real Estate Research* 27, 343–354.
- Kopeva, D., Noev, N., 2001. Aspects of land consolidation after the Bulgarian land reform. In: *Proceedings of international workshop “The New Structure of the Rural Economy of Post-communist Countries”*, Lomnice and Luznici, Czech Republic, October 26–30, pp. 123–159.
- Kruess, A., Tschardt, T., 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264, 1581–1584.
- LaPierre, S., Germain, R.H., 2005. Forestland parcelization in the New York City Watershed. *Journal of Forestry* 103, 139–145.
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *PNAS* 108, 3465–3472.
- Latruffe, L., Piet, L., 2012. Does land fragmentation affect farm performance? A French Breton case study. In: *Proceedings of Conference EcoProd 2012*, Montpellier (France), September, pp. 18–19.
- Lerman, Z., 2001. Agriculture in transition economies: from common heritage to divergence. *Agricultural Economics* 26, 95–114.
- Lindborg, R., Eriksson, O., 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85, 1840–1845.
- Ministry of Agriculture, Forestry and Food, 2007. Rural development programme of the Republic of Slovenia 2007–2013. Slovenia.
- Noev, N., Swinnen, J., Vranken, L., 2003. The Development of Land Rental Markets in Bulgaria and the Former Yugoslav Republic of Macedonia. *FAO Working Paper*.
- Noev, N., 2008. Contracts and rental behavior in the Bulgarian land market. *Eastern European Economics* 46, 43–74.
- Rahman, S., 2010. Determinants of agricultural land rental market transactions in Bangladesh. *Land Use Policy* 27, 957–964.
- R Development Core Team, 2010. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rindfuss, R.R., Walsh, S., Turner, B.L., Fox, J., Mishra, V., 2004. Developing a science of land change: challenges and methodological issues. *PNAS* 101, 13976–13981.
- Sabates-Wheeler, R., 2005. *Cooperation in the Romanian Countryside: An Insight into Post-Soviet Agriculture*. Lexington Books, USA.
- Sauer, J., Davidova, S., Gorton, M., 2012. Land fragmentation, market integration and farm efficiency: empirical evidence from Kosovo. In: *Proceedings of the 86th Annual Conference of the Agricultural Economics Society*, University of Warwick, United Kingdom <http://purl.umn.edu/134968>
- Skaloš, J., Molnárová, K., Kottová, P., 2012. Land reforms reflected in the farming landscape in East Bohemia and in Southern Sweden – two faces of modernisation. *Applied Geography* 35, 114–123.
- Skaloš, J., Weber, M., Lipský, Z., Trpáková, I., Šantrůčková, M., Uhlířová, L., Kukla, P., 2011. Using old military survey maps and orthophotograph maps to analyse long-term land cover changes – case study (Czech Republic). *Applied Geography* 32, 426–438.
- Sklenicka, P., 2006. Applying evaluation criteria for the land consolidation effect to three contrasting study areas in the Czech Republic. *Land Use Policy* 23, 502–510.
- Sklenicka, P., Salek, M., 2008. Ownership and soil quality as sources of agricultural land fragmentation in highly fragmented ownership patterns. *Landscape Ecology* 23, 299–311.
- Sklenicka, P., Hladík, J., Strelecek, F., Kottova, B., Lososova, J., Cihal, L., Salek, M., 2009. Historical, environmental and socio-economic driving forces on land ownership fragmentation, the land consolidation effect and project costs. *Agricultural Economics – Czech* 55, 571–582.
- Sklenicka, P., Molnarova, K., Pixova, K.C., Salek, M.E., 2013. Factors affecting farmland prices in the Czech Republic. *Land Use Policy* 30, 130–136.
- Swinnen, J., Vranken, L., Stanley, V., 2006. *Emerging Challenges of Land Rental Markets – A Review of Available Evidence for the Europe and Central Asia Region*. The World Bank, Washington, DC.
- Swinnen, J.F.M., Vranken, L., 2009. Land & EU Accession: Review of the Transitional Restrictions on New Member States on the Acquisition of Agricultural Real Estate. CEPS.
- Thorsnes, P., McMillen, D.P., 1998. Land value and parcel size: a semiparametric analysis. *The Journal of Real Estate Finance and Economics* 17, 233–244.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677.

- Turner, M.G., Wear, D.N., Flamm, R.O., 1996. Land ownership and land-cover change in the southern Appalachian highlands and the Olympic Peninsula. *Ecological Applications* 6, 1150–1172.
- Van Dijk, T., 2003. Scenarios of Central European land fragmentation. *Land Use Policy* 20, 149–158.
- Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology* 15, 577–589.
- Vranken, L., Swinnen, J., 2006. Land rental markets in transition: theory and evidence from Hungary. *World Development* 34, 481–500.
- Vranken, L., Macours, K., Noev, N., Swinnen, J., 2011. Property rights imperfections and asset allocation: co-ownership in Bulgaria. *Journal of Comparative Economics* 39, 159–175.
- Zeithaml, J., Pižl, V., Sklenička, P., 2009. Earthworm assemblages in an ecotone between forest and arable field and their relations with soil properties. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44, 922–926.
- Zhang, Y.J., Wang, X.B., Glauben, T., Brummer, B., 2011. The impact of land reallocation on technical efficiency: evidence from China. *Agricultural Economics* 42, 495–507.



Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?



Petr Sklenicka*, Kristina Janeckova Molnarova, Miroslav Salek, Petra Simova,
Josef Vlasak, Pavel Sekac, Vratislava Janovska

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Prague 165 21, Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 January 2015

Received in revised form 25 March 2015

Accepted 19 April 2015

Keywords:

Soil erosion
Tenure security
Rural development
Sustainable land use
Farmland degradation

ABSTRACT

Land tenure security is widely considered to be a fundamental factor in motivating farmers to adopt sustainable land management practices. This study aims to establish whether it is true that owner-operators adopt more effective soil conservation measures than tenant-operators, and whether well-designed agro-environmental instruments can provide sufficiently strong motivation to compensate for the differences between these two groups.

An analysis of the level of adoption of four types of erosion control measures on 263 blocks of arable land endangered by water erosion in the Czech Republic has proved that all measures were adopted by owners significantly more frequently than by tenants. Compared to tenants, owners applied wide-row crops in crop rotation schemes 2.4 times less frequently in the last 5 years, while they applied soil-improving crops 1.9 times more frequently. Contour farming was adopted 1.8 times more often by owners, and the slope length in production blocks farmed by owners was on an average 2.4 times shorter than in blocks farmed by tenants. However, the study has also shown that, in cases where conservation measures are supported by incentives based on Good Agricultural and Environmental Conditions (GAEC) standards cross compliance, the differences in the approach to soil conservation between owners and tenants were minimized or eliminated, due to the adoption of responsible practices by tenants. The study has proved that a well-designed system of environmentally determined subsidies can compensate otherwise substantial differences in the attitude of owners and tenants towards soil conservation.

© 2015 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

The well-known saying “No one washes a rented car”, attributed to several different authors, encapsulates the basic idea investigated in this study. As long as there are countries where farmland is operated mostly by tenants (e.g. 11 of the 28 EU countries), it is important to ask whether the tenants take responsible care of this natural resource. In the spirit of the above saying, a negative answer can be presumed. However, this answer needs to be verified on the basis of real data. We should know whether differences do exist between owners’ and tenants’ farming practices, and, if so, how significant these differences are. We should also know how farmers’ decisions are affected by motivational tools, such as the European

GAEC cross-compliance standards, which support sustainable management practices on farmland. Are well designed subsidy policies able to compensate the differences between owners and tenants?

Soil erosion as a physical process has been consistently studied for the last two centuries (Dotterweich, 2013) by scientists from backgrounds as diverse as geography, agronomy and engineering (Boardman et al., 2003). However, the causes of this physical process are firmly rooted in the socio-economic, political and cultural environment in which the land users operate (Stocking and Murnaghan, 2001), which is a fact not taken into account in the majority of soil erosion studies (Boardman, 2006).

Farmers’ decisions to employ practices leading to soil conservation, rather than to soil degradation, can be divided into three categories according to their motivation: farmers’ voluntary decisions based on their values, decisions motivated by economic incentives, and decisions determined by legal restrictions. In traditional agricultural societies, voluntary soil conservation was the key to long-term survival, and episodes of increased soil degradation generally marked a significant setback to the human population (e.g. Pregill and Volkman, 1999). In some parts of the world, such as the Mediterranean uplands (McNeill, 2002), this effect was less

* Corresponding author at: Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Kamycka 129, Prague 165 21, Czech Republic.
Tel.: +420 776 323 824; fax: +420 234 381 848.

E-mail addresses: sklenicka@fzp.czu.cz (P. Sklenicka), janeckova@fzp.czu.cz (K.J. Molnarova), salek@fzp.czu.cz (M. Salek), simova@fzp.czu.cz (P. Simova), jvlasak@fzp.czu.cz (J. Vlasak), pavel.sekac@mze.cz (P. Sekac), janovska@fzp.czu.cz (V. Janovska).

pronounced as the soils are degraded more slowly. In other places, notably the tropics, soil degradation tends to be much faster, leading to an immediate and dramatic effect on agricultural yields. Therefore, unless sustainable alternatives were found, the populations quickly ceased to grow (Henley, 2008). In the Central European region, farming within traditional small-scale field patterns (Sklenicka et al., 2009; Skaloš et al., 2012) was relatively effective in soil conservation (Kovář et al., 2011).

In the present day, a number of methods are available to increase short-term agricultural production, regardless of possible long-term effects on the soil quality. The decision to employ soil conserving practices, at the expense of immediate financial gain, is therefore a complex one, influenced by a number of factors. Some authors (e.g. Löw and Michal, 2003) argue that “ties to the land” are critical in the farmer’s decision to protect the soil, and that land which has been owned and farmed by a family for several generations is much more likely to receive long-term erosion control measures. Similarly, Stocking and Murnaghan (2001) note that security of land tenure affects farmers’ decisions in a similar way, and Hardin (1968) discusses the “tragedy of the commons”, pointing out that common property resources are the most vulnerable to degradation. Ervin (1982) has also demonstrated better use of soil conservation practices by owner operators than by tenants. On the other hand, Boardman et al. (2003) state that in the developed world, there is no evidence that owners conserve soil better than tenants. They hypothesize that this could be due to the high level of land tenure security for tenants.

Stocking and Murnaghan (2001) also emphasize the role of the location of impacts of soil conservation measures. Practices which incur benefits or eliminate costs on-site (on the farmer’s land) are much more likely to be employed voluntarily than those with an impact that occurs off-site (McConnell, 1983). For example, silting of rivers and water bodies, and also mud floods, are perceived as a cost to society, not to the individual farmer (Schuler et al., 2006), and are therefore less likely to be mitigated voluntarily by farmers.

Off-site impacts are therefore often the primary concern of prevention and mitigation measures employed by governments and conservation agencies (Evans, 2002; Fullen et al., 2006; Kutter et al., 2011). These include (1) mandatory measures, which regulate environmental damage using reinforcement mechanisms such as fines or withdrawal of farming subsidies; (2) voluntary incentive-based measures, which provide financial incentives to provide environmental benefits beyond the level established by mandatory measures; and (3) awareness-raising measures, aiming to educate land users in best management practices (Kutter et al., 2011). Frequently, a combination of these approaches is used to achieve optimal results (Anderson and Thampapillai, 1990). It also needs to be noted that schemes which are formally based on incentives can in some cases have restrictive aspects. For example, 40% of farmers who participated in the first stage of the Sloping Land Conversion Program in China felt that their participation was imposed on them by the authorities (Wang and Maclaren, 2012).

In the EU, incentive-based measures have a long tradition, and overviews by Boardman et al. (2003) and Fullen et al. (2006) report mostly measures of this type. Boardman et al. (2003) state that farmers in the developed world are predominantly influenced by economic incentives, and Myers and Kent (1998) note that the extent of this influence has in some cases contributed to environmental degradation.

Voluntary incentive-based measures often form parts of regional development policies. These policies have formed a basis for many cases of conservation success in Europe, including a substantial reduction in soil erosion due to a change from autumn to spring ploughing in Norway (Lundekvam et al., 2003), mitigation of harmful sheep grazing practices in Iceland (Arnalds and Barkarson, 2003), and greater farmer involvement in soil

conservation schemes in Belgium (Verstraeten et al., 2003) and the Netherlands (Spaan et al., 2010). In recent years, a large proportion of soil conservation incentives have been paid within the EU Agri-environmental programmes and as Natural Handicap payments to farmers in less favoured areas (Kutter et al., 2011). Although the acceptance of these programmes is often ambiguous (Macilwain, 2004), measures facilitated by the incentives have already contributed significantly to soil conservation in the EU (e.g. Van Rompaey et al., 2001; Schuler and Sattler, 2010).

Mandatory soil conservation measures have traditionally been embodied in the legal systems of the individual EU countries, and there was a high level of spatio-temporal variability in the 20th century. For example, while Western European countries such as Germany, the United Kingdom and Denmark have fewer but more stable mandatory soil conservation regulations (Boardman and Poesen, 2006), post-communist countries such as the Czech Republic, the Slovak Republic and Hungary experienced a rapid change from heavily regulated to almost unregulated land management in the 1990s (Dostál et al., 2006; Cebecauer and Hofierka, 2008). While the mandatory measures implemented under communist regimes were production-oriented rather than conservation-oriented, and had many negative impacts on soils and on the landscape, rapid deregulation without adequate replacement also contributed to soil degradation in many places (Janeček et al., 2002).

In 2005, the EU Common Agricultural Policy was supplemented by mandatory cross-compliance standards to prevent negative environmental impacts of agriculture. The issue of water soil erosion is addressed mainly by the Good Agricultural and Environmental Conditions standards GAEC 1 and GAEC 2, applied to agricultural parcels listed in the Land Parcel Identification System as arable land. The following summary lists the conditions of GAEC 1 and GAEC 2 valid in the Czech Republic and relevant for the purposes of this study.

GAEC 1 defines soil conservation measures on arable parcels with a slope greater than 7°. Applicants for farming subsidies on this type of land are required to sow a subsequent crop after harvest or to apply one of the following measures: (1) The stubble of the harvested crop is left on the block of land or part thereof at least until November 30th, unless this is contrary to GAEC 2 requirements on plots strongly endangered by erosion. (2) The land remains ploughed or tilled for the purposes of water absorption at least until November 30th, unless this is contrary to GAEC 2 requirements on plots strongly endangered by erosion. These measures are minimum requirements leading to a reduction in soil erosion and runoff, as well as to a decreased risk of flooding and related damage.

The main aims of GAEC 2 are to protect soil against water erosion and to reduce both direct impacts of erosion and indirect impacts caused by flooding and muddy floods. The GAEC 2 standard addressing the issue of erosion on strongly endangered soils was accepted on January 1st 2010, and since July 1st 2011 the standard has been extended to slightly endangered soils. The issue of soil erosion is addressed by regulating the crop species grown on vulnerable land and the agrotechnology that may be used.

Applicants for farming subsidies (direct payments within Pillar 1) on land classified as strongly endangered by erosion are required through cross-compliance not to grow wide-row crops on this land, i.e. maize, potatoes, beetroot, broad beans, soy, sunflower and sorghum. Cereals and rape seed crops are to be planted using soil protective technologies. For cereal crops, these measures are not required where the crop is sown into protective clover or grass-clover undersow. On slightly endangered soils, the applicant is required to grow wide-row crops only with soil protective technologies. These conditions do not need to be met where the area of endangered soil is less than 0.40 ha, provided that the wide-row crops rows are oriented along contour lines, with maximum divergence of 30°, and that below the endangered area there is

an adjacent belt of agricultural land at least 24 m in width, which interrupts all drain lines intersecting the endangered area with wide-row crops. On this belt, the applicant is required to establish grassland, perennial fodder crops or other crops with the exception of wide-row crops.

The goal of this study is to answer two fundamental questions: (1) Do land-owning farmers treat their own property more responsibly than tenant farmers? (2) Do agri-environmental instruments that support sustainable farming practices (in our case, GAEC) provide sufficiently strong motivation to compensate any differences between owners and tenants?

2. Material and methods

2.1. Data collection

The basic spatial unit, to which all variables are related, is a production block registered in the Land Parcel Identification System (LPIS). The 263 production blocks used in this study were chosen by stratified random selection within the Czech Republic. The selection includes only blocks which are endangered by water erosion and are in the Slightly Endangered or Strongly Endangered categories, according to the GAEC typology. The primary classification into these categories within LPIS was performed using the USLE method with modified *C* and *P* factors (Wischmeier and Smith, 1978) by the Research Institute for Soil and Water Conservation in Prague for the Ministry of Agriculture. The stratification of random selection consisted of applying predetermined criteria to provide equal representation for each of the country's 13 administrative units (the Prague Capital Region is excluded from our study, as the proportion of farmland in this region is negligible), for both types of land users (owners and tenants), for various size categories of farms, and also for the five growing regions that occur in the Czech Republic, based mainly on climatic and soil conditions.

In order to avoid data sets of spatially correlated data, the minimum distance between two nearest blocks was set to 5 km. This also guarantees that no more than 1 block is situated in any municipality. Other types of erosion risks are not considered in this study, as they are only a marginal cause of land degradation in the Czech Republic.

The explained variables indicate four ways in which a farmer can affect erosion control of arable soil (Table 1). Two of these variables reflect the inclusion or exclusion of crops relevant for soil erosion in crop rotation within a 5-year period, i.e. on the one hand wide-row crops (WIDEROW) that increase soil loss, including maize (*Zea mays*), potatoes (*Solanum tuberosum*), beetroot (*Beta vulgaris*) and sunflower (*Helianthus annuus*), and on the other hand soil-improving crops (IMPROVE), which have a positive impact in this sense, and among which we have included clovers (*Trifolium* spp.), alfalfa (*Medicago sativa*), hairy vetch (*Vicia villosa*), Hungarian vetch (*Vicia pannonica*), common vetch (*Vicia sativa*), blue lupin (*Lupinus angustifolius*) and pea (*Pisum sativum*). The values for these two variables were established based on personal interviews with farmers. Each of the crops listed above was recorded as “used” if it was included in the crop rotation as a main crop or as a catch crop, as defined by GAEC, on the respective production block at least once in the years 2009–2013.

The next two explained variables express the farmer's choice to interrupt the runoff strip length on the slope of the production block using agrotechnical, technical or combined measures (slope length of production block – LENGTH, m), and to reduce water erosion by contour farming (CONTOUR). Contour farming involves preparing the land, planting, and cultivating a crop along the contours of a field to reduce erosion, increase water infiltration, and control runoff water. The values of both of the variables were derived from

a combination of a digital elevation model (Fundamental Base of Geographic Data of the Czech Republic on scale of 1:10,000) and orthophotographs. The lines of the uninterrupted slope were created and measured to obtain LENGTH values for each production block. Contour farming was recorded where in at least 75% of the area of the block arable land was cultivated along contour lines, with maximum divergence of 30°.

The explained variables were tested for the effects of two predictors. The first was Character of Farming Subject (FARMING), which indicates whether the farming subject is himself the owner of the farmed blocks, or whether the subject is a tenant. To determine whether a block is farmed by the owner or by a tenant, we compared the data from LPIS with data from the Land Register. Cases where these two alternatives are combined, and where one production block includes both parcels owned by and parcels rented by the farming subject were omitted. The second predictor, taken from the LPIS database, expressed the slope of the production block (ANGLE,°) classified into two categories, as slopes up to 7° and slopes above 7°. This division reflects the GAEC erosion control standards. In slopes up to 7°, only GAEC 2 erosion control standards are relevant, whereas in slopes above 7° both GAEC 1 and GAEC 2 principles are applied. The version of GAEC 1 and GAEC 2 valid in 2009–2013 has been used in this study.

2.2. Statistical data processing

For each of the tested farming approaches (response of the farmers) we analyzed a separate model, in which we were particularly interested in the effect of interaction (stated as the third term in the model) between two fixed predictors, farming subject (owner versus tenant) and Mean Slope Angle of Production Block ($\leq 7^\circ$ or $>7^\circ$), suggesting that there may be different trends in farming approaches on steep slopes versus moderate slopes between owners and tenants. In the analysis of farming approaches, including applications of wide-row crops, soil-improving crops and contour farming, we used generalized linear models with a binomial distribution of the response variables (GLM_{binom}). We analyzed the effects of predictors on the slope length of the production block using a general linear model with a log transformed explained variable to approach its normality (GLM_{gaussian}). The models were performed in R release 3.0.3 (R Development Core Team, 2010). $P=0.05$ was adopted as the level of statistical significance.

Because disproportions in block sizes and numbers of blocks with steep slopes between owners and tenants might cause the results to be misinterpreted, we first checked the differences in block sizes and the proportion of blocks with steep slopes between owners and tenants. All values (results) are presented as mean + SE (standard errors) unless stated otherwise.

3. Results

We found highly significant differences in mean block size between owners and tenants (66.4 ± 23.7 ha and 148.4 ± 45.1 ha, respectively, *t* test: $t = 4.60$, *df* = 261, $P < 0.0001$), while the proportion of blocks with steep slopes did not differ significantly between owners and tenants (Fisher's Exact Test, $P = 0.07$). We therefore controlled the effect of predictors for block size in the models (i.e. block size was included as first in the models and is not further presented in the results).

The single predictor FARMING was significant in all four tested models (Table 2). As shown in Fig. 1, there were substantial differences in the behaviour of owners and tenants in all cases. The results show that while in the last 5 years owners had included wide-row crops (WIDEROW) in crop rotation schemes on just 23.6% of the production blocks, tenants had included these crops in 52.1%

Table 1
Description of the variables used in the study.

Variables	Abbr.	Data type	Data source	Standards of GAEC
Explanatory variables				
Farming subject	FARMING	Owner/tenant	LPIS; Land Register	
Mean Slope Angle of Production Block	ANGLE	$\leq 7^\circ$ / $> 7^\circ$	DEM; LPIS	
Explained variables				
Wide-row crops in crop rotation	WIDEROW	Yes/no	Survey with farmers	Yes, in slopes $> 7^\circ$
Soil-improving crops in crop rotation	IMPROVE	Yes/no	Survey with farmers	Yes, in slopes $> 7^\circ$
Slope length of production block	LENGTH	Total slope length [m]	DEM; LPIS	No
Contour farming	CONTOUR	Cultivation following contour lines $\pm 30^\circ$ yes/no	DEM; LPIS; orthophotographs	No

of cases. On the other hand, soil improving crops (IMPROVE) were included by owners on as many as 69.9% of the blocks, whereas tenants used them in just 37.4% of cases. Contour farming (CONTOUR) was applied as a soil conservation measure by owners on 48.3% of the blocks, whereas tenants applied this measure on just 26.8% of the blocks. The uninterrupted slope length (LENGTH) was (mean \pm std. deviation) 113 ± 69 m on blocks farmed by owners, while on blocks farmed by tenants the uninterrupted slope length was on an average 2.4 times longer (275 ± 253 m).

The second predictor – ANGLE – was significant for two explained variables (Table 2), both describing the use of crops relevant for soil conservation in crop rotation schemes in the last 5 years. Wide-row crops (WIDEROW) were used on slopes up to 7° on 59.5% of production blocks, whereas on slopes over 7° they were used in 21.9% of cases. On the other hand, soil improving crops

(IMPROVE) were grown on 24.3% of blocks on slopes up to 7° and on 73.7% of blocks on slopes above 7° .

The interactions of the two tested predictors (Farming:Angle) were highly significant only for one explained variable – WIDEROW. In addition, in the case of IMPROVE the effect of the interaction was marginally non-significant ($p = 0.062$; Table 2). The results show that on slopes up to 7° , tenants used wide-row crops (WIDEROW) in 71.9% of the production blocks, whereas owners used these crops in just 23.5% of cases. On slopes above 7° , the proportion of blocks where wide-row crops were grown was approximately the same for both groups (tenants = 22.7%; owners = 23.7%; Fig. 2).

On slopes up to 7° , tenants only used soil improving crops (IMPROVE, Fig. 3) on 14.9% of the blocks, whereas owners applied these crops 3.8 times more often (on 55.9% of the production

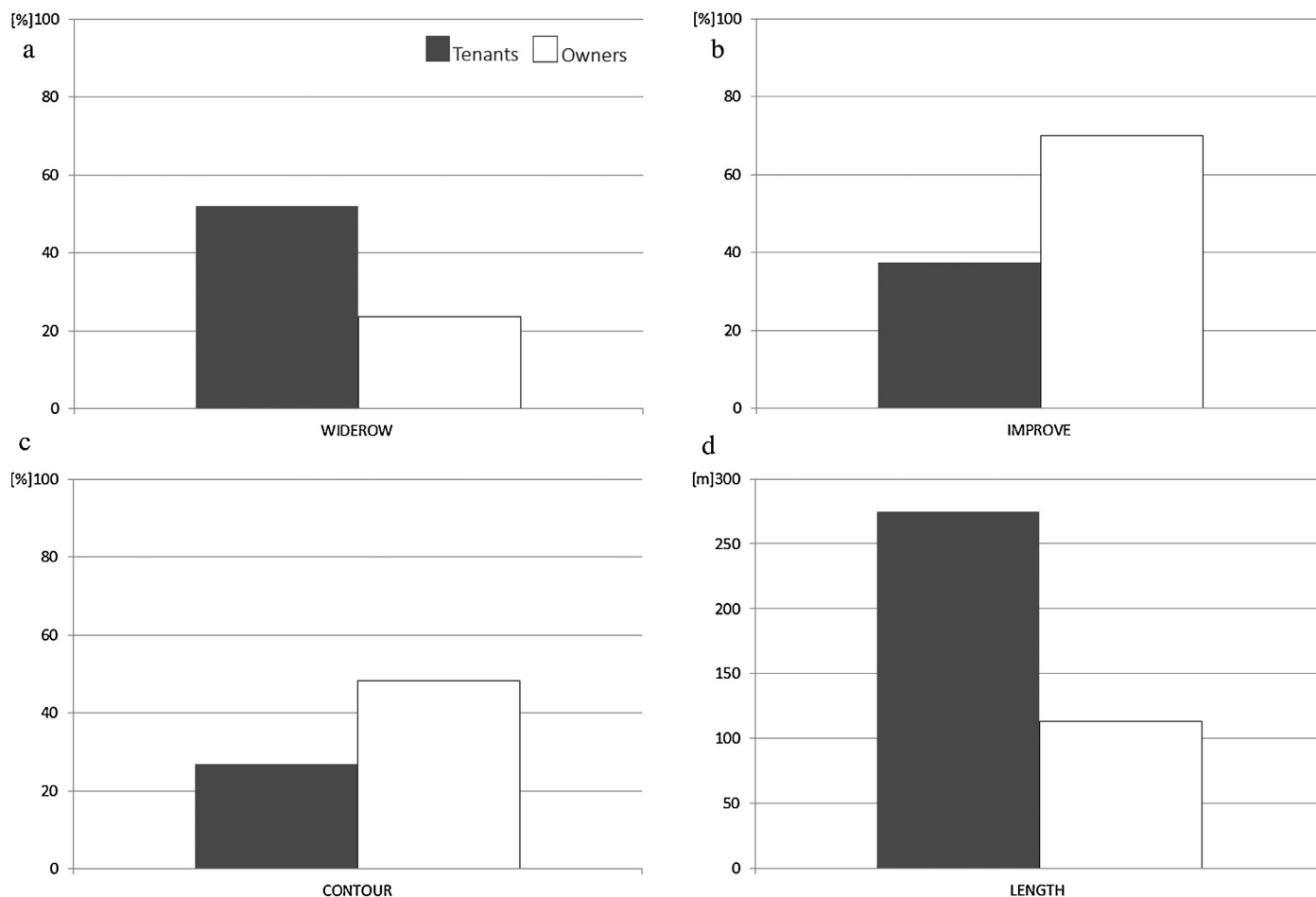


Fig. 1. Significant differences ($P < 0.0001$) in the adoption of four tested soil conservation measures between owner-operators and tenant-operators on all tested production blocks of arable land (a) wide-row crops, (b) soil improving crops, (c) contour farming, and (d) slope length. In all four cases, owner-operators appear to adopt conservation measures significantly more responsibly.

Table 2

Results of models analyzing the effects of farming subject (FARMING), Mean Slope Angle of Production Block (ANGLE) and their interaction on (A) wide-row crops in crop rotation (WIDEROW), (B) soil-improving crops in crop rotation (IMPROVE), (C) slope length of production block (LENGTH), and (D) contour farming (CONTOUR). The overdispersion in binomial models was 1.14 (model A), 1.03 (model B), 1.18 (model D).

Factor	Estimate	SE	χ^2	Df	P
A. WIDEROW					
Farming	-2.07	0.459	15.19	1	<0.0001
Angle	-2.18	0.347	34.83	1	<0.0001
Farming:Angle	2.22	0.655	11.34	1	0.0008
B. IMPROVE					
Farming	1.84	0.435	17.68	1	<0.0001
Angle	2.57	0.364	63.13	1	<0.0001
Farming:Angle	-1.24	0.650	3.49	1	0.062
C. CONTOUR					
Farming	1.90	0.429	45.96	1	<0.0001
Angle	0.32	0.335	1.99	1	0.158
Farming:Angle	0.26	0.620	0.18	1	0.675
D. LENGTH					
Farming	-0.35	0.079	4.07	1	<0.0001
Angle	-0.13	0.060	0.48	1	0.086
Farming:Angle	0.14	0.011	0.27	1	0.199

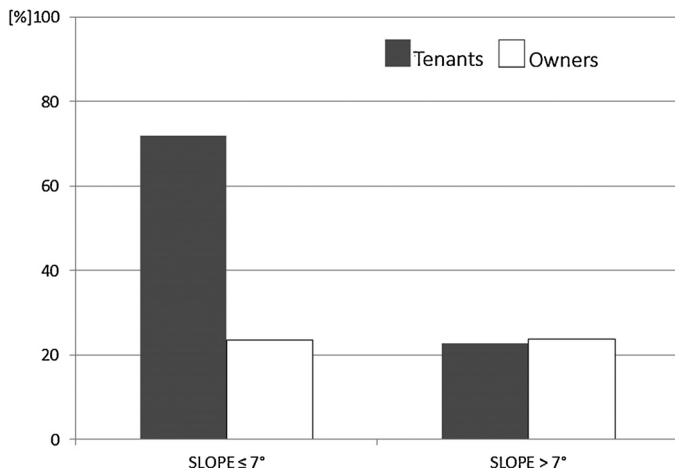


Fig. 2. The representation of wide-row crops in crop rotation schemes by owners and farmers in the last 5 years, presented separately for blocks on slopes below 7° and above 7°. The graph distinctly shows that the differences between owners and tenants that are significant on slopes below 7° are not evident on slopes above 7°, where the less frequent use of wide-row crops is due to subsidy payments.

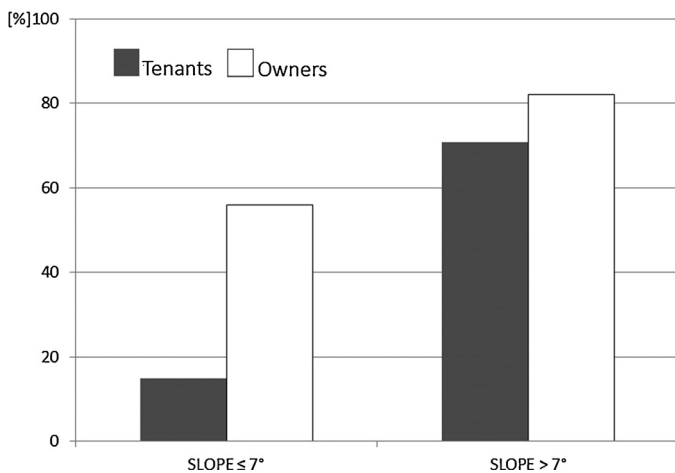


Fig. 3. The representation of soil-improving crops in crop rotation schemes by owners and tenants in the last 5 years, presented separately for blocks on slopes below 7° and above 7°. The graph distinctly shows that the significant differences between owners and tenants on slopes below 7° are not evident on slopes above 7°, where the more frequent use of soil-improving crops is due to subsidy payments.

blocks). On slopes above 7°, this difference was substantially smaller, with tenants using soil improving crops on 70.7% of the production blocks and owners in 82.0% of cases.

4. Discussion

Private ownership implies not only rights and freedoms, but also the owner’s responsibilities in the management of the property, which transfer the decision-making to the lowest level, i.e. to the individual (farm). The owner’s rights to enjoy the benefits of their investments create incentives towards effective utilization of the resources (Bechmann et al., 2008). However, the freedom to use property may be delegated by rent or lease contracts. In these contracts, the residual rights are maintained by the initial owner. Skogh (2000) considers these residual rights to be the essence of ownership. However, the concept of ownership itself always has to be understood in the context of an individual country and culture. Unlike in Europe, where ownership means a practically absolute right to dispose of the land freely, including unlimited land sale rights, in a number of African countries land cannot be sold outside of the community, and it therefore has no commercial value (Hesseling, 1998).

It is evident that the more rights and freedom the owner contractually delegates to the tenant, the fewer rights and the less freedom he retains. In the context of our study, it is not only the owner’s right to benefits that are important, but above all his right to protect his property. These two rights, however, are often in contradiction. Not only the owner but also the tenant of the land is motivated by profit. However, the owner’s motivation, unlike the tenant’s, lies not only in the instantaneous yield of the land, but also in the value of the land as such, in maintaining and increasing this value for the benefit of his successors, or in order to gain a better price when the land is sold (McConnell, 1983). However, this value, which is a long-term attribute, can be reduced by the tenants in order to gain maximum short-term profit for themselves. The long-term (permanent) value of the land is protected not only by the contract between the tenant and the owner of the land, but also by a number of legislative, motivational, and also cultural and ethical measures, which the community (state) employs to protect its natural resources, on the one hand, and the tenure rights on the other hand. Moreover, the owner can motivate the tenant to make long-term investments in soil conservation by increasing tenure security (Gebremedhin and Swinton, 2003).

A number of studies have shown that insecure land tenure, caused mainly by short-term lease contracts, does not contribute to soil conservation (e.g. Nowak and Korsching, 1983; Soule et al., 2000; Fraser, 2004). Economic theories predict that enhancing tenure security should invite investments in erosion control and soil quality (Beekman and Bulte, 2012). Soil degradation occurs primarily where farmers perceive the land only as an economic asset (Assies, 2009).

4.1. Is the owner more responsible than a tenant?

In our study, we have selected four types of erosion control measures that can be employed by the farming subject (owner or tenant) to control the amount of runoff from the land. Two of these measures (wide-row crops and soil-improving crops), are required by cross-compliance under the GAEC standards in the Czech Republic. The remaining two measures (slope length and contour farming) are not directly mentioned in the GAEC standards. It is therefore up to the farming subject to decide whether to implement them. It can generally be said that all four types of measures tested in our study were adopted in a significantly more responsible way by owners than by tenants.

Wide-row crops were used in crop rotation systems on land endangered by erosion once or more times in the last 5 years 2.4 times more often on blocks farmed by tenants than on blocks farmed by owners. This occurred in spite of the fact that cover management is one of the measures that can be most easily adopted to reduce erosion (Renard et al., 1991). The responsible approach, according to which wide-row crops should be eliminated or at least minimized on blocks endangered by erosion, as these crops provide minimum cover to the topsoil, is in practice confronted by the economic interests of the farming subject (Fraser, 2004). Wide-row crops, in the Czech Republic mainly maize, are economically interesting crops, especially because in the present day they are grown not only for direct consumption or as fodder for cattle, but also used for biogas production and for other technical products. Entirely excluding these crops from the crop rotation system can therefore mean a significant economic sacrifice for the farmer.

Crops improving the soil against erosion provide relatively stable vegetation cover, protecting the soil from the impact of raindrops. At the same time, these crops improve the quality of the soil, making it more fertile and less prone to erosion. On the blocks tested in this study, soil-improving crops were used in crop rotation systems at least once in 5 years 1.9 times more often by owners than by tenants. To put it simply, we can state that, in our study, the exclusion of wide-row crops represents the farmer's desire not to contribute to soil degradation, while the use of soil-improving crops indicates a desire to improve the current state of the soil. Soil-improving crops are essentially a medium- to long-term investment in soil quality, rather than an economically attractive commodity bringing immediate profit. Soil-improving crops are therefore grown mostly by owners, who take the long-term perspective of the condition and fertility of the soil into consideration in view of their commitment to their own property. For tenants, the perspective may be limited to the length of the lease contract with the land owner, and it is therefore not lucrative for the tenant to "invest" in improving soil fertility at the expense of immediate profit. Farmers who engage in long-term soil conservation in this sense may sacrifice immediate income for the promise of better soil fertility and conservation (Fraser, 2004). However, tenants often lack security that they will be able to benefit from advantages brought by long-term investments, so they are motivated rather to maximize short-term production, often at the expense of deteriorating soil conservation and loss in soil fertility. These conclusions are confirmed by studies from countries all over the world, with various legal and political systems (e.g. Nowak and Korsching, 1983; Gillis et al., 1992; Hu, 1997; Praneetvatakul et al., 2001). In this sense, our results confirm these findings that compare owner-operated and tenant-farmed arable land.

Similarly, contour farming as a soil conservation measure proved to be significantly (1.8 times) more likely to be used on plots farmed by owners than on plots farmed by tenants. This finding is all the more interesting because the tenants in our study farmed on an average larger fields than owners, while according to Lichtenberg (2004) plot size is a significant factor positively determining the application of this erosion control measures. However, our results indicate that, in this case, land ownership is a far stronger motivation than the additional costs associated with the implementation of this measure, which can however bring a number of benefits, such as more effective water management, reduction of nutrient losses and consequent higher yields of agricultural crops (Quinton and Catt, 2004).

Finally, the results concerning the fourth tested type of measures – slope length – also indicate more responsible use of the land by owners. Blocks of arable land farmed by owners had 2.4 times shorter slope length than those farmed by tenants, while, notably, many studies found soil loss to be positively associated with slope length (e.g. Megahan et al., 2001; Xu et al., 2009), and the same

relationship is confirmed by the widely used USLE cropland erosion prediction model (Wischmeier and Smith, 1978) and its revised version RUSLE (Renard et al., 1991). Shorter slope length usually means higher soil cultivation costs, as it involves more frequent turning of the tillage machinery on headlands, resulting in a higher proportion of non-working rides across the farmland (Gonzalez et al., 2004). The application of this measure therefore requires motivation strong enough to exceed the increased costs. In our case, this motivation is created by ownership, but not by the less secure land tenancy.

Some authors argue whether long leases provide the same incentives as land ownership to conserve the soil. Their works illustrate the crucial significance of the political, economic and legislative background of the individual countries in which these studies were performed. A certain role is also played by social norms, as is illustrated in a study by Beekman and Bulte (2012). While in many developing countries long-term lease of farmland often matches the security of ownership (Gebremedhin and Swinton, 2003; Ndah et al., 2014), or even exceeds it in some characteristics, such as resistance to urban development (Lee and Stewart, 1983), in countries with a developed free market, ownership is the form of land tenure that is most likely to guarantee long-term investments in soil quality. Some studies draw similar conclusions on house ownership, e.g. Buchanan (2012) states that owners are more responsible than renters, creating more stable neighbourhoods. In this sense Lumley (1997) and Walters et al. (1999) emphasize the significance of the "desire to own land" phenomenon as a motivation of owners towards long-term investments.

Our study regards ownership in the context of the Czech Republic as a more secure form of land tenure than tenancy. In this country, almost 80% of farmers farm on rented land, moreover with extremely fragmented ownership, which is one of the main drivers of such a high proportion of tenant-operated lands (Sklenicka et al., 2014). In comparison with Western Europe, both sale prices and lease prices of land in the Czech Republic are still relatively low (Sklenicka et al., 2013). Tenancy contracts are usually of unlimited duration, and they usually contain a 1- to 3-year notice period. This time limit does not motivate tenants towards long-term investments. The uncertainty of lease contracts in the Czech Republic currently derives mainly from the dynamically developing land sale and rental markets, with sale prices and lease prices of farmland growing by as much as tens of percent annually, in order to catch up with the several times higher price levels in Western Europe. Under these conditions, owners are not willing to guarantee long-term conditions of lease contracts. The diametrically different priorities and goals for owner-operated and tenant-operated land under such conditions are more than obvious.

4.2. Can agro-environmental instruments compensate the differences between owners and tenants?

Not only countries with a significant proportion of land farmed by tenants should take measures to ensure the sustainability of land use through long-term investment in soil conservation. There are essentially two methods for governments in these countries to address this matter immediately – by implementing legislative measures ensuring sufficient tenure security for land tenants, or by introducing a system of subsidies determined by environmental standards, addressing the farming subjects and therefore compensating or minimizing the differences between tenants and owners. Since the first method – legislative measures – may mean an undue restriction of owners' rights, the second method – a system of subsidies – is preferred, especially in countries with liberal market economies. For example, the member states of the EU have implemented a whole system of measures on national and regional levels

(GAEC), offering new incentives for the adoption of soil conservation practices (Kutter et al., 2011).

The results of our study confirm very high efficiency of the GAEC standards for two of the tested variables (wide-row crops and soil-improving crops), albeit the effect of the interaction for soil-improving crops was marginally non-significant. Both of these measures are defined on the national level within the GAEC standards. On slopes over 7°, the exclusion of wide-row crops, or the use of soil-improving crops, is required in order to qualify for the direct payments. Our results clearly show that on slopes below 7°, where these measures are not strictly required by the GAEC standards, the approach of owners, as defined by their application of these two measures, is far more responsible. On these blocks, owners used wide-row crops 3.1 times less often than tenants, whereas soil-improving crops were used 3.8 times more often by owners than by tenants. These numbers reflect the level of motivation of both groups of farmers to use soil conservation measures, without the effect of environmentally determined subsidies. In contrast, on slopes above 7°, the differences in the use of wide-row crops were fully compensated, and for soil-improving crops the differences were also almost eliminated. The statistical significance of the interaction Farming:Angle, together with the highly conclusive average values provide proof that implementation of the GAEC principles on slopes above 7° brings positive results and practically eliminates the differences between farming owners and tenants. The amount of direct subsidies at the time when the data was collected for this study was c. 200 EUR ha⁻¹, which represents on an average approximately 25% of the farmers' income per 1 ha of arable land in the Czech Republic. The absolute amounts of subsidies per hectare are the same in all regions of the country, but in less fertile areas the subsidies logically represent a significantly higher proportion of the farmers' income than in more fertile areas. The farmers' decision to accept GAEC conditions and collect direct subsidies is voluntary. Where the farmer does not meet the GAEC conditions in terms of erosion control, the direct payments are reduced by up to 5%. Our results show that although the threat of such a reduction provides sufficient motivation for most farmers to comply with the GAEC conditions, for a small proportion of farmers this motivation is insufficient and they would appear to consider the profit from production to be more financially attractive than the lost proportion of the direct subsidies.

The results of our study indicate that the rules are defined effectively, and that the level of subsidies is sufficiently motivating for these two types of measures on blocks strongly endangered by erosion on slopes above 7°. However, scientific debate needs to continue as to whether similar principles should also be implemented on less endangered production blocks on slopes below 7°. At the present time, there is a marked dichotomy in the application of erosion control measures, where tenants, as opposed to owners, are not motivated to make a long-term investment in soil conservation at the expense of short-term profit. If these cases are not regulated, there is a risk of ongoing soil degradation on more than 1/3 of the arable land in the Czech Republic. It is also necessary to revise the limits and conditions of GAEC cross compliance to include new indicators, in order to support additional soil conservation measures. This would not necessarily lead to an increased proportion of land that is declared vulnerable. Rather, the zoning should be fine-tuned to be more effective.

The remaining two measures (slope length of production block; contour farming) are not currently regulated by the Czech version of GAEC. The results of our study in these two cases confirmed significantly more responsible treatment of soil by owners than by tenants, without a statistically significant difference between slopes below 7° and above 7°. This is logical, since neither of these measures is strictly required or regulated by the GAEC standards, and we therefore cannot presume a significant difference in the

motivation towards responsible farming on slopes slightly (up to 7°) and strongly (above 7°) endangered by erosion.

Although farmers' attitudes towards environmental policy instruments are often ambiguous (Davies and Hodge, 2006; Zeithaml et al., 2009), there is ongoing development and refinement of these instruments to include a wide complex of environmental principles, reflecting the assessment of the effectiveness of these instruments in countries with varying political and economic orientations. For example, Amdur et al. (2011) examined the possibilities of developing market-oriented instruments of agri-environmental policy measures in Israel, and Zheng et al. (2015) evaluated experience from the efforts to minimize negative environmental impact of livestock production in China. Adequate subsidies and additional services also stand behind the willingness of Swedish landowners to facilitate ecosystem services by establishing new wetlands to reduce nutrient transport to the sea (Hansson et al., 2012). However, a well-adjusted system of subsidies based on agri-environmental schemes can only function well if it is based on adequate legal measures and on the ability to enforce these measures effectively (Prazan and Dumbrovsky, 2011; Dumbrovský et al., 2014).

The variety of political, economic, and also cultural conditions in individual countries and regions makes it impracticable to define general principles for soil conservation. The mutual interactions of restrictive and motivational measures need to be regularly evaluated, in order to keep fine-tuning the conditions under which soil conservation in a given country and region will be the most efficient.

5. Conclusions

Our study has used an analysis of the level of adoption of four types of erosion control measures to answer two fundamental questions: (1) Do land-owning farmers treat their own property more responsibly than tenant farmers? (2) Do agri-environmental instruments in support of sustainable farming practices provide sufficiently strong motivation to compensate the differences between owners and tenants?

The results have proved that all measures were adopted by owners in significantly more responsible ways than by tenants. Compared to the tenants, owners applied wide-row crops in crop rotation Schemes 2.4 times less frequently in the last 5 years, while applying soil-improving crops 1.9 times more frequently. Contour farming was adopted 1.8 times more often by owners, and the slope length in production blocks farmed by owners was on an average 2.4 times shorter than in blocks farmed by tenants.

Only two of the four tested types of measures, concerning the use of wide-row crops and soil-improving crops, are supported by subsidies based on the GAEC standards. Moreover, this scheme applies only to arable blocks strongly endangered by erosion, on slopes above 7°. The results have shown that in these cases the differences in the approach to soil conservation between owners and tenants were minimized or eliminated, due to the adoption of responsible practices by tenants. In the case of these two types of measures, the results can therefore be interpreted as proof of the efficiency of agri-environmental subsidy instruments, which introduce significant motivation for farmers to adopt soil conservation measures. Moreover, this motivation is sufficiently strong to eliminate the otherwise significant differences between owner and tenant farmers.

On a broader level, our study has discussed the role of land tenure security in achieving sustainable land use, since the results further demonstrate the need to fine-tune the national conditions for subsidy payments in the Czech Republic, mainly by extending the scope of the existing instruments to blocks with low and

medium risk of erosion. Similarly, it is necessary to revise the limits and the conditions of GAEC cross compliance, and to include new indicators in these standards in order to support additional soil conservation measures.

Acknowledgements

This study was supported by Czech Science Foundation Grant GA14-09212S “The Farmland Rental Paradox: A new cause of economic land degradation”. The authors owe special thanks to Robin Healey for his useful advice.

References

- Amdur, L., Bertke, E., Freese, J., Marggraf, R., 2011. Agri-environmental policy measures in Israel: the potential of using market-oriented instruments. *Environ. Manage.* 47 (5), 859–875.
- Anderson, J.R., Thampapillai, J., 1990. *Soil Conservation in Developing Countries: Project and Policy Intervention*, vol. 8. World Bank Publications.
- Arnalds, O., Barkarson, B.H., 2003. Soil erosion and land use policy in Iceland in relation to sheep grazing and government subsidies. *Environ. Sci. Policy* 6 (1), 105–113.
- Assies, W., 2009. Land tenure, land law and development: some thoughts on recent debates. *J. Peasant Stud.* 36 (3), 573–589.
- Bechmann, M., Deelstra, J., Stålnacke, P., Eggestad, H.O., Øygarden, L., Pengerud, A., 2008. Monitoring catchment scale agricultural pollution in Norway: policy instruments, implementation of mitigation methods and trends in nutrient and sediment losses. *Environ. Sci. Policy* 11 (2), 102–114.
- Beekman, G., Bulte, E.H., 2012. Social norms, tenure security and soil conservation: evidence from Burundi. *Agric. Syst.* 108, 50–63.
- Boardman, J., 2006. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. *Catena* 68 (2), 73–86.
- Boardman, J., Poesen, J., 2006. Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons, Chichester.
- Boardman, J., Poesen, J., Evans, R., 2003. Socio-economic factors in soil erosion and conservation. *Environ. Sci. Policy* 6 (1), 1–6.
- Buchanan, N.H., 2012. *Owning Versus Renting: Thoughts on Housing Policy, Tax Incentives, and Middle Class Dreams*. GW Law Faculty Publications & Other Works, Paper 40.
- Cebecauer, T., Hofierka, J., 2008. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. *Geomorphology* 98 (3), 187–198.
- Davies, B.B., Hodge, I.D., 2006. Farmers' preferences for new environmental policy instruments: determining the acceptability of cross compliance for biodiversity benefits. *J. Agric. Econ.* 57 (3), 393–414.
- Dostál, T., Janeček, M., Kliment, Z., Krása, J., Langhammer, J., Váška, J., Vrana, K., 2006. Czech Republic. In: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 107–116.
- Dotterweich, M., 2013. The history of human-induced soil erosion: geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation—a global synopsis. *Geomorphology* 201, 1–34.
- Dumbrovský, M., Sobotková, V., Šarapatka, B., Chlubna, L., Váchalová, R., 2014. Cost-effectiveness evaluation of model design variants of broad-base terrace in soil erosion control. *Ecol. Eng.* 68, 260–269.
- Ervin, D.E., 1982. Soil erosion control on owner-operated and rented cropland. *J. Soil Water Conserv.* 37 (5), 285–288.
- Evans, R., 2002. An alternative way to assess water erosion of cultivated land – field-based measurements: and analysis of some results. *Appl. Geogr.* 22 (2), 187–207.
- Fraser, E.D., 2004. Land tenure and agricultural management: soil conservation on rented and owned fields in southwest British Columbia. *Agric. Hum. Values* 21 (1), 73–79.
- Fullen, M.A., Arnalds, A., Bazzoffi, P., Booth, C.A., Castillo, V., Kertész, A., Martin, P., Ritsema, C., Solé Benet, A., Souchère, V., Vandekerckhove, L., Verstraeten, G., 2006. Government and Agency Response to Soil Erosion Risk in Europe. In: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 805–828.
- Gebremedhin, B., Swinton, S.M., 2003. Investment in soil conservation in northern Ethiopia: the role of land tenure security and public programs. *Agric. Econ.* 29 (1), 69–84.
- Gillis, M., Perkins, D.H., Roemer, M., Snodgrass, D.R., 1992. *Economics of Development*, 3rd ed. WW Norton & Company, Inc.
- Gonzalez, X.P., Alvarez, C.J., Crecente, R., 2004. Evaluation of land distributions with joint regard to plot size and shape. *Agric. Syst.* 82 (1), 31–43.
- Hansson, A., Pedersen, E., Weisner, S.E., 2012. Landowners' incentives for constructing wetlands in an agricultural area in south Sweden. *J. Environ. Manage.* 113, 271–278.
- Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162 (3859), 1243–1248.
- Henley, D., 2008. Natural resource management: historical lessons from Indonesia. *Hum. Ecol.* 36 (2), 273–290.
- Hesseling, G.S.C.M., 1998. Land tenure in evolution: access to natural resources in Africa. In: Haring, B., de Maaijer, R. (Eds.), *Landless and Hungry? CNWS*, Leiden, pp. 174–189.
- Hu, W., 1997. Household land tenure reform in China: its impact on farming land use and agro-environment. *Land Use Policy* 14 (3), 175–186.
- Janeček, M., Bohušlávěk, J., Dumbrovský, M., Gergel, J., Hrádek, F., Kovář, P., Kubátová, E., Pasák, V., Pivcová, J., Tipll, M., Toman, F., Tomanová, O., Váška, J., 2002. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. ISV, Praha.
- Kovář, P., Vaššová, D., Hrabáliková, M., 2011. Mitigation of surface runoff and erosion impacts on catchment by stone hedgerows. *Soil Water Res.* 6 (4), 153–164.
- Kutter, T., Louwagie, G., Schuler, J., Zander, P., Helming, K., Hecker, J.M., 2011. Policy measures for agricultural soil conservation in the European Union and its member states: policy review and classification. *Land Degrad. Dev.* 22 (1), 18–31.
- Lee, L.K., Stewart, W.H., 1983. Landownership and the adoption of minimum tillage. *Am. J. Agric. Econ.* 65 (2), 256–264.
- Lichtenberg, E., 2004. Cost-responsiveness of conservation practice adoption: a revealed preference approach. *J. Agric. Resour. Econ.*, 420–435.
- Löw, J., Míchal, I., 2003. *Krajinný ráz*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.
- Lumley, S., 1997. The environment and the ethics of discounting: an empirical analysis. *Ecol. Econ.* 20 (1), 71–82.
- Lundekvam, H.E., Romstad, E., Øygarden, L., 2003. Agricultural policies in Norway and effects on soil erosion. *Environ. Sci. Policy* 6 (1), 57–67.
- Macilwain, C., 2004. Organic: is it the future of farming? *Nature* 428 (6985), 792–793.
- McNeill, J.R., 2002. *The Mountains of the Mediterranean World*. Cambridge University Press.
- McConnell, K.E., 1983. An economic model of soil conservation. *Am. J. Agric. Econ.* 659 (1), 83–89.
- Megahan, W.F., Wilson, M., Monsen, S.B., 2001. Sediment production from granitic cut slopes on forest roads in Idaho, USA. *Earth Surf. Processes Landf.* 26 (2), 153–163.
- Myers, N., Kent, J., 1998. *Perverse Subsidies—Tax Dollars Undercutting our Economies and Environments Alike*. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Ndah, H.T., Schuler, J., Uthes, S., Zander, P., Traore, K., Gama, M.S., Corbeels, M., 2014. Adoption potential of conservation agriculture practices in sub-Saharan Africa: results from five case studies. *Environ. Manage.* 53 (3), 620–635.
- Nowak, P.J., Korsching, P.F., 1983. Social and institutional factors affecting the adoption and maintenance of agricultural BMPs. In: *Agricultural Management and Water Quality*. Iowa State University Press, Ames, IA, pp. 349–373.
- Praneetvatakul, S., Janekarnkij, P., Potchanasin, C., Prayoonwong, K., 2001. Assessing the sustainability of agriculture: a case of Mae Chaem Catchment, northern Thailand. *Environ. Int.* 27 (2), 103–109.
- Prazan, J., Dumbrovský, M., 2011. Soil conservation policies: conditions for their effectiveness in the Czech Republic. *Land Degrad. Dev.* 22 (1), 124–133.
- Pregill, P., Volkman, N., 1999. *Landscapes in History: Design and Planning in the Eastern and Western Traditions*. John Wiley & Sons.
- Quinton, J.N., Catt, J.A., 2004. The effects of minimal tillage and contour cultivation on surface runoff, soil loss and crop yield in the long-term Woburn Erosion Reference Experiment on sandy soil at Woburn, England. *Soil Use Manage.* 20 (3), 343–349.
- R Development Core Team, 2010. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Porter, J.P., 1991. RUSLE: revised universal soil loss equation. *J. Soil Water Conserv.* 46 (1), 30–33.
- Schuler, J., Kächele, H., Müller, K., Helming, K., Zander, P., 2006. Economic frame for soil conservation policies. In: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 791–803.
- Schuler, J., Sattler, C., 2010. The estimation of agricultural policy effects on soil erosion—an application for the bio-economic model MODAM. *Land Use Policy* 27 (1), 61–69.
- Skaloš, J., Molnárová, K., Kottová, P., 2012. Land reforms reflected in the farming landscape in East Bohemia and in Southern Sweden – two faces of modernisation. *Appl. Geogr.* 35 (1–2), 114–123.
- Sklenicka, P., Molnarova, K., Brabec, E., Kumble, P., Pittnerova, B., Pixova, K., Salek, M., 2009. Remnants of medieval field patterns in the Czech Republic: analysis of driving forces behind their disappearance with special attention to the role of hedgerows. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129 (4), 465–473.
- Sklenicka, P., Molnarova, K., Pixova, K.C., Salek, M.E., 2013. Factors affecting farmland prices in the Czech Republic. *Land Use Policy* 30 (1), 130–136.
- Sklenicka, P., Janovska, V., Salek, M., Vlasak, J., Molnarova, K., 2014. The Farmland Rental Paradox: extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy* 38, 587–593.
- Skogh, G., 2000. Property rights and the environment: a law and economics approach. *Scand. Stud. Law* 40, 483–504.
- Soule, M.J., Tegene, A., Wiebe, K.D., 2000. Land tenure and the adoption of conservation practices. *Am. J. Agric. Econ.* 82 (4), 993–1005.
- Spaan, W., Winteraeken, H., Geelen, P., 2010. Adoption of SWC measures in South Limburg (The Netherlands): experiences of a water manager. *Land Use Policy* 27 (1), 78–85.
- Stocking, M., Murnaghan, N., 2001. *Handbook for the Field Assessment of Land Degradation*. Earthscan, London.
- Van Rompaey, A.J., Govers, G., Van Hecke, E., Jacobs, K., 2001. The impacts of land use policy on the soil erosion risk: a case study in central Belgium. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83 (1), 83–94.
- Verstraeten, G., Poesen, J., Govers, G., Gillijns, K., Van Rompaey, A., Van Oost, K., 2003. Integrating science, policy and farmers to reduce soil loss and sediment delivery in Flanders, Belgium. *Environ. Sci. Policy* 6 (1), 95–103.

- Walters, B.B., Cadelina, A., Cardano, A., Visitacion, E., 1999. [Community history and rural development: why some farmers participate more readily than others.](#) *Agric. Syst.* 59 (2), 193–214.
- Wang, C., Maclaren, V., 2012. [Evaluation of economic and social impacts of the sloping land conversion program: a case study in Dunhua County, China.](#) *Forest Policy Econ.* 14 (1), 50–57.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. [Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning.](#) *Agric. Handbook*, vol. 537. US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Xu, X.L., Liu, W., Kong, Y.P., Zhang, K.L., Yu, B., Chen, J.D., 2009. [Runoff and water erosion on road side-slopes: effects of rainfall characteristics and slope length.](#) *Transp. Res. Part D: Transp. Environ.* 14 (7), 497–501.
- Zeithaml, J., Pižl, V., Sklenička, P., 2009. [Earthworm assemblages in an ecotone between forest and arable field and their relations with soil properties.](#) *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44 (8), 922–926.
- Zheng, C., Liu, Y., Bluemling, B., Mol, A.P., Chen, J., 2015. [Environmental potentials of policy instruments to mitigate nutrient emissions in Chinese livestock production.](#) *Sci. Total Environ.* 502, 149–156.

1 **Factors affecting farm size on the European and national level of the Czech**
2 **Republic**

3 **Abstract**

4 Extreme differences in agricultural holding size not only among countries within
5 the EU as a whole but also within the farm structures of individual countries
6 create considerable uncertainty for establishing optimal political and economic
7 instruments to support sustainable rural development. This study explores the
8 determinants influencing the spatial volatility of agricultural holding size at both
9 the EU scale and the national scale of the Czech Republic, the latter of which has
10 the largest mean agricultural holding size in the EU. While some factors are
11 identical for both the EU and the Czech Republic, other effects can only be
12 evaluated at the European or international scale, and still others can be
13 evaluated only at the national scale. The only factor found in this study to be
14 significantly associated with agricultural holding size on the European scale was
15 the wheat production. On the Czech national scale, land consolidation,
16 unemployment rate, and soil fertility were significantly associated with
17 agricultural holding size. The study found that in the Czech Republic, the number
18 of farms were increasing, while at the same time agricultural holding sizes were
19 decreasing. This is the opposite trend in comparison to the EU as a whole, where
20 the number of farms is diminishing and the sizes increasing.

21 **Keywords**

22 Farm structure; Agricultural Holding Size; Land Consolidation; Rural
23 Development; Land Management

24

25 **1. Introduction**

26 Agricultural holding sizes (AHS) are subject to a variety of changes (Smithers
27 and Blay-Palmer, 2001). It is clear that the number of farmers and the size of
28 holdings will never be constant (D'Antona et al., 2006). The mean AHS is 26 ha in
29 EU, however the range of this indicator is immense, with Romania (mean AHS =
30 3.6 ha) and the Czech Republic (mean AHS = 91 ha) representing extreme values
31 within the EU as of 2007 (Eurostat, 2014). In Southern countries, agricultural
32 holding sizes are generally small and with extreme fragmentation. In Northern
33 European countries, by contrast, medium-sized and large farms have a dominant
34 position (Zolin and Caldogno, 2012). Although farms with less than 5 ha are
35 numerous, they manage only 7% of the total farmland within the EU, while the
36 small group of enterprises with more than 100 ha manages 50% of all farmland.
37 This structural dualism is particularly marked in certain Eastern European
38 countries (e.g. Bulgaria, Romania) (Pilvere 2013; European Commission, 2013).
39 The structure of agricultural holdings within the Czech Republic displays also an
40 extreme dualism in its spatial distribution. According to data from the Czech
41 Statistical Office (2014), 88% of utilized agricultural area is managed by
42 agricultural entities with AHS exceeding 100 ha and constituting just 11% of the
43 total number of agricultural holdings.

44 Average agricultural holding size is an inverse of the expression of land-user
45 density, and reflects the current global trend of the decreasing numbers of
46 people working in agriculture. This rapid decrease is a result of past changes in
47 farming style and methods, such as the shift to more intensive mechanization
48 during the 1960s and 70s (Firbank et al., 2013; Bos et al., 2013), and the effects
49 of collectivization and it's reversal in former centrally planned economies of

50 Central and Eastern Europe (CEE) countries (Hartvigsen, 2014). But what factors
51 cause mean agricultural holding size (AHS) to differ so considerably across
52 different countries in EU? Moreover, why is that so frequently the case even in
53 countries that are politically, socio-economically, and environmentally similar?

54 The search for factors affecting landowners' behaviour in disposing with
55 farmland (i.e. determining whether they farm their land, sell or rent their farms,
56 or hand the farm down to future generations of their families) is an important
57 indicator of the current state and trends in the agricultural economy (Latruffe et
58 al., 2013). The decision to farm is a complex question for a landowner. It can be
59 impacted by such factors as alternative, non-farm employment opportunities in
60 the given location (Jančák and Götz, 1997; Dannenberg and Kuemmerle, 2010;
61 Dries et al., 2012; Bartolini and Viaggi, 2013), low economic returns from
62 agricultural production and high necessary labour intensity for agriculture
63 (Jančák and Götz, 1997; Forbord et al., 2014). The most endangered group is
64 young farmers, who are far more susceptible to changing employment to outside
65 of the agricultural sector (Roberts and Key 2008; Breustedt and Glauben 2007).

66 Two important factors in the stability of a farm, particularly for new farmers,
67 are the price and availability of land. In many regions land price and the
68 efficiency of land markets have an effect, relating not only to active users but also
69 to those owners who do not farm their holdings (van Dijk, 2003; Beyene et al.,
70 2006; Vranken and Swinnen, 2006; Sklenicka et al., 2013). A key factor in
71 maintaining the stability of the agricultural economy is therefore the
72 establishment of programmes to support not only existing farmers but also
73 provide opportunities to begin farming and support programmes to continue in
74 their enterprise (Piet et al., 2011).

75 One such type of support programme is land consolidation. They are among
76 programmes supporting owners in their efforts to farm efficiently, since they
77 lead to a decrease in the number of parcels per owner, increase the parcels'
78 mean size, create a favourable parcel shape, and ensure access to those parcels
79 for agricultural machinery (Sklenicka, 2006). The land tenure reorganization
80 that results from consolidation is a long-term solution for the structure of the
81 agricultural landscape (e.g., Hladík and Číhal, 2005; Cay et al., 2010; Pašakarnis
82 and Maliene, 2010; Lisec et al., 2014).

83 Another important support programme for farmers and new entrants within
84 the EU is the Common Agricultural Policy (CAP). However, Petrick and Zier
85 (2012), who studied the effect of the CAP's direct payments and rural
86 development measures on unemployment in agriculture, determined that the
87 CAP has a very limited impact on either agricultural job creation or maintenance.
88 Although, Ahearn et al. (2006) or Bartolini and Viaggi (2013) have emphasized
89 the CAP's substantial effect – and particularly in relation to its direct payments –
90 on changes in agricultural structure.

91 Agricultural subsidies are also closely linked with regions where Less
92 Favoured Areas (LFAs) occur, and often these are associated with a large
93 proportion of grasslands. An increased percentage of grasslands considerably
94 influences user density within an area and especially users' economic self-
95 sufficiency (Mathieu and Joannon, 2003). Farm operations in LFAs are at a
96 disadvantage compared to those in agriculturally favourable areas due to their
97 lower profits caused by increased costs, the latter relating primarily to shorter
98 growing seasons, lower soil quality, and steeper slopes; the crop structure in
99 these areas is limited and yields are generally lower (Střeleček et al., 2008). A

100 study by Aubert and Perrier-Cornet (2009) confirmed that providing financial
101 support for farming in LFAs affects the decisions of a considerable number of
102 farmers as to whether they choose to begin or continue farming in such
103 locations. On the other hand, Breen et al. (2005) questioned the effect of
104 economic incentives, stating that these farmers' decisions are not crucially
105 affected by agricultural policy and that they are impacted also by each farmer's
106 individual needs. Those needs, in turn, combine with the national administrative
107 and economic conditions which establish the rules for agricultural enterprises
108 (Bürge et al., 2004).

109 The objective of our study is to identify factors underlying the spatial
110 volatility of AHS among individual EU countries. Based upon the example of the
111 Czech Republic, a country with extremely high AHS values within the EU, we are
112 looking, too, for those factors associated with the variability of AHS values on the
113 scale of a single country. The factors to be tested within our analysis were
114 selected based upon research of the scientific literature and personal
115 consultations with leading experts in the field and the data availability. While
116 some evaluated factors are identical for both scales (unemployment, ownership
117 fragmentation), other factors' effects can only be evaluated at the European or
118 international scale (political regime before 1989, CAP direct subsidy), and still
119 others can only be evaluated at the national scale due to the differences in data
120 formats (effect of land consolidations, travel time to a larger city, soil fertility,
121 proportion of LFAs, proportion of grassland). Hypothesized relationships of
122 individual factors with AHS as the dependent variable are given in Tables 1 and
123 2.

124

125 **2. Methods**

126 *2.1. Input data*

127 The spatial units for analysis at the European scale were the territories of
128 individual EU countries. All data were generated from the Eurostat database and
129 we used as the response variable AHS in 2007, except for the values for Romania
130 and Bulgaria, which joined the EU only in 2007. In their case, values from 2010
131 were used.

132 The EU contains both so-called transitional countries, where farming was
133 affected by a state control regime for decades, and countries with traditional
134 market economies. The potential effect of these circumstances of political regime
135 on AHS was included into subsequent analysis in the form of the categorical
136 variable Communism (Comm), expressing whether or not farmers' operations
137 were still burdened by the previous political regime. Other selected variables at
138 the EU scale encompassed production (i.e. Wheat Production) and socio-
139 economic factors (i.e. Gross Domestic Product, Unemployment, Agricultural
140 Subsidy, and Population Density; see Table 1). We then created hypothesized
141 relationships of individual factors with AHS as the dependent variable.

142 A second part of the study, focused on a national scale, is based on a sample
143 of 190 administrative units within the Czech Republic. The main reason for
144 selecting this administrative unit was municipality management, which is
145 directly related to the cadastral territory. We randomly selected 95 of the 400
146 administrative units in which land consolidations had already been implemented
147 and 95 administrative units without land consolidation (Fig. 1). To minimize
148 potential spatial autocorrelation of socio-economic and environmental

149 conditions, we set the minimum distance between sampling units' centroids to 5
150 km as a spatial restriction for random selection.

151 Mean AHS for administrative unit with completed land consolidations was
152 calculated at two time points: AHS at the starting year (**AHS0**), which means in
153 the year when land consolidation was completed (2005–2008 in those
154 administrative units under study), and AHS 5 years after completion of the land
155 consolidations (2010–2013, hereinafter **AHS5**). Administrative units without
156 land consolidation were selected for AHS calculations so as to have a
157 corresponding distribution. For each administrative unit in the sample, we
158 calculated the values of those factors describing the attractiveness for farming
159 (Mean Parcel Size, Mean Farmland Price connected with land fertility, Less
160 Favoured Areas, Grassland), offer of other work opportunities (Unemployment,
161 Travel Time to the nearest district capital), and economic situation (GDP within
162 the broader region). We then created hypotheses regarding their potential
163 influence on AHS5 (see Table 2 for details).

164 All calculations of all variable values were based on publicly available
165 sections of databases from the Czech Statistical Office; Czech Office for Surveying,
166 Mapping and Cadastre; and Land Parcel Information System. Spatial analysis was
167 performed using ArcGIS 10.1.

168 *2.2. Statistical analysis*

169 We analysed data for the European and national scales separately in order to
170 reveal the factors' potential association on mean AHS. Prior to further analysis,
171 Pearson correlations were computed among all predictors within each scale to
172 eliminate those with strong correlation ($r > 0.6$). On the national scale, Grassland
173 and LFA were found to be highly and negatively correlated with Mean Farmland

174 Price ($r = -0.67$ and $r = -0.72$, respectively, $P < 0.05$) and also positively
175 correlated with one another ($r = 0.64$, $P < 0.05$). As farmland price can be
176 considered a complex factor expressing soil fertility, we chose Mean Farmland
177 Price for further modelling, while omitting Grassland and LFA. Values of
178 response variables (in European countries AHS in 2007 and in the Czech
179 Republic AHS5) were log-transformed to approach normality (Shapiro–Wilk
180 test) and homoscedasticity (Bartlett’s test). As there was no reason to reject the
181 hypotheses of normality and homoscedasticity of the response variables ($P >$
182 0.05), analysis of covariance was employed on both scales.

183 For each scale, we constructed an initial model. The initial model on the
184 European scale included all main factors (Table 1) and two-way interactions of
185 the continuous variables with Communism to explore potentially differing trends
186 in AHS’s dependence on predictors between transitional countries and countries
187 where farming opportunities were not influenced by previous political regimes.
188 Similarly, the model for the national scale included all the main factors given in
189 Table 2 and two-way interactions of the continuous variables with the
190 categorical LC, as we hypothesized that the trends of the remaining explanatory
191 variables’ effects on AHS might differ due to the effect of land consolidation.
192 From these models, we deleted all non-significant terms ($P > 0.05$) using a
193 backward stepwise selection procedure to achieve minimal adequate models
194 following the procedure described by Crawley (2007). Adequacy of fit of the
195 resulting minimal adequate models was explored by examining quantile–
196 quantile plots of residuals, plots of residuals versus fitted values, and a test of the
197 residuals’ normality (Shapiro–Wilk test). All analysis was performed using R
198 software.

199 **3. Results**

200 On the European scale, the resulting minimal adequate model contains only
201 one explanatory variable, but this still explains more than half (50.37%) of total
202 variability in farmland's AHS in EU countries. This single significant factor was
203 Wheat Production ($F = 23.34, P < 0.0001$). The interaction between wheat
204 production and former political regime (Comm) was not significant. Although
205 none of the transitional countries were among the countries with the highest
206 wheat production (Fig. 2), it cannot be concluded from this that the trend of
207 European AHS's dependence on wheat production is different in transitional
208 countries than it is in countries for which farming continuity was not interrupted
209 by a communist regime. The remaining factors were not demonstrated as having
210 an effect, and all other two-way interactions between Comm and the remaining
211 factors were also non-significant.

212 On the national scale, AHS decreased over time. In years related to
213 completion of land consolidations (AHS0), mean AHS in the monitored 190
214 administrative units was 62.0 ha; by 5 years later (AHS5), it had decreased to
215 51.4 ha (i.e. by 10.6 ha). In administrative units with completed land
216 consolidation, mean AHS decreased from AHS0 63.4 ha to AHS5 50.5 ha (i.e. by
217 12.9 ha), while in administrative units without land consolidation it fell from
218 60.6 ha to 52.3 ha (i.e. by 8.3 ha). Factors significantly associated with AHS5 on
219 the national scale are given in Table 3.

220 The resulting minimal adequate model explains 82.62% of the variability in
221 AHS5 values. According to the hypotheses, AHS5 values would be strongly
222 affected by holding size at the starting time. Therefore, AHS0 needed to be
223 included within the model even though its significance was not the subject of

224 research. Although AHS0 explains the largest proportion of the resulting AHS5
225 (see *F* values in Table 3), the model includes also other factors: Land
226 Consolidation (LC), Unemployment Rate (UnE), and soil fertility expressed as
227 Mean Farmland Price (MFP). The resulting estimates of the dependence of AHS5
228 model parameters on a combination of explanatory factors for administrative
229 units with LC and those without LC are expressed in the following equations:

230 Administrative units without LC: $\log(\text{AHS5}) = 0.042 + 0.944 \cdot \log(\text{AHS0}) -$
231 $0.019 \cdot \text{UnE} + 0.032 \cdot \text{MFP}$ (1)

232 Administrative units with LC: $\log(\text{AHS5}) = 0.681 + 0.819 \cdot \log(\text{AHS0}) - 0.019 \cdot \text{UnE}$
233 $+ 0.004 \cdot \text{MFP}$ (2)

234 Land consolidation affected AHS5 both as the main effect and in interaction
235 with AHS0 and MPF. In administrative units without land consolidation and in
236 those with completed land consolidation, higher initial AHS0 values
237 corresponded with higher resulting AHS5 values. In administrative units with
238 land consolidation, however, a given initial AHS0 value corresponded with a
239 smaller resulting AHS5 value than did that value in administrative units without
240 land consolidation. AHS5 also increased slightly with higher Mean Farmland
241 Price values, which represent fertility in the model. Mean Farmland Price
242 manifested significantly both as the main effect and in interactions with LC, while
243 an increase in AHS5 was clearer in those administrative units with completed
244 land consolidation. This result is in accordance with a trend on the European
245 scale, whereby higher fertility also corresponded with larger holding size.

246 Another important factor was Unemployment, under the influence of which
247 AHS slightly decreased. The result therefore indicates that, as hypothesized,
248 higher unemployment may lead to a slight increase in the number of entities

249 farming on farmland. Given the non-significant interaction between UnE and LC,
250 the trend can be considered to be the same in all administrative units regardless
251 of whether or not land consolidations were performed within the territory. The
252 results of the statistical analysis do not demonstrate that change in AHS on the
253 national scale over time was affected by the remaining studied factors (i.e. Gross
254 Domestic Product in the region, Travel Time to the nearest district capital, and
255 Mean Parcel Size) within the administrative unit.

256 Examples of the main scenarios for how LC, MFP, and UnE could influence the
257 resulting AHS5 depending on initial AHS0 are given in Fig. 3. We used the
258 formulas resulting from the minimal adequate model to describe the change in
259 AHS over 5 years for three combinations of Mean Farmland Price and
260 Unemployment (Fig. 3).

261 The figure indicates that land consolidation had a greater effect on AHS in
262 those locations where initial holding size was larger. For mean values of
263 Unemployment and Mean Farmland Price, the modelled decrease in AHS due to
264 land consolidation is particularly clear in administrative units where initial
265 holdings exceeded 100 ha (Fig. 3a). A similar trend, albeit with smaller
266 differences between those administrative units with and without land
267 consolidation, can be seen under maximum Unemployment and minimum Mean
268 Farmland Price (Fig. 3b). The change in AHS depending upon initial holding size
269 was most marked in the situation where there was minimum Unemployment and
270 high Mean Farmland Price (Fig. 3c). Land consolidation's effect on AHS therefore
271 generally manifested itself rather more in administrative units with larger initial
272 holdings. The most marked effect of AHS change through land consolidation
273 occurred at low Unemployment and high Mean Farmland Price (high fertility).

274 Overall, the models therefore indicate that the influence of land consolidation on
275 AHS is most marked on the most fertile farmland arranged into large user blocks.
276 This dominant effect of the combination of LC and soil fertility is also
277 demonstrated under sufficient employment in the region. The models in Fig. 3
278 further lead to the conclusion that the shape of AHS decrease following land
279 reform was similar regardless of unemployment rate and soil fertility, while
280 without land consolidation the curve of AHS change depended more on other
281 factors. Land consolidation therefore made AHS behaviour more predictable
282 over time.

283 **4. Discussion**

284 *4.1. Situation in EU member states*

285 In 2007, mean AHS in the selected EU countries was 26.8 ± 23.37 ha. Romania
286 had the lowest AHS (3.6 ha), as well as one of the lowest GDP values. Low AHS
287 values were also found in other countries with low GDP, such as Bulgaria,
288 Hungary and Poland. This group of countries also had higher Unemployment
289 values and lower Wheat Production than did countries with high AHS values,
290 such as the United Kingdom, Denmark, and France. The highest AHS in the EU
291 was seen in the Czech Republic (91.4 ha), which is an extreme size in comparison
292 to mean AHS elsewhere within the EU.

293 The results of the study indicate that the only factor from the analysed ones
294 significantly associated with AHS at the European scale was Wheat Production.
295 Mean Wheat Production within the EU ranged around 4.49 ± 1.96 t/ha. Wheat
296 Production was highest in Ireland (8.46 t/ha), with AHS of 32.3 ha, and lowest in
297 Romania (1.54 t/ha), with AHS of 3.6 ha. As Popescu (2010) stated, AHS in

298 Romania is notably affected by the structure of its fields for wheat production,
299 which are small and fragmented, thereby putting Romania at a disadvantaged
300 position in comparison to other EU countries. Jabarin and Epplin (1994) also
301 determined how farm size and land block fragmentation affect the economics of
302 wheat production in Jordan. They confirmed that variable costs for wheat
303 production are substantially dependent not only on holding size but also on land
304 block size. It can generally be said that Southern European countries have lower
305 Wheat Production, which is affected by climatic conditions and considerable
306 fragmentation, as it is known that certain soil types and climates are more
307 favourable for certain types of crops.

308 Naturally, it does not necessarily mean that only Wheat Production causes
309 the changes of AHS. The base data from Eurostat are very coarse therefore the
310 results are affected by the lack of detailed information and additional data sets.
311 Other various factors affect the agricultural holding sizes and they need further
312 testing. In addition to the analysed factors, it is therefore necessary to focus on
313 others, for example, such as the use of modern mechanization, which leads to
314 significant changes in agricultural structure. For example the main determining
315 factor can be the type of agricultural technology (Hermans et al., 2010). Large
316 enterprises frequently have a tendency to adjust the size of land production
317 blocks to fit new mechanization, which contributes to increased farming
318 efficiency or to the proportion of rented farmland (Dramstad and Sang, 2010).
319 The requirement for large, regular blocks of land is advantageous not only for
320 agricultural machinery but also for chartered surveyors and tax authorities, who
321 prefer regular parcels where areas are easy to measure and value (Vejre et al.,
322 2015).

323 Moreover, there are other factors that could be included in a more
324 comprehensive future study. Both individual farms and regional agricultural
325 systems are influenced by biophysical conditions, including climate, soil
326 resources and biological phenomena (Smithers and Blay-Palmer, 2001). It is also
327 known that topography is one of the main factors affecting crop yield and farm
328 size (Kumhálová and Moudrý, 2014). In addition to regional, natural, and
329 climatic differences, other factors affecting AHS include the age and maturity of
330 the cultural landscape, the farmers' characteristics or cadastral subdivisions
331 (Argent et al., 2006). Changes in farm size and continuation in farming are also
332 affected in particular by the profitability of farming, primarily measured through
333 productivity and financial returns, by the human capital as characterized by
334 farmers' age and education, and by programmes in support of farming (Piet et al.,
335 2011). It is likely that the laws and customs that govern the inheritance land
336 have a big influence on field size, depending on whether or not fields are likely to
337 be divided up when they are passed to heirs or sold outright (Skaloš et al., 2012).

338 *4.2. Situation in the Czech Republic*

339 Although AHS0 explains the largest proportion of the resulting AHS5, of all
340 the studied factors, Land Consolidation (LC), Unemployment Rate (UnE), and soil
341 fertility expressed as Mean Farmland Price (MFP), had a significant effect on AHS
342 value within the Czech Republic.

343 In most cases, Land Consolidation (LC) significance for agricultural structure
344 is that it helps to confront extreme ownership fragmentation through
345 consolidating and improving access to fragmented lands within the
346 administrative units, thereby creating more efficient parcel sizes for independent
347 owners (e.g. Cay et al., 2010; Hladík and Číhal, 2005; Lisec et al., 2014;

348 Pašakarnis and Maliene, 2010; van Dijk, 2003). Types of land fragmentation
349 significantly vary across Europe (Hartvigsen, 2014). Central European countries
350 mainly suffer from two types, ownership fragmentation and the separation of
351 ownership from land use (van Dijk, 2003; Sklenicka et al., 2014). Prior to land
352 consolidation owners frequently cannot efficiently farm their parcels which are
353 “locked” inside large blocks of land (Bański, 2011; Sklenicka et al., 2014), and
354 they are therefore compelled to rent their lands to established agricultural
355 entities. This frequently results in extremely large blocks of land (Demetriou et
356 al., 2013; van Dijk, 2003) which are economically efficient but also contribute to
357 degradation of agricultural ecosystems (Popescu, 2010; Sklenicka et al., 2014).
358 This circumstance was of fundamental importance in shaping the landscape of
359 the Czech Republic as it exists today, because it affected the large imbalance
360 between the number of landowners and the actual number of farmland users
361 (Zeithaml et al., 2009; Sklenicka et al., 2014).

362 The study also showed AHS to be decreasing on the scale of the Czech
363 Republic over the examined period while the numbers of agricultural entities
364 were increasing. It is the similar situation as in Slovenia (Bojnec and Latruffe,
365 2013). Data from the Czech Statistical Office confirm the increasing trend: in
366 2008 there were 44,833 agricultural entities, while at the end of 2012 there were
367 47,903. This is the opposite trend in comparison to the EU as a whole, where the
368 number of farms is decreasing. The results of this study have confirmed the main
369 potential of Land Consolidation, namely that of creating the conditions for new
370 agricultural entities to be established through such means as ensuring the
371 conclusion of new rental or purchase contracts between landowners and new
372 agricultural users. Additionally, it contributes to improved productivity,

373 efficiency and competitiveness within the agricultural sector, thereby supporting
374 rural development and balanced regional development while simultaneously
375 supporting environmental protection and natural resource management (Lisec
376 et al., 2014).

377 In conjunction with Land Consolidation, AHS values within individual
378 administrative units are also affected by the values of Mean Farmland Price and
379 mean Unemployment. In our study Unemployment and Mean Farmland Price
380 mainly affect AHS in administrative units where original holdings were
381 approximately in excess of 100 ha. This confirms the view that in times of
382 increased unemployment land consolidation can open a path for people newly
383 interested in farming and increase the efficiency of farmland use (Piet et al.,
384 2011). As evidenced in the study of Roseman (2013), which examined the effect
385 of youth unemployment on rural development in Galicia, youth unemployment in
386 particular is one of the most serious issues, and so it is important to seek
387 instruments to help reduce unemployment in rural areas. The considerable
388 problem with unemployment particularly among young people has also been
389 studied by Möllers and Fritzsich (2010) in Croatia, where they found evidence
390 that despite considerable interest among young people to begin farming, they
391 frequently face problems due to insufficient education, lack of farm family
392 traditions, and problematic approaches to access the land.

393 Nevertheless, land consolidation are therefore important from the
394 perspective of employment and rural development, as the fewer farm
395 employment opportunities a given region has, the more people will leave such
396 region and need to find work in other regions. The potential to increase the
397 number of new entrants into the agricultural sector (Zagata and Sutherland,

398 2015) is especially in countries with a high level of rented land (e.g. 11 of the 28
399 EU countries).

400 The size and the number of agricultural holdings in a region is therefore a
401 proxy for an indicator of the sustainability and economic health of the
402 agricultural economy. AHS has a direct effect on land-use changes (D'Antona et
403 al., 2006), rural development, and the sustainability of the local population,
404 economy and environment (Lisec et al., 2014). The role of land tenure security in
405 achieving sustainable land use was studied for example by Sklenicka et al.
406 (2015). The size and the number of land parcels, tenancy structure and
407 organization of land stakeholders substantially influence the sustainability of
408 agriculture in individual communities, autonomous regions, and even entire
409 countries (Garnett et al., 2013). AHS is also related to changes in farmers' life
410 cycles and the environments within which farmers are operating (Leonard et al.,
411 2011; Thenail and Baudry, 2004). These extreme differences in AHS not only
412 among countries within the EU, but even within the agricultural structure of
413 individual countries create considerable uncertainty when establishing optimal
414 political and economic instruments to support sustainable rural development
415 (Zolin and Caldogno, 2012).

416 **5. Conclusions**

417 As changes in AHS are important causes of changes in regional development,
418 rural landscape maintenance, and protection of the agricultural land resource, it
419 is necessary to continue in identifying those factors underlying the spatial
420 volatility of AHS. At the EU scale, the previous political regime demonstrated no
421 effect on AHS in spite of the fact that none of the transitional countries were
422 among those with the highest wheat production, which did exhibit an effect on

423 AHS. At the scale of the Czech Republic, the association with land consolidation
424 on increasing the attractiveness of farming was demonstrated in all three
425 scenarios, and in particular in the case of large farming blocks. In view of the fact
426 that a considerable proportion of the Czech Republic's territory consists of large
427 farming blocks – for the most part rented – we regard the effect of land
428 consolidation on reducing AHS to be considerable. In the case of an area with a
429 high unemployment rate, LC may also be regarded as one of the instruments for
430 economically revitalizing the region, even if only over a longer time horizon.
431 Land consolidation is therefore an important instrument of national agricultural
432 policy in the interest of diversifying agricultural stakeholders of agricultural
433 land. The result therefore supports the conclusion that land consolidation
434 heightens farmland's attractiveness for farming, which then manifests itself in an
435 increased number of agricultural holdings. Determining the factors which affect
436 the numbers of agricultural entities and farm size on agricultural land is very
437 important for efficiently formulating environmental policy and agricultural
438 consulting for sustainable land management.

439 **Acknowledgements**

440 This study was supported by the Czech Science Foundation as a part of
441 project GA14-09212S – Farmland Rental Paradox: A New Cause of Economic
442 Land Degradation (2014-2016, GA0/GA). Special thanks to Gale A. Kirking from
443 English Editorial Services for editing and critical reading of the manuscript.

444

445

446

447

448 **References**

449 Ahearn, M.C., El-Osta, H., Dewbre, J., 2006. The impact of coupled and decoupled
450 government subsidies on off-farm labor participation of U.S. farm operators. *Am.*
451 *J. Agr. Econ.* 88, 393–402. doi: 10.1111/j.1467-8276.2006.00866.x.

452 Argent, N. M., Smailes, P. J., Griffin, T., 2006. Tracing the Density Impulse in Rural
453 Settlement Systems: A Quantitative Analysis of the Factors Underlying Rural
454 Population Density Across South-Eastern Australia, 1981–2001. *Popul Environ.*
455 27 (2), 151–190. doi: 10.1007/s11111-006-0018-1.

456 Aubert, M., Perrier-Cornet, P., 2009. Is there a future for small farms in developed
457 countries? Evidence from the French case. *Agricultural Economics.* 40 (1), 797-
458 806. doi: 10.1111/j.1574-0862.2009.00416.x.

459 Bański, J., 2011. Changes in agricultural land ownership in Poland in the period
460 of the market economy. *Agric. Econ. – Czech.* 2, 93–101.

461 Bartolini, F., Viaggi, D., 2013. The common agricultural policy and the
462 determinants of changes in EU farm size. *Land Use Policy.* 31, 126–135. doi:
463 10.1016/j.landusepol.2011.10.007.

464 Beyene, A., Gibbon, D., Haile, M., 2006. Heterogeneity in land resources and
465 diversity in farming practices in Tigray, Ethiopia. *Agricultural Systems.* 88 (1),
466 61-74. doi: 10.1016/j.agsy.2005.06.004.

467 Bojnec, Š., Latruffe, L., 2013. Farm size, agricultural subsidies and farm
468 performance in Slovenia. *Land Use Policy*, 32, 207–217.
469 doi:10.1016/j.landusepol.2012.09.016

470 Bos, J.F.F.P., Smit, A.B.L., Schröder, J.J., 2013. Is agricultural intensification in The
471 Netherlands running up to its limits? *NJAS - Wageningen Journal of Life Science*.
472 66, 65 - 73. doi: 10.1016/j.njas.2013.06.001.

473 Breen, J.P., Hennessy, T.C., Thorne, F.S., 2005. The effect of decoupling on the
474 decision to produce: an Irish case study. *Food Policy*. 30 (2), 129-144. doi:
475 10.1016/j.foodpol.2005.03.001.

476 Breustedt, G., Glauhen, T., 2007. Driving forces behind exiting from farming in
477 Western Europe. *Journal of Agricultural Economics*. 58 (1), 115-127. doi:
478 10.1111/j.1477-9552.2007.00082.x.

479 Bürgi, M., Hersperger, A.M., Schneeberger, N. 2004. Driving forces of landscape
480 change – current and new directions. *Landscape Ecology*. 19 (8), 857–868. doi:
481 10.1007/s10980-005-0245-3.

482 Cay, T., Ayten, T., Iscan, F., 2010. Effects of different land reallocation models on
483 the success of land consolidation projects: Social and economic approaches. *Land*
484 *Use Policy*. 27 (2), 262–269. doi:10.1016/j.landusepol.2009.03.001

485 Crawley, M.J., 2007. *The R Book*. Second Edition. Wiley & Sons, Chichester, United
486 Kingdom. doi: 10.1002/9781118448908.ch19

487 Dannenberg, P., Kuemmerle, T., 2010. Farm Size and Land Use Pattern Changes in
488 Postsocialist Poland. *The Professional Geographer* 62 (2), 197–210. doi:
489 10.1080/00330120903546312.

490 D'Antona, Á.O., VanWey, L.K., Hayashi, C.M., 2006. Property Size and Land Cover
491 Change in the Brazilian Amazon. *Population and Environment*. 27 (5-6), 373–
492 396. doi:10.1007/s11111-006-0031-4.

493 Demetriou, D., Stillwell, J., See, L., 2013. A new methodology for measuring land
494 fragmentation. *Computers, Environment and Urban Systems*. 39, 71–80. doi:
495 10.1016/j.compenvurbsys.2013.02.001.

496 Dramstad, W.E., Sang, N., 2010. Tenancy in Norwegian agriculture. *Land Use*
497 *Policy*. 27 (3), 946–956. doi:10.1016/j.landusepol.2009.12.008.

498 Dries, L., Ciaian, P., Kancs, A., 2012. Job creation and job destruction in EU
499 agriculture. *Food Policy*. 37 (6), 600–608. doi: 10.1016/j.foodpol.2012.07.007.

500 Eurostat, 2014. Farm Structure Survey. Structure of Agricultural Holdings 2007.
501 European Communities, Luxembourg.
502 [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef_ov_kvftaa&lang=e](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef_ov_kvftaa&lang=en)
503 [n](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef_ov_kvftaa&lang=en) (1.12.14).

504 European Commission, 2013. Structure and dynamics of EU farms : changes,
505 trends and policy relevance. (9), 1–15. *EU Agricultural Economics Briefs*. Brief
506 No 9 – October 2013, p. 15.

507 Firbank, L.G., Elliott, J., Drake, B., Cao, Y., Gooday, R., 2013. Evidence of
508 sustainable intensification among British farms. *Agriculture, Ecosystems &*
509 *Environment*. 173, 58–65. doi:10.1016/j.agee.2013.04.010.

510 Forbord, M., Bjørkhaug, H., Burton, R.J.F., 2014. Drivers of change in Norwegian
511 agricultural land control and the emergence of rental farming. *Journal of Rural*
512 *Studies*. 33, 9–19. doi:10.1016/j.jrurstud.2013.10.009.

513 Garnett, T., Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P.,
514 Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith,
515 P., Thornton, P.K., Toulmin, C., Vermeulen, S.J., Godfray, H.C.J., 2013. Sustainable
516 intensification in agriculture: premises and policies. *Science*. 341 (6141), 33-34.
517 doi: 10.1126/science.1234485.

518 Hartvigsen, M.B., 2014. Land reform and land fragmentation in Central and
519 Eastern Europe. *Land Use Policy*. 36, 330–341.
520 doi:10.1016/j.landusepol.2013.08.016

521 Hermans, C.M.L., Geijzendorffer, I.R., Ewert, F., Metzger, M.J., Vereijken, P.H.,
522 Woltjer, G.B., Verhagen, A., 2010. Exploring the future of European crop
523 production in a liberalised market, with specific consideration of climate change
524 and the regional competitiveness. *Ecological Modelling*. 221 (18), 2177–2187.
525 doi: 10.1016/j.ecolmodel.2010.03.021.

526 Hladík J., Číhal L., 2005. Cost and performance analysis of land offices. *Agric.*
527 *Econ. – Czech*. 51, 462-468.

528 Jabarin, A.S., Epplin, F.M., 1994. Impacts of land fragmentation on the cost of
529 producing wheat in the rain-fed region of northern Jordan. *Agricultural*
530 *Economics* 11 (2), 191– 196. doi: 10.1016/0169-5150(94)00027-1.

531 Jančák, V., Götz, A., 1997. Územní diferenciacie českého zemědělství a její vývoj
532 (in Czech). KSGRR PŘF UK, Praha, 81p.

533 Kumhálová, J., Moudrý, V., 2014. Topographical characteristics for precision
534 agriculture in conditions of the Czech Republic. *Applied Geography*, 50, 90–98.
535 doi:10.1016/j.apgeog.2014.02.012

536 Latruffe, L., Dupuy, A., Desjeux, Y., 2013. What would farmers' strategies be in a
537 no-CAP situation? An illustration from two regions in France. *Journal of Rural*
538 *Studies*. 32, 10–25. doi:10.1016/j.jrurstud.2013.04.003.

539 Leonard, S.H., Deane, G.D., Gutmann, M.P., 2011. Household and farm transitions
540 in environmental context. *Population and Environment*. 32 (4), 287–317. doi:
541 10.1007/s11111-010-0118-9.

542 Lisec, A., Primožič, T., Ferlan, M., Šumrada, R., Drobne, S., 2014. Land owners'
543 perception of land consolidation and their satisfaction with the results –
544 Slovenian experiences. *Land Use Policy*. 38, 550–563. doi:
545 10.1016/j.landusepol.2014.01.003.

546 Mathieu, A., Joannon, A., 2003. How farmers view their job in Pays de Caux,
547 France: Consequences for grassland in water erosion. *Environmental Science &*
548 *Policy*. 6, 29–36. doi: 10.1016/S1462-9011(02)00119-3.

549 Möllers, J., Fritzsch, J., 2010. Individual farm exit decisions in Croatian family
550 farms. *Post-communist Economies*. 22 (1), 119-128. doi:
551 10.1080/14631370903525645.

552 Pašakarnis, G., Maliene, V., 2010. Towards sustainable rural development in
553 Central and Eastern Europe: Applying land consolidation. *Land Use Policy*. 27
554 (2), 545–549. doi: 10.1016/j.landusepol.2009.07.008.

555 Petrick, M., Zier, P., 2012. Common Agricultural Policy effects on dynamic labour
556 use in agriculture. *Food Policy*. 37 (6), 671–678.
557 doi:10.1016/j.foodpol.2012.07.004.

558 Piet, L., Latruffe, L., Le Mouel, C., Desjeux, Y., 2011. How do agricultural policies
559 influence farm size inequality? The example of France. *European Review of*
560 *Agricultural Economics*, 39(1), 5–28. doi:10.1093/erae/jbr035.

561 Pilvere, I., 2013. Problems of Small Farms in Latvia. *Economics and Rural*
562 *Development*. 9 (2), 44-50. ISSN 1822-3346 / eISSN 2345-0347.

563 Popescu, M., 2010. Physical Size of Agricultural Holdings in Romania. Gaps
564 between Romania and the European Union Member States. *Agricultural*
565 *Economics and Rural Development, New Series, Year VII* (1), 17–36.

566 Roberts, M.J., Key, N., 2008. Agricultural payments and land concentration: a
567 semiparametric spatial regression analysis. *American Journal of Agricultural*
568 *Economics*. 90 (3), 627-643. doi: 10.1111/j.1467-8276.2008.01144.x.

569 Roseman, S.R., 2013. Unemployment and labor migration in rural Galicia (Spain).
570 Dialect Anthropol. 37, 401–421. doi:10.1007/s10624-013-9319-9.

571 Skaloš, J., Molnárová, K., Kottová, P., 2012. Land reforms reflected in the farming
572 landscape in East Bohemia and in Southern Sweden – Two faces of
573 modernisation. Applied Geography, 35(1-2), 114–123.
574 doi:10.1016/j.apgeog.2012.06.003

575 Sklenicka, P., 2006. Applying evaluation criteria for the land consolidation effect
576 to three contrasting study areas in the Czech Republic. Land Use Policy. 23, 502–
577 510. doi: 10.1016/j.landusepol.2005.03.001.

578 Sklenicka, P., Molnarova, K., Pixova, K. C., Salek, M. E., 2013. Factors affecting
579 farmland prices in the Czech Republic. Land Use Policy. 30 (1), 130–136.
580 doi:10.1016/j.landusepol.2012.03.005.

581 Sklenicka, P., Janovska, V., Salek, M., Vlasak, J., Molnarova, K., 2014. The Farmland
582 Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land
583 degradation. Land Use Policy. 38, 587–593.
584 doi:10.1016/j.landusepol.2014.01.006.

585 Sklenicka, P., Molnarova, K. J., Salek, M., Simova, P., Vlasak, J., Sekac, P., Janovska,
586 V., 2015. Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices? Land
587 Use Policy, 47, 253–261. doi:10.1016/j.landusepol.2015.04.017

588 Smithers, J., Blay-Palmer, A., 2001. Technology innovation as a strategy for
589 climate adaptation in agriculture. Applied Geography, 21(2), 175–197.
590 doi:10.1016/S0143-6228(01)00004-2

591 Střeleček, F., Lososová, J., Zdeněk, R., 2008. Economic results of agricultural
592 holdings in less favoured areas. *Agric. Econ. – Czech.* 11, 510–520.

593 van Dijk, T., 2003. Scenarios of Central European land fragmentation. *Land Use*
594 *Policy.* 20 (2), 149 - 158. doi: 10.1016/S0264-8377(02)00082-0.

595 Vejre, H., Vesterager, J.P., Andersen, P.S., Olafsson, A.S., Brandt, J., Dalgaard, T.,
596 2015. Does cadastral division of area-based ecosystem services obstruct
597 comprehensive management? *Ecological Modelling.* 295, 176–187.
598 doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.09.027.

599 Vranken, L., Swinnen, J., 2006. Land rental markets in transition: Theory and
600 evidence from Hungary. *World Development.* 34 (3), 481–500.
601 doi:10.1016/j.worlddev.2005.07.017.

602 Thenail, C., Baudry, J., 2004. Variation of farm spatial land use pattern according
603 to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in
604 northeast Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 101 (1), 53–72. doi:
605 10.1016/S0167-8809(03)00199-3.

606 Zolin, M.B., Caldogno, A.R., 2012. Beyond the European Rural Areas: the Need for
607 Strategic Approaches. *Transition Studies Review.* 18 (3), 613–629. doi:
608 10.1007/s11300-012-0218-6.

609 Zagata, L., Sutherland, L.-A., 2015. Deconstructing the “young farmer problem in
610 Europe”: Towards a research agenda. *Journal of Rural Studies,* 38, 39–51.
611 doi:10.1016/j.jrurstud.2015.01.003

612 Zeithaml, J., Pižl, V., Sklenička, P., 2009. Earthworm assemblages in an ecotone
613 between forest and arable field and their relations with soil properties. Pesquisa
614 Agropecuária Brasileira, 44(8), 922-926. doi: 10.1590/S0100-
615 204X2009000800018

Table 1

Factors potentially influencing final mean holding size on the European scale. The table lists and describes those factors used as explanatory variables in the statistical analysis. Each factor's hypothesized influence on mean AHS is marked: + = higher AHS values expected with higher values of the explanatory variable (or with "Yes" in the case of Communism); - = the opposite trend. Factors are listed in the order in which they entered the model.

Explanatory variable	Abbreviation	Description	Hypothesized influence	Data range (Mean \pm SD; Min–Max)
Communism	Comm	Communist regime [Yes/No]	+	Yes/No
Gross Domestic Product	GDP	Gross domestic product [per capita in PPS]	+	99.20 \pm 46.89; 40.00–274.00
Unemployment	UnE	Average unemployment in the country [%]	-	6.27 \pm 2.00; 3.60–11.20
Population Density	Dens	Population density [people/km ²]	-	116.48 \pm 94.75; 14.97–393.17
Subsidies	Pillar	Pillar 1 – Single Area Payment Scheme for each country [EUR/ha]	+	199.89 \pm 147.69; 27.27–606.6
Wheat Production	Wheat	Wheat production in the country [t/ha]	+	4.49 \pm 1.96; 1.54–8.46

Table 2

Factors potentially influencing final mean agricultural holding size (AHS5) on the national scale. The table lists and describes those factors used as explanatory variables in the statistical analysis. The factor's hypothesized influence on mean AHS is marked: + = higher AHS5 values expected with higher explanatory variable values (or with "Yes" in the case of Land Consolidation); - = the opposite trend. Factors are listed in the order in which they entered the model. LFA and Gra were omitted from modelling due to their high correlation with MFP.

Explanatory variable	Abbreviation	Description	Hypothesized influence	Data range (Mean \pm SD; Min–Max)
Starting Agricultural Holding Size	AHS0	Mean agricultural holding size in the cadaster in years related to completion of land modifications [ha]	+	61.99 \pm 40.48; 7.4–307.2
Land Consolidation	LC	Whether land consolidation was implemented in the cadaster [Yes/No]	-	Yes/No
Gross Domestic Product	GDP	Gross domestic product in regions [CZK 1000 per capita = EUR 37]	+	288.00 \pm 17.75; 250.16–311.72
Travel Time	TT	Travel time to a district capital [min]	-	24.13 \pm 11.06; 5–62
Unemployment	UnE	Average unemployment in surrounding villages [%]	-	10.37 \pm 3.45; 0–22.65
Mean Farmland Price	MFP	Soil productivity expressed as mean administrative farmland price within the cadaster [CZK/ha]	-/+	6.59 \pm 3.34; 1.23–14.41
Mean Parcel Size	MPS	Mean parcel size in the cadaster [ha]	+	0.85 \pm 0.54; 0.14–2.96
Less Favored Areas	LFA	Proportion of farmland in the cadaster included in LFAs [%]	+	37.58 \pm 47.82; 0–100
Grassland	Gra	Proportion of meadows and pastures in farmland in the cadaster [%]	-	22.98 \pm 25.89; 0–100

Table 3

Minimal adequate model resulting from analysis of covariance on the national scale. Response variable: log-transformed mean holding size 5 years after land consolidation (AHS5). Probabilities of Type I error are reported based upon Type III sums of squares resulting from a linear model in R. The quality of the model was examined using the Shapiro–Wilk test of the residuals' normality, $P > 0.33$.

	Df	Sum of squares	F value	P
log(AHS0)	1	38.067	509.324	< 2.2e-16
LC	1	0.486	6.506	0.0115
UnE	1	0.749	10.018	0.0018
MFP	1	1.041	13.924	0.0003
LC:MFP	1	0.357	4.782	0.0300
LC:log(AHS0)	1	0.311	4.168	0.0426

Fig. 1. The cadasters analysed in the Czech Republic. Cadasters with land consolidation are marked in green and those without land consolidation are in red.

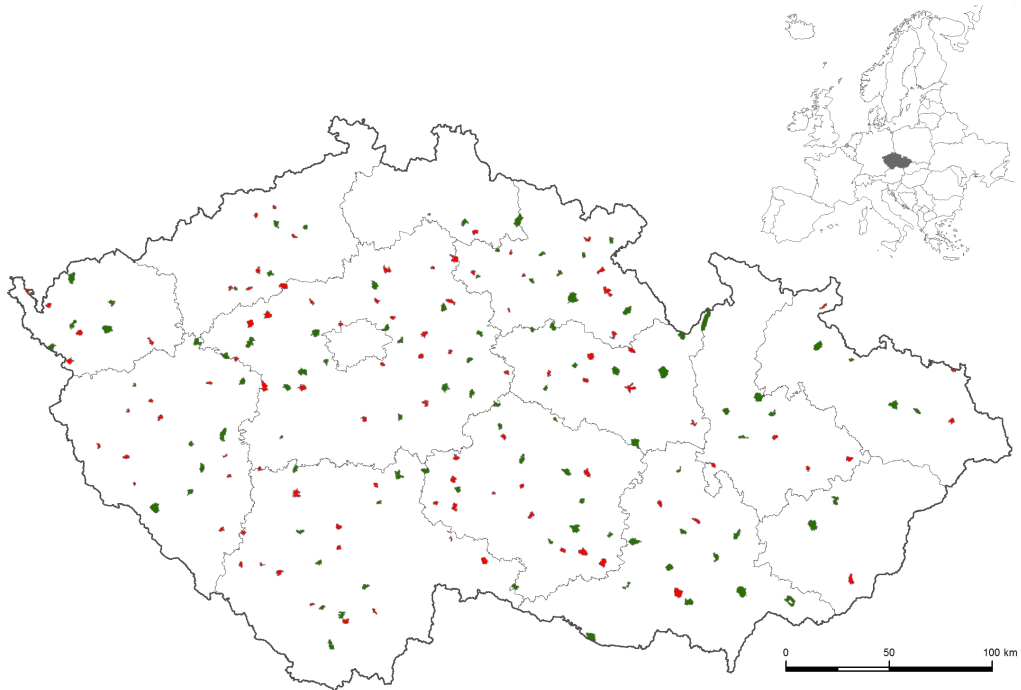


Fig. 2. Association of average holding size in EU countries in 2007 (AHS2007) on wheat production (Wheat) as a proxy variable for fertility. Red dots represent transitional countries and black triangles represent countries with traditional market economies.

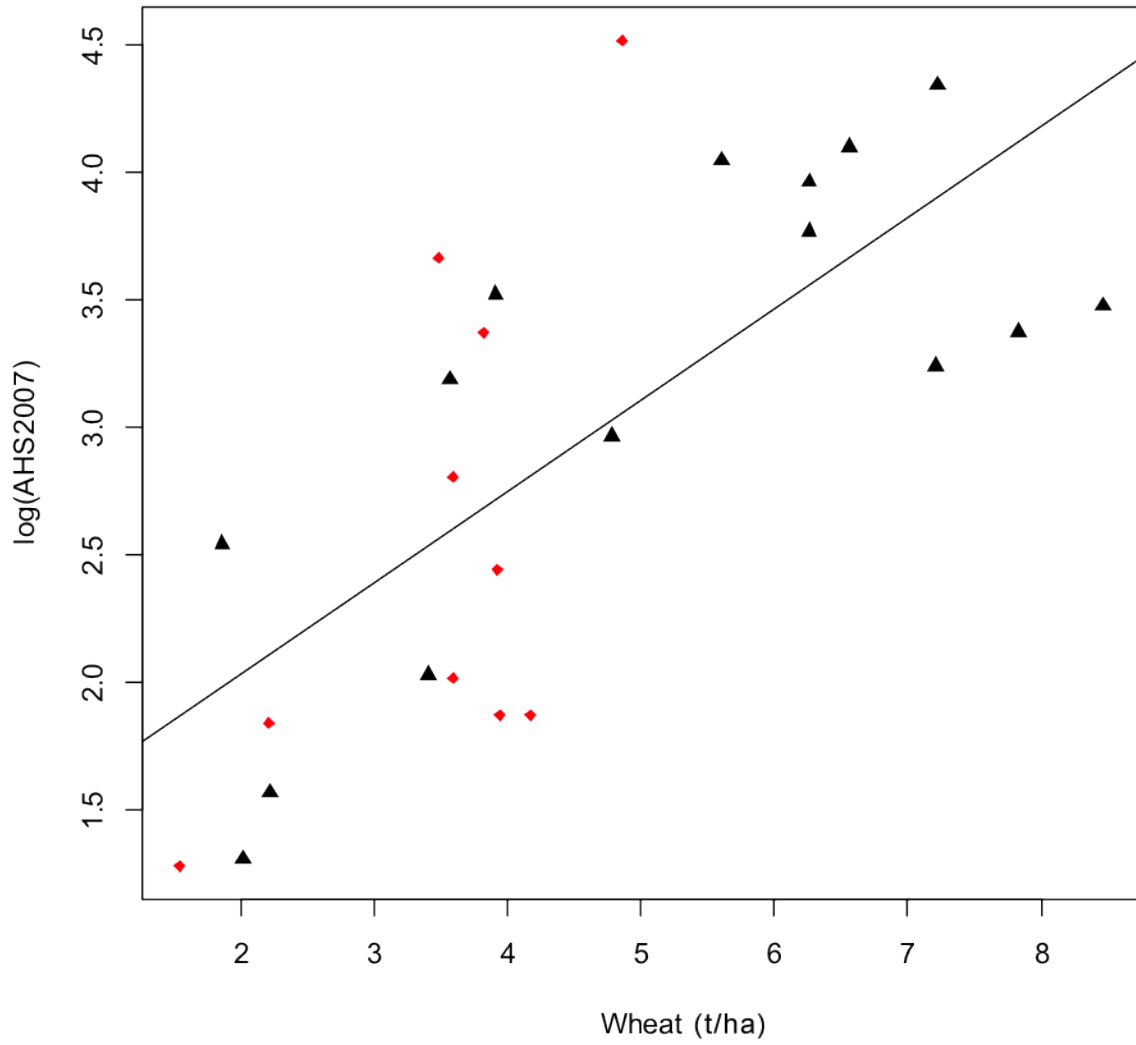
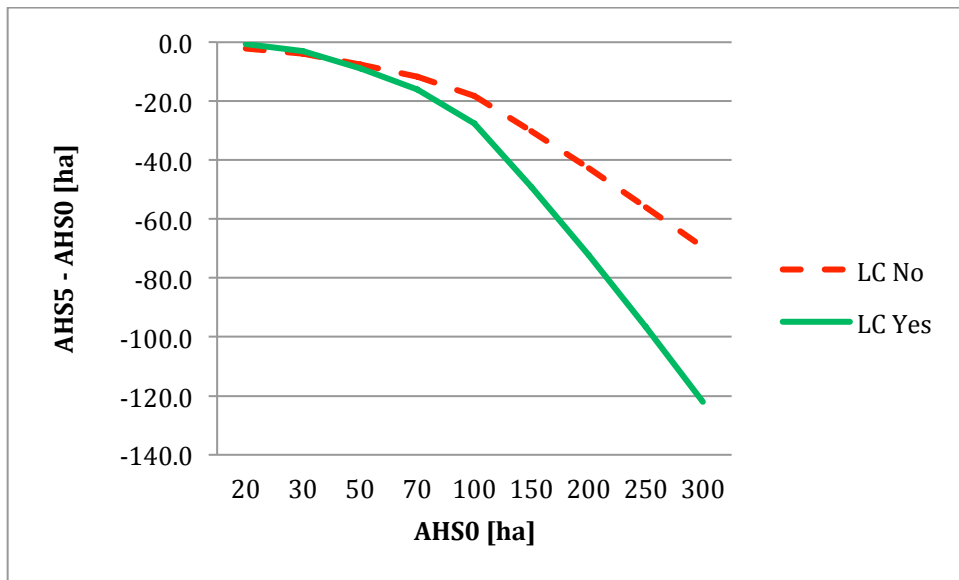
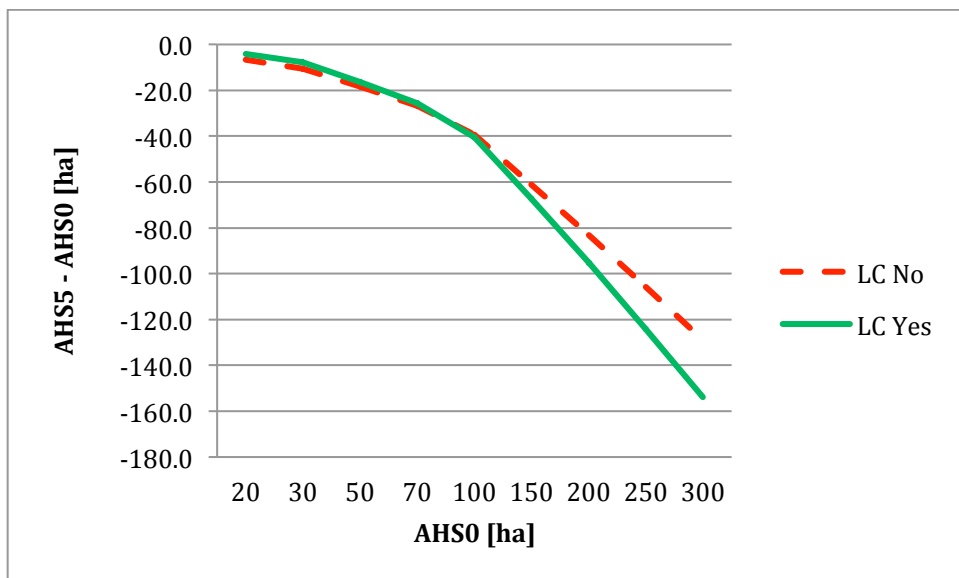


Fig. 3. National scale model in the Czech Republic for dependence of the change in AHS values over 5 years (AHS5 minus AHS0) on initial holding size and land consolidation implementation. Three scenerios are shown based on Equations 1 and 2: (a) changes under mean values of Unemployment and Mean Farmland Price, (b) changes under maximum Unemployment and minimum Mean Farmland Price, and (c) changes under minimum Unemployment and maximum Mean Farmland Price. In most situations, AHS decreased over time, and the effect of land consolidation on said decrease is clearer in those cadastres with larger initial holdings. Nevertheless, AHS grew slightly even without land consolidation in cadastres with low Unemployment and high Mean Farmland Price.

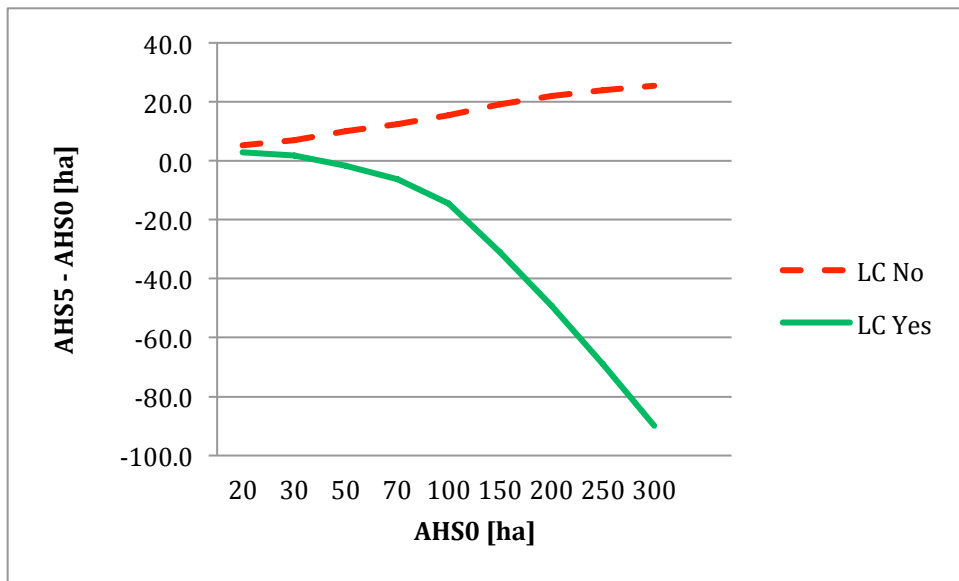
a)



b)



c)



Publikační přehled

Vědecké články

KRČÍLKOVÁ, Š., **JANOVSKÁ V.**, 2016. Land tenure as a factor underlying agricultural landscape changes in Europe: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica*, přijato k publikování dne 11.1. 2016.

JANOVSKÁ, V., - ŠÍMOVÁ, P., - VLASÁK, J., - SKLENIČKA, P., 2016: Factors affecting farm size on the European and national level. *Agriculture Economics - Czech*, přijato k publikování dne 29. 12. 2015.

SKLENIČKA, P., - JANEČKOVÁ MOLNAROVÁ, K., - SALEK, M., - SIMOVA, P., - VLASAK, J., - SEKAC, P., - **JANOVSKA, V.**, 2015: Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices? *Land Use Policy*, č. 47, s. 253-261. ISSN: 0264-8377.

SKLENIČKA, P. – **JANOVSKÁ, V.** – ŠÁLEK, M. – VLASÁK, J. – JANEČKOVÁ MOLNÁROVÁ, K., 2014: The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy*, roč. 2014, č. 38, s. 587-593. ISSN: 0264-8377.

ZÍMOVÁ, K. – POSPÍŠIL, L. – **JANOVSKÁ, V.** – KARLÍK, P. – HOUFKOVÁ, P. – BUMERL, J. – MOLNÁROVÁ, K. – BENEŠ, J. – BERNARDOVÁ, A., 2013: ANALÝZA VÝVOJE PLUŽINY ZANIKLÉ OBCE MALONÍN NA PRACHATICKU. *Acta Pruhoniana*, roč. 104, s. 27-37. ISSN: 0374-5651.

Ostatní publikační činnost

JANOVSKÁ, V., 2015: Pole vzkazují: Chovejte se k nám zodpovědně. *BIO. Měsíčník pro trvale udržitelný život* (10): 17-18.

SKLENIČKA, P. – ŠÍMOVÁ, P. – ŠÁLEK, M. – KOTTOVÁ, I. – ČERNÝ PIXOVÁ, K. – **JANOVSKÁ, V.** – JANEČKOVÁ MOLNÁROVÁ, K., 2014: Defragmentace vlastnictví zemědělské půdy pozemkovými úpravami. Praha: ČZU v Praze, 118s.

Příspěvky ve sborníku

POSPÍŠIL, L., - **JANOVSKÁ, V.**, 2012: Co všechno nám může prozradit plužina o vývoji krajiny aneb sledování změn plužin v čase. Příspěvek ve sborníku *Kostecké inspirování*, ČZU, FŽP, ISBN 978-80-213-2317-9.

JANOVSKÁ, V., 2011: Příčiny a důsledky fragmentace zemědělské půdy. Příspěvek ve sborníku *Kostecké inspirování*, ČZU, FŽP, ISBN 978-80-213-220-2.

JANOVSKÁ, V., 2011: The causes and the consequences of farmland fragmentation. Příspěvek ve sborníku. Konference The EU Strategy for the Danube region – with specific emphasis on Land and Water Management and the Environment, 28. - 29. dubna 2011, Szent István University, Gödöllő, Hungary.

JANOVSKÁ, V., ŠÍMOVÁ, P., 2010: Současné možnosti návrhu zón odstupňované ochrany v CHKO Poodří. Příspěvek ve sborníku KAGÚP Chloumek, ČZU, FŽP, ISBN 978-80-213-2063-5

Specializované mapy s odborným obsahem

VLASÁK, J. – SKLENIČKA, P. – ŠÁLEK, M. – JANOVSKÁ, V. – MOLNÁROVÁ, K., 2012: Prostorové rozložení průměrných velikostí vlastnických pozemků zemědělské půdy v ČR. GA-Zemědělská ekonomie, Specializovaná mapa s odborným obsahem, QH82162/03/2012.

VLASÁK, J. – JANOVSKÁ, V. – SKLENIČKA, P. – ŠÁLEK, M. – ČERNÝ PIXOVÁ, K., 2012: Rizikový potenciál pro velkoplošné nájemní hospodaření na zemědělské půdě v ČR. GA-Zemědělská ekonomie, Specializovaná mapa s odborným obsahem, QH82162/04/2012,

ČERNÝ PIXOVÁ, K. – SKLENIČKA, P. – JANOVSKÁ, V., 2012: Václavice na Liberecku - analýza dopadu větrných elektráren různých návrhových výšek. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, 42190/KCP2012/02.

JANOVSKÁ, V. – BRABEC, E. – MOLNÁROVÁ, K. – ZÍMOVÁ, K. – ČERNÝ PIXOVÁ, K. – SKLENIČKA, P., 2012: Cloverdale – the open space analyses of the conventional development. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/2.

JANOVSKÁ, V. – BRABEC, E. – MOLNÁROVÁ, K. – ZÍMOVÁ, K. – WRANOVÁ, A. – SKLENIČKA, P., 2012: Defiance Park – the evaluation of community open space in suburban developments. GIS, 2012, DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/3.

JANOVSKÁ, V. – BRABEC, E. – MOLNÁROVÁ, K. – ZÍMOVÁ, K. – ČERNÝ PIXOVÁ, K. – SKLENIČKA, P., 2012: Dufief –the analyses of community open space in unforested agricultural land. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/4.

JANOVSKÁ, V. – BRABEC, E. – MOLNÁROVÁ, K. – ZÍMOVÁ, K. – WRANOVÁ, A. – SKLENIČKA, P., 2012: Hidden Springs – the land use analyses of open space in

conservation area. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/5.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – ZÍMOVÁ,K. – ČERNÝ PIXOVÁ,K. – SKLENIČKA,P., 2012: High Point – the evaluation of the landscape structure in suburban developments. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/6.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – ZÍMOVÁ,K. – ČERNÝ PIXOVÁ,K. – SKLENIČKA,P., 2012: I'on – the analyses of community open space in suburban developments. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/7.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – ZÍMOVÁ,K. – WRANOVÁ,A. – SKLENIČKA,P., 2012: Kentlands – the neo-traditional development analyses for landscape planning. GIS; data analyses, 2012, DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/8.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – ZÍMOVÁ,K. – POSPÍŠIL,L. – SKLENIČKA,P., 2012: Lincoln Green – the residential development analyses for landscape planning. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/9.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – ZÍMOVÁ,K. – WRANOVÁ,A. – SKLENIČKA,P., 2012: Northwest Landing – the open space analyses of study area in residential developments. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/10.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – ZÍMOVÁ,K. – WRANOVÁ,A. – SKLENIČKA,P., 2012: Prairie Crossing – the analyses of community open space in neo-traditional developments. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/11.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – WRANOVÁ,A. – POSPÍŠIL,L. – SKLENIČKA,P., 2012: Rosecreek – the suburban developments analyses for studying land use structure of open space. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/12.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – WRANOVÁ,A. – POSPÍŠIL,L. – SKLENIČKA,P., 2012: Spring Island – the residential developments analyses of open space for eco-tourism usage. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/13.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – WRANOVÁ,A. – POSPÍŠIL,L. – SKLENIČKA,P., 2012: The Fields of St. Croix – open space analyses in a conservation development area. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/14.

JANOVSKÁ,V. – BRABEC,E. – MOLNÁROVÁ,K. – WRANOVÁ,A. – POSPÍŠIL,L. – SKLENIČKA,P., 2012: Wesley Chapel Woods – the conservetion analyses of the watershed in the developed area. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/15.

JANOVSKÁ,V. – POSPÍŠIL,L. – ZÍMOVÁ,K., 2012: Vývoj land use v plužině zaniklé obce Malonín od poloviny 19. století po současnost. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, LH11069/2012/1.

JANOVSKÁ,V. – VLASÁK,J. – SKLENIČKA,P. – ČERNÝ PIXOVÁ,K. – ZÍMOVÁ,K. – MOLNÁROVÁ,K., 2012: Porovnání velikosti pozemků na orné půdě z hlediska vlastnické a uživatelské fragmentace v jednotlivých okresech České republiky. GA-Zemědělská ekonomie, Specializovaná mapa s odborným obsahem, QH82162/02/2012.

ČERNÝ PIXOVÁ,K. – SKLENIČKA,P. – **JANOVSKÁ,V.**, 2012: Vyjádření podílu na komplexních pozemkových úpravách v důsledku stavby dálnice D3. DO-Ochrana krajinných území, Specializovaná mapa s odborným obsahem, 42190/KCP2012/07.

JANOVSKÁ V. – ŠÍMOVÁ P., 2011: Analýza vstupů pro stanovení zón odstupňované ochrany přírody v prostředí GIS – CHKO Poodří. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

JANOVSKÁ V. – ŠÍMOVÁ P., 2011: Stanovení prostorového členění území pro vymezení zón odstupňované ochrany přírody v CHKO Poodří. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

JANOVSKÁ V. – ŠÍMOVÁ P., 2011: Porovnání navržených a současných zón odstupňované ochrany přírody v CHKO Poodří. Specializovaná mapa s odborným obsahem.

Odborný životopis

Jméno, tituly: Vratislava Janovská, Ing.

Adresa bydliště: Lednice 13, Kralovice, 331 41

Telefon: + 420 608 264 902

Email: janovska@fzp.czu.cz

Datum narození: 16. ledna 1982

Místo narození: Rokycany

Dosažené vzdělání

- **současnost – říjen/2010**

ČZU Praha, Fakulta životního prostředí, Aplikovaná a krajinná ekologie, Katedra biotechnických úprav krajiny, postgraduální studium – obor: Aplikovaná a krajinná ekologie, Téma: Příčiny a důsledky fragmentace zemědělské půdy.

- **červen/2010 - říjen/2008**

ČZU Praha, Fakulta životního prostředí, Inženýrská ekologie, navazující magisterské studium, zakončeno Státní závěrečnou zkouškou – titul Ing.

Téma diplomové práce: Současné možnosti návrhu zón ochrany přírody v CHKO Poodří (Cena děkana za velmi dobré výsledky ve studiu na vysoké škole, Čestné uznání za vysokou úroveň diplomové práce)

- **červen/2008 – říjen/2006**

ČZU Praha, Fakulta životního prostředí, Aplikovaná ekologie, bakalářské studium, zakončeno Státní závěrečnou zkouškou – titul Bc.

Téma bakalářské práce: Analýza geodat pro návrh zonace v CHKO Poodří

- **srpen/2006 – září/2004**

Hillfields International Language School, Bournemouth, England, zakončeno certifikátem FCE - Cambridge English Language Assessment

- **červen/2004 – říjen/2003**

ČZU Praha, Fakulta životního prostředí, Aplikovaná ekologie, zahájeno bakalářské studium

- **červen/2001 - září/1997**

Střední lesnická škola Žlutice, zakončeno maturitní zkouškou

Vzdělávací kurzy zakončené certifikátem a osvědčením

2011 **Posouzení vlivu navrhované stavby, činnosti nebo změny využití území na krajinný ráz** - Metody ochrany charakteru a identity kulturní krajiny, ČVUT, Fakulta stavební, Praha

2011 **Metodika e-learningu** - modul v rámci Kurzu zvyšování pedagogických kompetencí, ČZU, Institut vzdělávání a poradenství Praha

2011 **Psychologie v práci vysokoškolského pedagoga** - modul v rámci Kurzu zvyšování pedagogických kompetencí, ČZU, Institut vzdělávání a poradenství Praha

2009 **Sběr a zpracování prostorových dat pomocí nástrojů systému Janitor**, CENIA Praha

2008 **GEOCUP 2008, Mapová kompozice**, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem

2008 **Základy GIS: dlouhodobý vývoj české přírody**, Česká kosmická kancelář, o.p.s., Praha

2007 **GEOCUP 2007, Mapová kompozice**, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem

2007 **GPS**, Česká kosmická kancelář, o.p.s., Praha

Pracovní zkušenosti

- **současnost - říjen/2010**

ČZU Praha, Fakulta životního prostředí, Katedra biotechnických úprav krajiny. Pozice: odborný asistent (poloviční úvazek)

Pracovní náplň: výuka v českém jazyce: Pozemkové úpravy KPÚ, RES, DRES, KRAJ, BUP, EKOL, výuka v anglickém jazyce: Land management, vedení bakalářských i diplomových prací, pomoc při administraci akreditací oboru Krajinné a pozemkové úpravy, příprava a vedení odborných exkurzí zaměřených na pozemkové úpravy

- **srpen/2010 – březen/2009**

Editel CZ. Pozice: asistentka na helpdesku pro uživatelskou podporu dodávaných softwarů pro elektronickou fakturaci

Odborné stáže a praxe

- **8. - 16. listopad/2014** zahraniční stáž University of Lisboa, Portugal
- **18. - 23. březen/2014** zahraniční stáž Cranfield University, England
- **8. - 22. září/2013** zahraniční stáž Cranfield University, England
- **duben - červen/2013** zahraniční stáž The 117th Regular Session on Agriculture Development and Policy, INTERNATIONAL CENTER FOR LAND POLICY STUDIES AND TRAINING, Taiwan
- **leden – srpen/2012** zahraniční stáž na University of Massachusetts, Amherst, Department of Landscape Architecture, USA
- **srpen-září/2009** odborná praxe Správa CHKO Poodří, Studénka, Česká republika

Konference – aktivní účast

3. - 4. 12. 2015 SUSTAINABILITY OF RURAL AREAS IN PRACTICE, International Scientific Conference, Slovak University of Agriculture in Nitra, Slovakia - příspěvek: Be part of CSA! What is the motivation to join community supported agriculture in the Czech Republic?

13. - 18. 6. 2015 ISSRM 2015 Conference Charleston, South Carolina, USA, International Symposium on Society and Resource Management - příspěvek: The Farmland Rental Paradox: How does land tenure security serve as an important factor for the protection of soil?

14. - 16. 3. 2014 KAGÚP Chloumek – 6. ročník konference Katedry aplikované geoinformatiky a územního plánování - příspěvek: The raped field: I am looking for a partner who stops abusing me!

29. - 30. 11. 2012 Kostecké inspirování, Kostelec nad Černými lesy – příspěvek: Co všechno nám může prozradit plužina o vývoji krajiny aneb sledování změn plužin v čase.

23. - 24. 11. 2011 Kostecké inspirování, Kostelec nad Černými lesy – příspěvek: Příčiny a důsledky fragmentace zemědělské půdy

28. - 29. 4. 2011 The EU Strategy for the Danube region – with specific emphasis on Land and Water Management and the Environment, Szent István University, Gödöllő, Hungary – příspěvek: The causes and the consequences of farmland fragmentation

29.10. 2010 Student GIS Projekt, ArcData Praha, 2010 - příspěvek: Současné možnosti návrhu zón odstupňované ochrany v CHKO Poodří

27. - 28. 3. 2010 KAGÚP Chloumek – 2. ročník konference Katedry aplikované geoinformatiky a územního plánování - příspěvek: Současné možnosti návrhu zón odstupňované ochrany v CHKO Poodří – 2. místo v Kategorii II. (diplomanti absolventského ročníku a začínající doktorandi)

29.9.2009 Student GIS Projekt, ArcData Praha, 2009 - příspěvek: Analýza geodat pro návrh zonace CHKO Poodří

28. - 29. 3. 2009 KAGÚP Chloumek – 1. ročník konference Katedry aplikované geoinformatiky a územního plánování - příspěvek: Současné možnosti návrhu zón odstupňované ochrany v CHKO Poodří

Vědecké granty - spoluúčast

únor 2015/duben 2016 EHP-CZ02-OV-1-027-2015 Norské fondy
Název projektu: Zmírnění důsledků fragmentace biotopů v různých typech krajiny České republiky - spoluřešitel

2014/2016 GAČR 14-09212S
Název projektu: Farmland Rental Paradox: nová příčina ekonomické degradace zemědělské půdy - spoluřešitel

2012/2013 Vnitřní grantová agentura FŽP ČZU v Praze
Název projektu: Možnosti datace plužiny v nelesním prostředí a určení jejích historicky signifikantních krajinných rysů - spoluřešitel

Vědecké granty - řešitel

2011/2012 Vnitřní grantová agentura FŽP ČZU v Praze
Název projektu: Příčiny a důsledky fragmentace zemědělské půdy- hlavní řešitel

2009/2010 Vnitřní grantová agentura FŽP ČZU v Praze
Název projektu: Současné možnosti návrhu zón ochrany přírody v CHKO Poodří - hlavní řešitel

Členství v profesní organizaci

současnost/2014 Českomoravská komora pro pozemkové úpravy
- členka představenstva Středočeské pobočky

Jiné odborné aktivity

2016 - založení spolku **CooLAND z.s.**

2014/2013 - **Hurá na vysokou** - přednášky pro střední školy. Téma přednášky: Není pole jako pole aneb kdo je zodpovědný za stav naší venkovské krajiny?

Jazykové znalosti

anglický jazyk – pokročilá úroveň

německý jazyk – základní úroveň

Jazykové certifikáty

2011 Academic Writing, Kabinet studia jazyk ÚJČ AV ČR, v. v. i.

2006 First Certificate in English, University of Cambridge, Bournemouth

2005 Entry Level Certificate in English (ESOL – Entry 3), University of Cambridge, Bournemouth

Počítačové dovednosti

MS Office; Open Office

Software GIS - ArcGis 10, Janitor

Grafické programy – CorelDRAW, Adobe Photoshop, SketchUp