



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta životního
prostředí**

**OCHRANA ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY VE VZTAHU
K NÁSTROJŮM DOTAČNÍ A PLÁNOVACÍ
POLITIKY ČESKÉ REPUBLIKY**

Dizertační práce typu "*Soubor prací*"

Doktorand: **Ing. Pavel Sekáč**

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

Obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Katedra: Biotechnických úprav krajiny

Praha, 2017

Prohlášení

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

Část dizertační práce byla vytvořena na základě financování z výzkumného projektu GA14-09212S – 2014-2016 GA0/GA Farmland Rental Paradox: nová příčina ekonomické degradace zemědělské půdy.

V Praze, dne 2. 6. 2017

Ing. Pavel Sekáč

Poděkování

Děkuji zejména školiteli prof. Ing. Petru Skleničkovi, CSc. za odbornou podporu v průběhu celého doktorského studia a cenné rady při zpracování této dizertační práce. Dále děkuji všem spoluautorům článků za jejich odborný přínos a spolupráci. Zvláštní poděkování patří Karlu Jackovi, který říkal „jdi“, když jsem stál. Poděkování patří dále všem, kdo mě ve studiu podporovali. Zejména mé ženě Kristýně a synovi Jakubovi děkuji za trpělivost.

OBSAH

OBSAH	4
1 Úvod	5
2 Cíle dizertační práce.....	7
3 Literární rešerše.....	8
3.1 Typy ohrožení zemědělské půdy.....	8
3.2 Hlavní příčiny degradace zemědělské půdy	14
3.3 Nástroje k řešení ochrany zemědělské půdy.....	19
3.4 Společná zemědělská politika.....	21
4 Soubor vědeckých studií.....	29
4.1 Stručný popis publikací.....	30
4.2 Studie 1 - Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices? .	34
4.3 Studie 2 - Land use analysis in terms of farmland protection in the Czech Republic	43
4.4 Studie 3 - Effect of water features proximity on farmland prices in the case of a landlocked country: the consequences for planning	52
4.5 Komentáře k publikacím.....	63
5 Závěrečná doporučení.....	69
Souhrn	71
Summary	73
Použitá literatura.....	75
Seznam zkratk.....	83
Seznam příloh.....	85
Příloha 1.....	86
Příloha 2.....	88

1 Úvod

„... je nutné hospodařit s přírodními zdroji správně v souladu s požadavky na ochranu životního prostředí a zajištění trvale udržitelného hospodaření, vyšší produktivitu a konkurenceschopnost zemědělství. Velký význam zde má půda. Funkce půdy zahrnující její stabilitu, koloběh vody v půdě, dostatečné množství živin a biotickou celistvost jsou zásadními parametry její úrodnosti. Její funkce jako úložiště uhlíku jí dává klíčovou úlohu při zmírňování změny klimatu. Řádné hospodaření s půdou musí bránit jejímu znehodnocování a erozi, stabilizovat její funkce a zohledňovat přizpůsobování se změně klimatu a zmírňování jejich dopadů.“

Sdělení Komise Evropskému parlamentu a Radě o evropském inovačním partnerství „Produktivita a udržitelnost zemědělství“
COM/2012/079 Final

Zemědělská produkce hraje kritickou roli v ekonomice a rozvoji nejen samotného státu, ale i jedinců v rámci daného státního či regionálního uskupení. V podstatě, zemědělský sektor tvoří jeden ze základních stavebních kamenů ekonomického systému, kde síla státního zřízení je především brána z pohledu jeho schopnosti potravinového zabezpečení (*food security*). Kromě výroby či poskytování potravin a surovin zemědělský sektor také poskytuje pracovní příležitosti pro značnou část populace, zejména na venkově nebo v příměstských oblastech.

Základním výrobním prostředkem v zemědělském sektoru je půda. Půda jako taková představuje nezastupitelnou složku životního prostředí s širokým rozsahem ekosystémových služeb. Půda, nejen v České republice, je ovšem ohrožena celou řadou procesů z části přírodních, avšak z větší části vyvolaných činností člověka v důsledku nevhodného managementu. Podle Vopravila *et al.* (2010) nevhodný způsob hospodaření se zemědělskou půdou vede k omezení nebo až ke zničení schopnosti půdy plnit své základní produkční a mimoprodukční (ekologické) funkce.

Samotný způsob hospodaření v ČR, jak uvádí Janovská (2016) ve své práci, je významně ovlivněn rozdrobenými vlastnickými vztahy, které jsou odrazem vývoje

pozemkové držby v České republice v průběhu 20. století. I přestože Janovská (2016) poukazuje na vlastnická práva a využívání půdy jakožto významného faktoru ovlivňujícího strukturu krajiny, tak svoji nezastupitelnou úlohu zde tvoří i způsob a intenzita hospodářského využití (van der Sluis *et al.*, 2016; Marcos-Martinez *et al.*, 2017) a trh se zemědělskými pozemky (Gugushvili, 2016).

V ČR, ale i v zahraničí, je trh se zemědělským půdním fondem (ZPF) do určité míry regulován státem, kdy půda jakožto neobnovitelné přírodní bohatství státu je chráněna legislativou. V České republice je to Zákon č. 334/192 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů, který omezuje libovolné zacházení s půdou a do určité míry chrání i její zemědělské užití. Němec (2004) ve své monografii uvádí, že k přísnějšímu uzákonění pravidel na ochranu půdy mají tendenci země s nedostatečnou výměrou zemědělské půdy (např. Nizozemsko) a naopak. Z jeho studie vyplývá, že čím je půda pro stát vzácnější, tím je více omezováno libovolné zacházení a nedochází tak k výrazným změnám ve využití zemědělského půdního fondu či rozdílu mezi úřední a tržní cenou půdy.

Trh se zemědělskými pozemky je v úzké vazbě na změny ve využití půdy (*land use*), což podle van der Sluis *et al.* (2016) nebo Liang *et al.* (2015) je dalším ze signifikantních ukazatelů přirozeného vývoje krajiny a důsledků lidské aktivity. Janovská (2016) uvádí, že autoři zabývající se touto problematikou se nejvíce soustředí na změny (*land use*) v území v průběhu určitého časového úseku. Na základě rozboru literatury Janovská (2016) došla k závěru, že i výměrou nevýznamné enklávy mohou nabýt vysoké hodnoty v soudobé, rychle se vyvíjející krajině, jakou je například krajina sub-urbánní, jak dále uvádí ve své práci. Tento fakt potvrzují i další autoři obdobných studií, jako je van der Sluis *et al.* (2016), Liang *et al.* (2015), Milenov *et al.* (2014) nebo i Marcos-Martinez *et al.* (2017).

Z pohledu státu je důležité vhodné nastavení dotační a plánovací zemědělské politiky ve vztahu k ochraně půdy a za účelem zajištění potravinové soběstačnosti a podpory státní ekonomiky. K nalezení optimální rovnováhy mezi vyčerpáváním, devastací prostředí a její ochranou je třeba na tuto problematiku nahlížet z mnoha perspektiv.

2 CÍLE DIZERTAČNÍ PRÁCE

Předkládaná dizertační práce se zabývá tématem: **Ochrana zemědělské půdy ve vztahu k nástrojům dotační a plánovací politiky České republiky**. Na správném nastavení dotační a plánovací politiky závisí motivace vlastníků či uživatelů zemědělské půdy k její ochraně. V České republice je primární rovina ochrany zemědělské půdy určena zákonem č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, který ustanovuje základní zásady plošné ochrany zemědělské půdy spojené i se změnou jejího využití. Druhým zásadním nástrojem je zde Společná zemědělská politika (*Common Agricultural Policy, CAP*).

Hlavním cílem dizertační práce je souhrnné vyhodnocení implementace ochrany zemědělské půdy v rámci dotačních nástrojů a plánovací politiky ČR.

Dizertační práce se zaměřuje na tři základní výzkumné cíle, které jsou spolu velmi úzce provázané. V obecné rovině tak vytvářejí základní rámec pro hodnocení stavu ochrany půdy ve vztahu k nástrojům dotační a plánovací politiky:

- 1) Vyhodnocení efektivnosti zemědělských dotací podmíněných nástrojem DZES** na osvojení zásad ochrany zemědělské půdy, která je obhospodařována propachtovateli a pachtýři. Klíčovým faktorem zde je nalezení odpovědi na otázku, kdo z nich lépe adaptuje zásady ochrany zemědělské půdy – propachtovatel (vlastník půdy) nebo pachtýř (nájemce). Významným dílčím cílem je v této části rovněž odpověď na otázku, zda dotace podmíněné nástrojem DZES dokáží v tomto smyslu zvýšit motivace hospodařících vlastníků, pachtýřů, případně obou skupin zemědělců.
- 2) Rozbor hospodářského využití půdy (*Land Use*) ve vztahu k ochraně zemědělských půd.** Tento dílčí cíl je založen na analýze **trendu úbytku zemědělské půdy zástavbou, tzv. zakrýváním půdy (*Soil Sealing*)**.
- 3) Popis a analýza faktorů, které ovlivňují tržní cenu zemědělské půdy a její převod na nezemědělské využití ve vztahu k plánovací zemědělské politice ČR.**

3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, §1:

„(1) *Zemědělský půdní fond je základním přírodním bohatstvím naší země, nenahraditelným výrobním prostředkem umožňujícím zemědělskou výrobu a je jednou z hlavních složek životního prostředí. **Ochrana zemědělského půdního fondu, jeho zvelebování a racionální využívání jsou činnosti, kterými je také zajišťována ochrana a zlepšování životního prostředí.***

*(2) **Zemědělský půdní fond tvoří pozemky zemědělsky obhospodařované, to je orná půda, chmelnice, vinice, zahrady, ovocné sady, trvalé travní porosty a půda, která byla a má být nadále zemědělsky obhospodařována, ale dočasně obdělávána není (dále jen „zemědělská půda“).***

*(3) **Do zemědělského půdního fondu náleží též rybníky s chovem ryb nebo vodní drůbeže a nezemědělská půda potřebná k zajišťování zemědělské výroby, jako polní cesty, pozemky se zařízením důležitým pro polní závlahy, závlahové vodní nádrže, odvodňovací příkopy, hráze sloužící k ochraně před zamokřením nebo zátopou, technická protierozní opatření apod.***

*(4) **O tom, že jde podle odstavců 2 a 3 o součásti zemědělského půdního fondu, rozhoduje v pochybnostech orgán ochrany zemědělského půdního fondu.***

3.1 Typy ohrožení zemědělské půdy

Půda je jedním z našich nejdůležitějších přírodních zdrojů, jež nám poskytuje produkci a ekosystémové služby nezbytné pro udržení života. Nicméně půda jako taková a její produkční i mimoprodukční funkce jsou ohroženy širokou škálou procesů, které zapříčiňují degradaci ať už jedné nebo i více těchto produkčních nebo mimoprodukčních funkcí (Vopravil *et al.*, 2010). Řada hrozeb pro zemědělskou půdu již byla identifikována a popsána napříč celou Evropou (Blum, Büsing a Montanarella, 2004).

V rámci projektu RECARE (financován ze zdrojů EU, Sedmý rámcový program) vypracovali Stolte *et al.* (2015) komplexní studii poskytující celkový přehled existujících

datových zdrojů a informací o hlavních hrozbách pro zemědělskou a lesní půdu v evropském měřítku. Autoři studie se zaměřili na hlavní příčiny degradace půdy, které jsou také explicitně definovány v Tematické strategii pro půdu COM(2006)232 final (*Thematic Strategy for Soil Protection and the proposal for a framework directive for soil protection in Europe*): **vodní a větrná eroze (zrychlená eroze půdy), ztráta organické hmoty, utužení (zhuťňování) půdy, zakrývání půdy (vznik nepropustných půd), kontaminace půdy, salinizace (zasolování) půdy, desertifikace, ztráta půdní biodiverzity a záplavy a sesuvy půdy.**

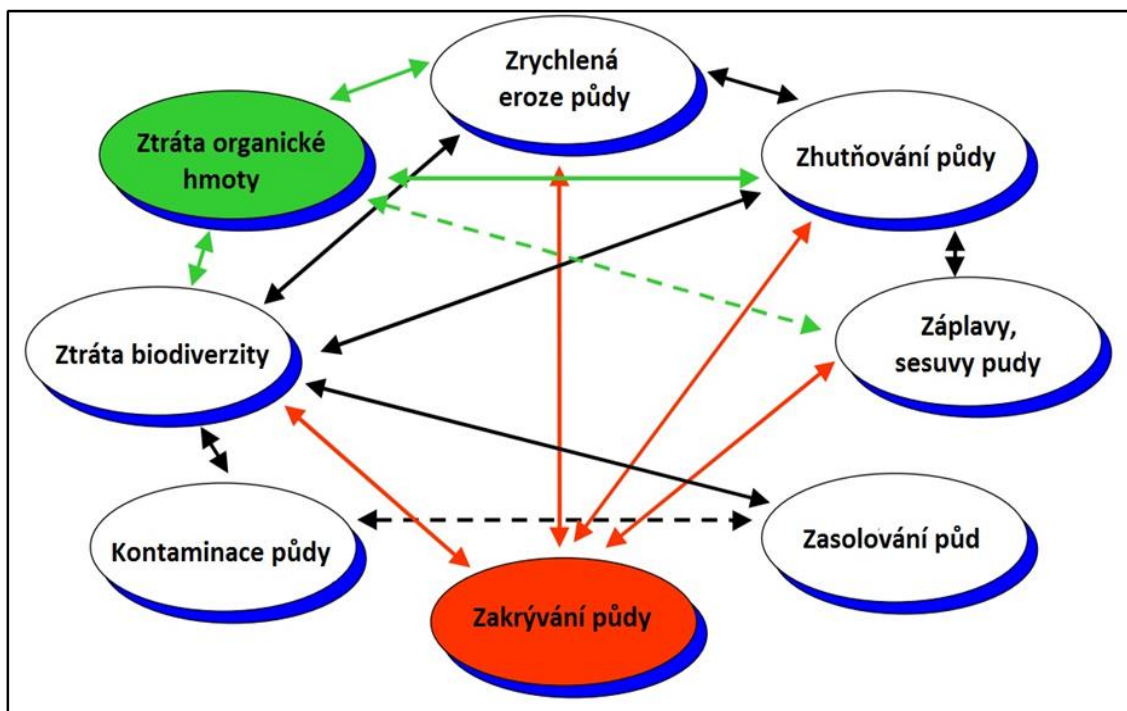
Tyto tzv. „půdní hrozby“, tedy stav, kdy dochází k degradaci jedné nebo více funkcí půdy, byly identifikovány za velmi závažné celou řadou dalších autorů, jako je Tóth *et al.* (2008); Vopravil *et al.* (2010); Jones *et al.* (2012); Vopravil *et al.* (2016) anebo Vidal Legaz *et al.*, (2017). Na základě rozboru literatury (např.: Paleari, 2017; Wang *et al.*, 2016; Stolte *et al.*, 2015; Jones *et al.*, 2012; EC, 2006; Blum, Büsing a Montanarella, 2004) lze vymezit tři základní kategorie konkurenčních vztahů v rámci jednotlivých hrozeb pro půdu, funkcí půdy a jejím využitím:

- **První kategorie** je tvořena výhradním konkurenčním jednáním mezi mimoprodukčními funkcemi půdy a potřebou rozvoje sídelních struktur lidské společnosti (Artmann, 2016; Estoque and Murayama, 2015). Na straně jedné se jedná o využití půdy pro rozvoj infrastruktury, pro zdroj surovin, jako geogenního materiálu nebo jako kulturního dědictví. Kdežto na straně druhé je využití půdy pro výrobu biomasy, filtrační a pufrční funkce půdy anebo půdy jakožto genové rezervy. Toto se projevuje zakrýváním půdy (*soil sealing*) v rámci procesu urbanizace a industrializace, např. výstavba silnic, rodinných domů, průmyslových areálů, sportovních hal nebo pro ukládání (skládání) vyprodukovaného odpadu (Liu *et al.*, 2016). V současné době se odhaduje, že Evropa ztrácí denně 8-10 km² úrodných půd prostřednictvím urbanizace a industrializace krajiny (Stolte *et al.*, 2015). Zakrýváním vznikají tzv. nepropustné půdy, a tím se vyloučí veškeré její další funkce a využití. Tento jev znamená nezvratnou ztrátu půdy spojenou s dalšími procesy degradace půdy v blízkém okolí, jako je např.: utužení půdy, eroze, kontaminace, salinizace, ztráta organické hmoty, záplavy anebo sesuvy.
- **Druhá kategorie** v podstatě zahrnuje intenzivní interakci mezi systémovými funkcemi půdy nebo jejím využitím na straně jedné. Na straně druhé je to sektor zemědělství a lesnictví. Negativní interakce mezi oběma systémy se například projevuje kontaminací půdy, utužením nebo erozí způsobenou intenzivním

využíváním půdy nebo častým pojezdem těžkých strojů využívaných v zemědělství a lesnictví (např. Hatfield a Sauer, 2011). IPPC (2000) k tomu všemu ještě uvádí, že zemědělský a lesnický sektor je jedním z největších přispěvovatelů k znečištění ovzduší.

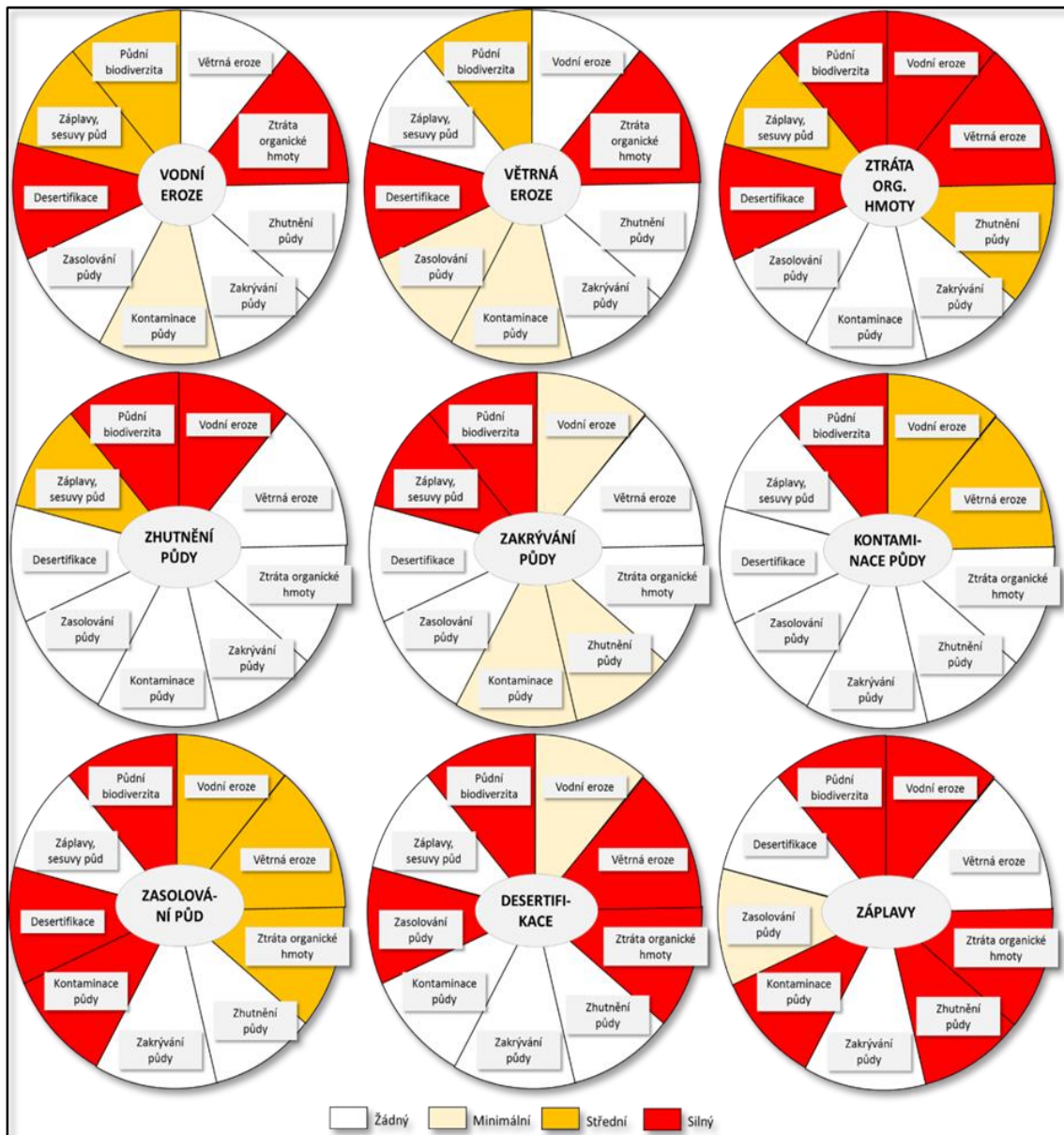
- Jako **třetí kategorii** kompetitivního chování lze vymezit přímo mezi hlavními třemi funkcemi půdy – filtrace, pufrací funkce půdy a retence vody (Stolte *et al.*, 2015). Intenzivním využíváním pesticidů nebo hnojiv může dojít nejen ke znečištění ovzduší, ale může být i negativně ovlivněna jak kvalita vody (především podzemní), tak i samotný potravinový řetězec. Pokud je překročena únosná mez pro přirozenou pufrací kapacitu půd, mechanické filtrování anebo biochemickou transformaci (Blume *et al.*, 2016; Blum, Büsing a Montanarella, 2004), může dojít k ovlivnění celého systému člověk-krajina-voda-půda. V této souvislosti je třeba si uvědomit, že zemědělský a lesnický sektor nejen produkuje biomasu nad zemí, ale také významně ovlivňují množství podzemní vody. Protože každá kapka deště, která dopadne na zem, musí projít půdním prostředím, než je využita (např.: jako zdroj pitné vody).

Na základě dlouhodobých výzkumů je již známo, že půda je v podstatě „živý organismus“. Tudíž při narušení jedné její funkce bude docházet, ať již v dlouhodobém nebo krátkodobém měřítku, k narušení a postupné degradaci dalších funkcí. Toto je dáno vnitřními funkčními závislostmi samotných hrozeb (Blume *et al.*, 2016). Funkčními závislostmi mezi jednotlivými hrozbami půdy se poměrně podrobně zabývá práce Jonese *et al.* (2012) anebo Vopravila *et al.*, (2010) a dalších (viz Obrázek 1).



Obrázek 1: Osm hlavních půdních hrozeb a jejich vzájemné funkční závislosti (převzato z Blum, Büsing a Montanarella, 2004)

Obrázek 1 schématicky znázorňuje přímé i nepřímé vztahy mezi jednotlivými půdními hrozbami způsobujícími degradaci půdy. Například degradace půdy jejím zakrýváním – ze schématu je patrné, že degradace půdy zakrýváním půdy (vytváření nepropustných povrchů, např. neřízená urbanizace) vede k další degradaci, ztrátě půdní biodiverzity. Ztráta půdní biodiverzity zase vede ke ztrátě organické hmoty a celý koloběh degradace funkcí půdy může být zakončen záplavami a sesuvy půdy, což ve finále může vést ke značným ekonomickým škodám nebo až i ke ztrátám na lidských životech. Tyto interakce systému a především jednotlivých typů degradací jsou také promítnuty do koláčových grafů na Obrázku 2. Funkční vztahy mezi jednotlivými degradacemi jsou založeny, jak uvádí Stolte *et al.* (2015), nejen na základě podrobné literární rešerše, ale také na odborných znalostech chování půdního systému a degradací půdy. Funkční závislost, anebo dopad degradace půdy specifickou hrozbou na ostatní typy degradace půdy je na Obrázku 2 vyjádřen kvalitativně ve čtyřech kategoriích: žádný, minimální, střední a silný vliv na jiné typy degradace půdy.



Obrázek 2: Negativní efekt hlavních degradačních typů půd na ostatní hrozby degradace půdy (upravený originál Stolte *et al.*, 2015)

S obdobným přístupem popisu prezentovaným na Obrázku 2 přišla i Paleari (2017) ve své studii. Ta sestavila matici, která prezentuje vztah mezi jednotlivými hrozbami degradace půdy, příčinami degradace a vlivu na půdní funkce či životní prostředí (viz Tabulka 1). Paleari (2017) rovněž potvrzuje výše popsané tvrzení, že některé funkce půdy si vzájemně konkurují – rozvoj bydlení a infrastruktury vylučuje ekologické funkce půdy, jako je produkce biomasy, filtrační nebo pufrční funkce. Ovšem na druhou stranu Stolte *et al.* (2015) uvádí, že konkurence mezi jednotlivými skupinami nebo hrozbami nemusí být vždy negativní, ale může mít i pozitivní aspekty (viz Tabulka 1). Toto lze připustit pouze u degradace půdy kontaminací, kdy zakrytím půdy (*soil*

sealing) nedochází ke zhoršení stávajícího stavu, ale vytvořením nepropustné vrstvy se v podstatě zabrání další disperzi kontaminantů (např. ze skládky).

Tabulka 1: Přehled vazeb mezi půdními hrozbami a funkcemi (převzato Paleari, 2017)

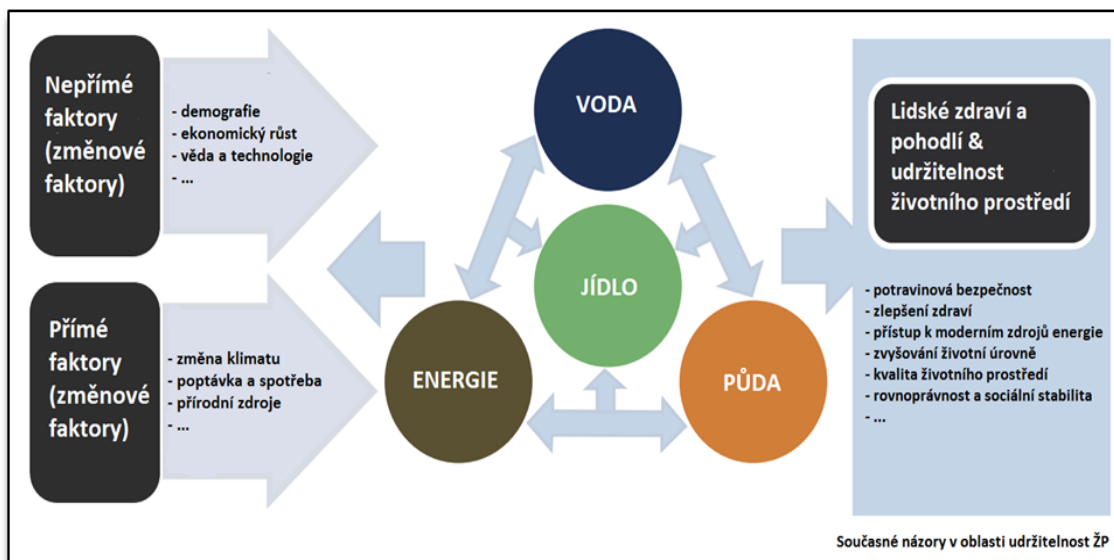
HROZBY	Hlavní příčin (vyjma ostatních hrozeb)	Impakt na půdní funkce						Impakt na ostatní hrozby						Další vlivy			
		Produkce biomasy	SFT*/zásoby C	Habitat/genový fond	Fyzické prostředí	Kulturní dědictví	Zdroj surovin	Eroze	Ztráta org. hmoty	Kontaminace půdy	Zakryvání půdy	Utuzování půdy	Ztráta biodiversity		Zasolování půd	Sesuvy/záplavy	
EROZE	Voda a vítr; odlesňování/ztráta vegetačního krytu; klimatické změny; lesní požáry, intenzivní pastva; změna hospodářského využití; nevhodný management půdy a land use.	x	x	xx	xx	x	x		xx	x				x	x	x	Znečištění vodních zdrojů (řasy); poškození infrastruktury a budov
ZTRÁTA ORG. HMOTY	Odlesňování; lesní požáry; změna zamokřených půd (rašeliny) na ornou půdu; nevhodné zemědělské postupy a využívání půdy; klimatická změna.	xx x	xx	xx		xx	x	x					x	xx		x	Klimatická změna; znečištění vodních zdrojů.
KONTAMINACE PŮD	Hot spots (průmyslová odvětví, skládky atd.); antropogenní emise; nevhodné zemědělské postupy; inadekvátní nakládání s odpady/vodou.	xx	x	xx				x	x								Znečištění vodních zdrojů/eutrofizace.
ZAKRYVÁNÍ PŮD	Potřeba pro stavbu nových domů/infrastruktury/průmyslových hal, neadekvátní územní plánování	xx	xx	xx	xx	x x	x			x x				x	xx	xx	Znečištění podzemních vod; efekt tepelného ostrova; emise; provoz; hluk
UTUŽOVÁNÍ PŮD	Pastva; těžká mechanizace v zemědělství, lyžování (sjezdovky v lyžařských střediscích), pěší turistika (viz národní parky), klimatické změny	xx	xx	x				xx	x							x	Snížení zásob podzemních vod

HROZBY	Hlavní příčin (vyjma ostatních hrozeb)	Impakt na půdní funkce						Impakt na ostatní hrozby						Další vlivy		
		Produkce biomasy	SFT*/zásoby C	Habitat/genový fond	Fyzické prostředí	Kulturní dědictví	Zdroj surovin	Eroze	Ztráta org. hmoty	Kontaminace půdy	Zakrytí půdy	Utuzování půdy	Ztráta biodiversity		Zasolování půd	Sesuvy/záplavy
ZTRÁTA BIODIVERSITY	Odlesňování, lesní požáry, nevhodné změny v land use, invazivní druhy rostlin, klimatické změny	xx	xx	xx	xx	xx	xx									Potravinové zabezpečení; změny biogeochemic kých cyklů.
ZASOLOVÁNÍ PŮD	Závlahy; nadměrné využívání podzemních vod; údržba silnic se solí; klimatická změna.	xx	x	xx	xx	x		x	x	xx			xx			Znečištění vodních zdrojů; zvýšené nebezpečí a frekvence extrémních stavů vlhkosti půd
SESUVY ZÁPLAVY	Odlesňování/ztráta vegetačního krytu; lesní požáry; změna ve využívání půdy; tlak podzemní vody; klimatická změna; Zemětřesení.	x x	x	x	xx	x	x	xx	xx	xx			xx	xx	x	Oběti na lidských životech, poškození infrastruktury; zablokování vodních toků (záplavy); tsunami; znečištění vodních zdrojů

Pozn.: x = minimální nebo střední efekt; xx = velký efekt. Červená barva značí negativní efekt. Zelená barva značí pozitivní efekt. *SFT znamená 'storing, filtering and transformation'.

3.2 Hlavní příčiny degradace zemědělské půdy

Antropogenní aktivity zahrnující např. odlesňování, intenzivní zemědělství, zejména zpracováním půdy nebo živočišnou produkcí, nevhodné hospodaření s půdou anebo intenzivní urbanizace krajiny, to vše výrazně urychluje degradaci půdy (Blanco-Canqui a Lal, 2008). Faktory jako je klima, politika, demografie, sociálně-ekonomické podmínky dané oblasti spolu se změnou ve využívání krajiny mají různou úroveň impaktu a významu pro jednotlivé druhy degradačních hrozeb pro půdu (Morgan, 2005). Tento vztah je schematicky uveden na Obrázku 3.



Obrázek 3: Synergie vody, energie, půdy a potravin (převzato Ringler and Lawford, 2013 in Hurni et al., 2015)

Z obrázku 3 je patrné, že systém půda-voda-energie je ovlivňován různými faktory. Blanco-Canqui and Lal (2008) rozlišuje čtyři hlavní skupiny faktorů:

- 1) **Klimatický a topografický faktor** – extrémní výkyvy v počasí (frekvencované střídání období sucha a záplav), svažité (vodní eroze) anebo rovinná topografie (větrná eroze, salinizace)
- 2) **Sociální a ekonomické faktory** – definované vztahy mezi pachtýři a propachtovateli, hustota obyvatel, výše příjmů, nastavení (vnitřního) trhu a dostupnost vstupních zdrojů, nastavení plánovací a dotační zemědělské politiky
- 3) **Hospodaření s půdou a krajinou** – intenzita hospodaření (vstup hnojiva, pesticidů atd., intenzita zpracování půdy), intenzita pojezdu těžkými stroji, monokultury vs. osevní postupy, vstupy organické hmoty, management půdy a aplikované technologie pěstování plodin
- 4) **Využití půdy a krajiny** – proces urbanizace, industrializace, lesní požáry, těžba surovin, odlesňování, rozvoj infrastruktury atd.

Klimatický faktor

Klimatický faktor je jedním z několika faktorů, který ovlivňuje některé druhy degradačních procesů, jako např. vodní a větrná eroze půdy nebo záplavy a sesuvy půdy. U jiných degradačních procesů naopak hraje významnou roli kombinace lidské aktivity a klimatické podmínky (viz obr. 4).

OHROŽENÍ - DRUH DEGRADACE	KLIMATICKÉ PODMÍNKY - velmi významné	KOMBINACE LIDSKÉ AKTIVITY A KLIMATICKÝCH PODMÍNEK	KLIMATICKÉ PODMÍNKY - málo významné
Vodní eroze	●		
Větrná eroze	●		
Ztráta organické hmoty	● (dlhodobé hledisko)	● (krátkodobé hledisko) nejvíce ovlivňuje intenzita a management půdy	
Zhutnění půdy		●	
Zakrývání půdy			●
Kontaminace půdy		● Hlavním faktorem je lidská činnost	●
Zasolování půdy	●		
Desertifikace	●		
Záplavy a sesuvy	●		
Ztráta biodiverzity	● v případě, že klimatické podmínky ovlivní fungování ekosystému	● Pouze na úrovni ekosystému - kombinace klimatických podmínek a lidských aktivit	

Obrázek 4: Významnost klimatu jakožto jednoho z hlavních určujících faktorů u jednotlivých druhů degradace půdy (převzato z Stolte et al., 2015)

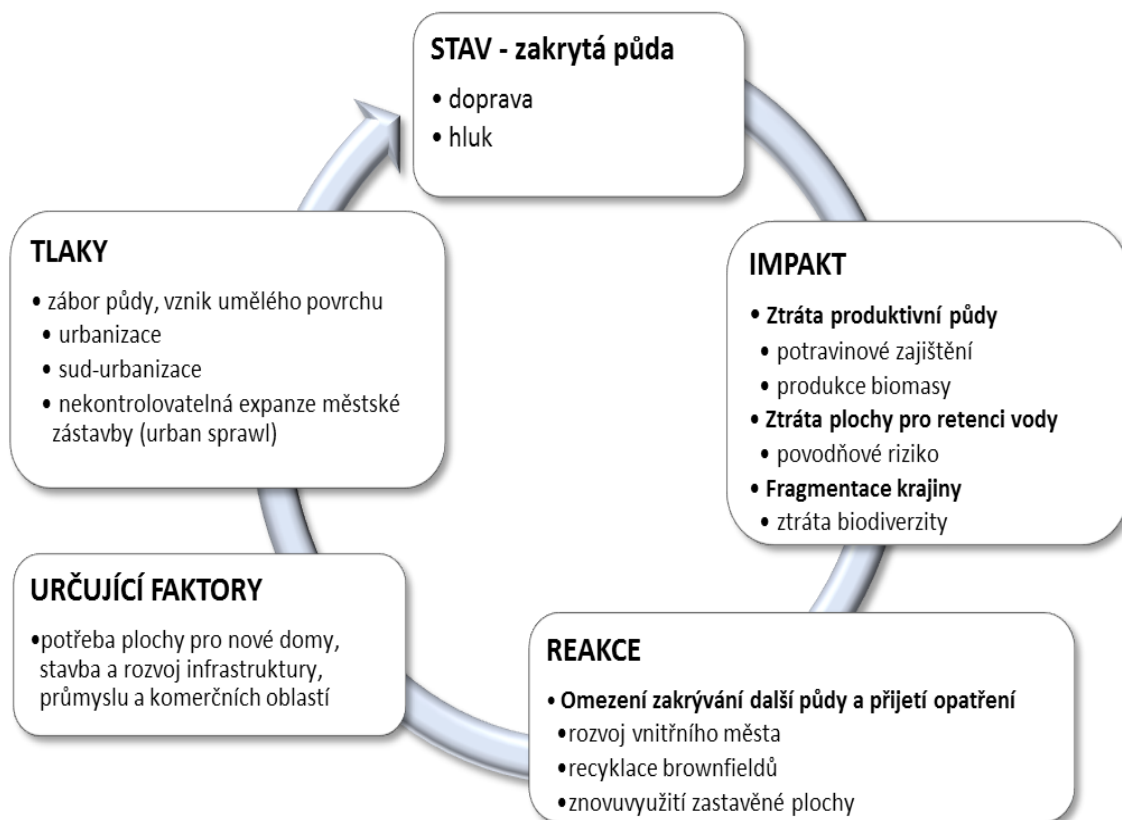
Sociálně-ekonomické faktory

Sociálně ekonomické faktory přímo i nepřímo ovlivňují jednotlivé činitele způsobující degradaci půdy. Na sociálně-ekonomické faktory se přímo váží i politické nebo plánovací nástroje a mechanismy, prostřednictvím kterých lze různě ovlivňovat degradační činitele a jednotlivé faktory. Přehled těchto mechanismů je uveden v následujících dvou kapitolách – kapitola 3.3 a kapitola 3.4.

Na základě literatury se identifikovaly následující sociálně-ekonomické faktory, které jsou převážně iniciovány lidskými aktivitami a reakcí na řídicí faktory degradačních činitelů:

- Růst populace – nárůst populace vede ke vzniku tlaku na zvyšování produkce potravin, což vede k intenzifikaci zemědělství. S rostoucí populací nedochází pouze ke vzniku tlaku na produkci potravin a na produktivní půdy, ale především, zde dochází k rapidnímu procesu urbanizace a industrializace. Tvorbou nepropustných

povrchů - zakrýváním půdy dochází často ke ztrátě produktivní zemědělské půdy (viz Obrázek 5). Obrázek 5 znázorňuje hlavní tlaky, které vedou k zakrývání půdy.



Obrázek 5: Zakrývání půdy - hlavní řídicí faktory, negativní efekt a možné odezvy (převzato z: Prokop, Jobstmann and Schönbauer, 2011)

Z obrázku 5 je patrné, že hlavními určujícími faktory pro *soil sealing* je potřeba nových ploch pro bydlení, obchodní domy a rozvoj infrastruktury, což je v přímé vazbě s ekonomickým rozvojem měst. Většina sociálně-ekonomických faktorů závisí na výstavbě, údržbě a i samotné existenci rozvinutých a uzavřených městských a příměstských enkláv (urbánních, sub-urbánních). Zábor a zakrývání zemědělské půdy má tak značný impakt nejen na samotné hospodářství, ale i na společnost.

Ovšem se samotnou urbanizací a industrializací není spojeno jen zakrývání půdy, ale další navazující negativní dopady na půdu. Například s růstem měst, těžbou anebo nárůstem cestovního ruchu může docházet také ke kontaminaci půdy (viz intenzivní turistický ruch) nebo i salinizaci. Dále s nárůstem populace a rozvojem velkých měst také dochází k vylidňování některých venkovských oblastí, což vede k opuštění půdy a v některých případech i k postupné degradaci (např. degradace teras). Důvodů může

být mnoho: chudoba, změna životního stylu, nedostatek pracovních příležitostí, nabídka-poptávka atd. S nárůstem populace jsou velmi úzce provázány změny ve využití krajiny (*land use*), jako jsou:

- Modely spotřeby potravin – požadavky spotřebitelů, které mohou vést k nevhodnému managementu půdy (např. ke specifikaci smlouvy o maloobchodní nabídce, vyšší poptávka po rostlinách na biopaliva, zelená energie, solární energie atd.). Příkladem negativních následků specifikace smlouvy o maloobchodní nabídce může být třeba sklizeň plodiny v nevhodném počasí. Sice se splní požadavky dané smlouvou, ale na druhou stranu dochází k poškození (utužení) půdy.
- Mechanizace, náklady na pracovní sílu – nákladná manuální práce se nahrazuje nákladově efektivními stroji. S potřebou mechanizace také souvisí technologický vývoj. S výkonnějšími stroji přichází:
 - půdní obdělávání i na svazích (vodní eroze, eroze zpracováním půdy, sklizňová eroze),
 - narůstání váhy pracovních nástrojů, kdy s větší vahou strojů dochází častěji k utužení ornice nebo i podorničí. Ovšem jedním z faktorů u utužení půdy je i cena dané mechanizace. To znamená, že pokud si farmář nemůže dovolit vlastnit svůj vlastní stroj, je nucen si ho vypůjčit. Čímž se velmi často stává, že stroje vjíždějí na pozemek opět i za nevhodného počasí.
 - Upřednostňování větších půdních celků před drobnými půdními bloky.
- Makroekonomické faktory – snižování nákladů a cen vedoucí ke vzniku různě rozsáhlých úsporných opatření. Výsledkem je tak hospodaření na větších půdních blocích, zvýšená specializace – tržní zemědělská malovýroba, pokles tradičního hospodaření zabývajícího se jak živočišnou tak i rostlinnou výrobou.
- Pachtovní smlouvy – pokud je půda propachtována (pronajímána) pouze na základě krátkodobých anebo střednědobých smluv, pro pachtýře zde pak není dostatečná pobídka k dlouhodobému plánování a přijetí adekvátních protierozních opatření nebo vyšší počáteční investici zajišťující šetrné zpracování půdy (např. integrace půdoochranných technologií, integrované zemědělství, precizní zemědělství atd.).
- Sociálně kulturní určující faktory také velmi významně ovlivňují jednání společnosti. Ovšem zde je problém, že tento faktor se velmi obtížně kontextově specifikuje na národní úrovni, natož na úrovni EU. Obecně lze rozlišit tři základní oblasti:
 - Rodinné hodnoty a přesvědčení v hospodaření a ve vztahu k půdě: „Je to tak, jak to vždy naše rodina dělala“.

- Chování (sociální normy) ovlivněné konkrétní referenční skupinou, např. zemědělským poradcem, kooperační skupinou/ sdružením, komunitou
- Společenský vliv - splnění očekávání společnosti, což je založeno na tom, jak se společnost staví k ochraně a hodnocení půdy.

Poradenské služby, výměna znalostí a informací, mohou přímo ovlivňovat samotný přístup zemědělských subjektů k ochraně půdy. Ovšem kvalita poradenství je v rámci EU velmi různorodá a nejednotná. Podle Stolte *et al.* (2015) je zde nedostatek bezplatného poradenství v oblasti ochrany a správného managementu ze strany státních poradenských služeb. Na druhou stranu, jak uvádí dále Stolte *et al.* (2015), některé zpoplatněné poradenské služby v oblasti zemědělství a lesnictví mohou být v rozporu samy se sebou.

Sklenička (2016) v tomto smyslu nově definoval vysokou míru fragmentace vlastnictví, jako jednu ze socioekonomických příčin degradace půdy. Tato pozadová příčina působí nepříznivě skrze malou jistotu půdní držby (*tenure insecurity*) na motivaci zemědělců investovat do ochrany zemědělské půdy. Sklenička (2016) v rozsáhlé review dále uvádí dalších 24 socioekonomických příčin nejčastějších typů degradace půdy, když *tenure insecurity* patří mezi ty nejzávažnější.

Dalšími specifickými faktory jsou: lidmi způsobené požáry, průmyslová činnost, další různé výrobní procesy a cestovní ruch anebo rostoucí nároky na vodní zdroje.

3.3 Nástroje k řešení ochrany zemědělské půdy

Politické a plánovací nástroje ovlivňují různé „půdní hrozby“ (degradační činitele), tím že usměrňují, omezují, zakazují anebo podporují jednu či více lidských aktivit. Většinou se jedná o aktivity, které nejsou z ekonomického hlediska příliš atraktivní pro vlastníky nebo uživatele půdy. Ovšem většinou nástroje vedoucí ke zmírnění nadměrných a neřízených změn ve využívání půdy a využívání přírodních zdrojů nejsou vždy z ekonomického hlediska zcela atraktivní. Tyto nástroje jsou primárně zacíleny na ochranu životního prostředí anebo přírodních zdrojů.

Podle odborné literatury věnující se rozboru EU legislativy a legislativních nástrojů ve vztahu k ochraně půdy (viz Vrebos *et al.*, 2017; Paleari, 2017; Rodrigues *et al.*, 2009; Runhaar, 2016) je stále v současné legislativě přiřazován malý význam produkčním a mimoprodukčním funkcím půdy. Například v roce 2002 předložila Evropská komise sdělení „Směrem k tematické strategii ochrany půdy“ (*Towards to Soil Thematic*

Strategy), komplexní přístup k ochraně půdy (EC, 2002), stejně tak k ochraně vod v rámci Vodní rámcové direktivy. Následující jednání a studie (např. Blum, Büsing a Montanarella, 2004) vedly k vydání Rámcové směrnice o půdě (*Soil Framework Directive, SFD*) v roce 2006. Ovšem, navzdory Parlamentu EU, většině členských států (EC, 2006) a vědecké komunitě (Jones *et al.*, 2012) uznávající potřebu takové směrnice, návrh nebyl nikdy přijat a byl oficiálně stažen v roce 2014 (EC, 2014). Důvodem nepřijetí návrhu byla blokáce některých členských států EU – Německo, Francie, Rakousko, Nizozemsko a Velká Británie, a to z důvodu subsidiarity, nadměrných nákladů, administrativní zátěže a technických argumentů týkajících se vymezení rizikových oblastí (Rada EU, 2007, s. 8).

Ačkoli nebyl učiněn žádný pokrok v navrhované SFD, EU schválila některé strategické dokumenty, které stanovily ambiciózní cíle zemědělské politiky v oblasti ochrany půdy a životního prostředí. Jedná se o kontaminaci půdy, ztrátu půdní organické hmoty, erozi, záplavy, úbytek biologické rozmanitosti a nepropustné zakrývání půdy. Mnohé z těchto cílů vyžadují, aby tyto hrozby degradace půdy byly sníženy do roku 2020-2050 (Tabulka 1 in Paleari, 2017).

Za účelem splnění těchto ambiciózních cílů bylo navrženo v rámci 7. akčního programu pro životní prostředí (*7th EAP*) zavedení ustanovení týkajících se půdy a územního plánování (odstavec 28 EP a Rady z roku 2013a). Unie byla vyzvána k jednání v rámci závazného legislativního rámce (EP a Rada 2013a, odstavec 25). Současné postoje k přijetí nového legislativního návrhu jsou stále velmi heterogenní: zatímco některé země jsou pro přijetí (např. Belgie a Itálie) za předpokladu, že nová legislativa nebude zbytečně normativní, jiné (např. Rakousko a Nizozemsko) podporují alternativní nástroje jako je aktualizace tematické strategie pro půdu nebo vytvoření celoevropské sítě pro výměnu zkušeností a poznatků v otázkách týkajících se půdy (EP, 2015, příloha). Na základě vymezených cílů je otevřená i diskuse směřování reformy Společné zemědělské politiky (CAP).

I přes toto vše výsledkem stále zůstává fakt, že ze strategického hlediska na úrovni EU stále neexistují právní předpisy, které by se výhradně zaměřovaly na ochranu půdy (Paleari, 2017) Vzhledem k průřezové povaze jsou různé aspekty ochrany půdy rozptýleny v mnoha oblastech politiky EU, jako je zemědělství, životní prostředí, regionální politika, výzkum a inovace atd. (viz Tabulka 2 na konci kapitoly 3). Tato roztržitost je ještě podpořena skutečností, že členské státy jsou odpovědné za provádění právních předpisů EU ve svých vlastních legislativních celcích. Je to dáno tím, že samotné státy mají v důsledku zásady subsidiarity určitou flexibilitu

k přizpůsobení legislativy státní, regionální nebo lokální situaci. Proto se národní implementace legislativního rámce EU může značně lišit mezi jednotlivými členy EU.

Například uplatňování evropských nařízení v rámci rozvoje venkova v Nizozemsku a ve Francii vyústilo ve dva systémy (Daniel, 2008). Jeden se zaměřuje na ochranu přírody a druhý se převážně orientuje na zemědělskou půdu. V České republice jsou nařízení EU implementována v rámci kompetencí Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí, čímž je legislativa ovlivňující ochranu půdy roztržena zejména mezi Nitrátovou směrnicí, zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon); zákonem č. 252/1997 Sb., o zemědělství a související vyhlášky a nařízením vlády, zákonem 334/334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a nařízením v rámci implementace společné zemědělské politiky (Cross-compliance nebo LFA).

Na druhou stranu některé členské státy mají zavedeny specifické právní předpisy vztahující se přímo k půdě. Ty chrání půdu před jednou nebo více hrozbami najednou (Rodrigues *et al.*, 2009). Také některé členské státy disponují primární národní legislativou zaměřující se výhradně na ochranu půdy, jako např. italský (Italian Government in Vrebos *et al.*, 2017), německý federální půdní zákon (Blume *et al.*, 2016) anebo zákon č. 220/2004 Z.z. Zákon o ochraně a využívání poľnohospodárskej pôdy (Bandlerová *et al.*, 2016). Kdežto jiné členské státy, které nemají komplexní legislativu na ochranu půdy, disponují právními předpisy zaměřenými na konkrétní hrozby degradace půdy, jako je např. vodní nebo větrná eroze (Jones *et al.*, 2012; Stolte *et al.*, 2015). Přesto sice mnohé státy nemají žádnou konkrétní strategii zaměřenou na ochranu půdy před degradací jednotlivými hrozbami, ale disponují různými politickými a dotačními nástroji, které přímo nebo nepřímo ovlivňují půdu a její funkce. V ČR je zákon č. 334/334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, který se ovšem zabývá ochranou půdy na obecné úrovni a je zaměřen zejména na vyjímání půdy ze ZPF.

3.4 Společná zemědělská politika

Společná zemědělská politika (*Common Agricultural Policy*, CAP anebo také SZP) je jednou z nejstarších politických dotačních a plánovacích nástrojů v rámci EU. V dnešní době patří mezi jeden z nejvíce integrovaných politických nástrojů s velkými finančními toky mezi jednotlivými členskými státy (Massot, 2016).

Hlavní cíle Společné zemědělské politiky (dále jen SZP), které jsou zakotveny i v Lisabonské smlouvě o fungování EU, jsou následující (European Commission, čl. 38, 2008):

- zvýšení zemědělské produkce zajištěním technického rozvoje a optimálního využití výrobních faktorů, zejména se jedná o pracovní síly,
- zajištění spravedlivé životní úrovně zemědělské pospolitosti, a to zvyšováním individuálních výdělků zemědělců,
- stabilizace trhů,
- zajištění pravidelného zásobování zemědělskými výrobky,
- zajištění přiměřené ceny pro spotřebitele.

SZP se opírá o dva základní pilíře financování:

- **I. pilíř** se zaměřuje na podporu příjmů zemědělců. Tato podpora je poskytována formou tzv. přímých plateb a opatření podporujících trh. První pilíř je financován výhradně z Evropského záručního fondu - *European Agricultural Guarantee Fund, EAGF* (European Commission, 2016). Po předchozích reformách SZP I. pilíř klade nyní větší důraz na šetrný přístup k životnímu prostředí ozeleněním (*greening*), podporou mladých zemědělců a podporou regionálních trhů s komoditami či navazujících odvětví. Podle MZe (2014) finanční alokace pro I. pilíř představuje pro ČR ročně přibližně 24 mld. Kč.
- **II. pilíř** poskytuje podporu pro rozvoj venkova. Tato podpora je ve formě Programu pro rozvoj venkova (PRV), který je z velké části financován z Evropského zemědělského fondu pro rozvoj venkova - *European Agricultural Fund for Rural Development, EAFRD* (European Commission, 2016). Program je dále kofinancován z národního rozpočtu. V programovém období 2014-2020 je jedním z nových prvků užší provázanost II. pilíře SZP se strukturálními fondy v tzv. Společném strategickém rámci.

MZe (2014) dále uvádí, že kromě provázanosti II. pilíře SZP se strukturálními fondy nově také došlo k užšímu propojení mezi oběma pilíři v rámci SZP navzájem. Jak uvádí strategické dokumenty (Bandlerová *et al.*, 2016), jedná se především o novou složku přímých plateb. Tedy o platbu na zemědělské postupy, které jsou příznivé pro klima a životní prostředí, tzv. ozelenění (*greening*). Vzhledem k podmínce zamezení dvojího financování je nutné tuto složku zohlednit při nastavení vybraných environmentálně zaměřených plateb (např. agroenvironmentálně-klimatická opatření -

AEKO) a naopak prostřednictvím vybraných rovnocenných AEKO je možné v určitých případech plnit podmínky ozelenění (MZe, 2014).

Tyto zásadní reformy jednotlivých pilířů SZP dle Massota (2016) vycházejí především z tzv. mid-term reformy v roce 2008 (známá také jako *Health Check* Fishlerovi reformy z roku 2003). Hlavními inovacemi přinesenými touto reformou jsou (Bandlerová *et al.*, 2016; MZe, 2014):

- Odstranění vazby na produkci (**decoupling**) – reforma SZP odstranila vazbu přímé podpory na zemědělskou specifickou produkci. Nicméně některé členské státy požadovali zachování přímých plateb na vybrané zemědělské produkty. Za účelem zachování těchto plateb se zavedlo tzv. schéma jednotných plateb (*Single Payment Scheme, SPS*) neboli jednotné platby na farmu (*Single Area Payment, SAPS*). V praxi to znamená, že zemědělský výrobce získává jednu platbu namísto několika plateb.
- **Cross compliance** – respektování definovaných zákonných požadavků na hospodaření a dobré zemědělské a ekologické podmínky. Byly dodány nové požadavky na zachování environmentálních benefitů a zlepšení vodního režimu krajiny.
- Flexibilita mezi pilíři - umožnění přesunu finančních prostředků např. **z přímých plateb do programu rozvoje venkova**. Finanční prostředky jsou následně využity na posílení programů zacílených na adaptaci zemědělství v rámci klimatických změn, obnovitelných zdrojů energie, zvýšení retence vody v krajině a vodní management, podporu biodiverzity a podporu nových technologií.

Dále, podle MZe (2014), reforma přinesla podporu mladým farmářům, malým zpracovatelům, různé programy kvality potravin a podporu různým skupinám producentů (do 70 % nákladů). Nedílnou součástí je také poskytnutí podpory pro zavedení poradenského systému a účasti v něm.

K rozsáhlé veřejné diskusi předložila Evropská Komise dne 18. listopadu 2010 dokument „Sdělení k budoucí podobě Společné zemědělské politiky do roku 2020“. Tento dokument obsahoval návrhy pro budoucí vývoj společné zemědělské politiky a byla jím tak zahájena diskuse s ostatními institucemi a s dalšími zainteresovanými stranami. Vzájemné dohody na budoucí podobě SZP bylo dosaženo přibližně po dvou letech jednáním dne 26. června 2013.

Po schválení Evropským parlamentem a formálním přijetím Radou byly v Úředním věstníku Evropské unie dne 20. prosince 2013 zveřejněny čtyři legislativní texty

shrnující základní právní předpisy a pravidla SZP pro rok 2014. Tyto texty jsou výsledkem politické dohody mezi Evropskou komisí, ministrů zemědělství členských států EU (v Radě) a Evropského parlamentu.

Hlavními prvky reformy jsou (Bandlerová *et al.*, 2016, Mze, 2014):

- Základní platební schéma (*Basic payment scheme*) - na základě finančních nároků přiznaných zemědělci v prvním roce využívání režimu a pak se každý rok aktivuje zemědělcem.
- Ozelenění (**greening**) – předmětem jsou platby na podporu postupů, které jsou prospěšné pro životní prostředí a klima, zejména se jedná o diverzifikaci plodin a zachování trvalého travního porostu.
- Přerozdělování plateb (*redistribution payment*)
- **Cross compliance** – zahrnuje pravidla, která je nutné splnit pro získání přímé platby a dalších forem podpory. Tato pravidla se týkají bezpečnosti potravin, zdraví zvířat a rostlin, klimatu a životního prostředí, ochrany vodních zdrojů, welfare zvířat a stavu, ve kterém je udržována zemědělská půda. Skládá se ze dvou hlavních složek, tj. povinných požadavků na hospodaření (PPH) a standardů dobrého zemědělského a environmentálního stavu (DZES).
- Podpora pro oblasti s přírodními či jinými zvláštními omezeními (**Less Favoured Areas, LFA**)
- Podpora mladých zemědělců (*payment for young farmers*)
- Pravidlo postupného snižování (*degressivity*)
- Integrovaný administrační a kontrolní systém (*Integrated Administration and Control System, IACS*) - povinný systém evidencí přímých plateb. Ve své podstatě se jedná o informační systém založený na několika vzájemně propojených databázích. Informační systém zahrnuje: identifikační systém pro platební nároky a identifikační systém pokrývající všechny zemědělské oblasti, tzv. **Land Parcel Identification System** (LPIS), popřípadě systém pro identifikaci a registraci zvířat (pokud se jedná o členský stát s převažující živočišnou výrobou zahrnující příslušná Opatření). Celý systém tak zajišťuje jednoznačnou identifikaci zemědělce, jakož i všech zemědělských obdělávaných pozemků. Systém pokrývá rovněž zpracování žádostí o podporu.

Tabulka 2: Souhrnný přehled vazeb mezi nástroji určených k ochraně půdy a jednotlivými druhy degradace půdy (hlavní zdroj: Stolte et al., 2015; Paleari, 2017)

Anglický název	Zkratka	Český název		Relevance	Hlavní nástroj	Vodní eroze	Větrná eroze	Ztráta org. hmoty	Zhutňování půdy	Zakryvání půdy	Kontaminace půdy	Zasolování půdy	Desertifikace	Záplavy a sesuvy	Ztráta biodiverzity
Common Agricultural Policy	CA P	Společná zemědělská politika	Pilíř I.: Reg. EU 1306/2013 (An. II – standards for GAECs) a Reg. EU 1307/2013 (Art. 43 – Green payments) Pilíř II.: Reg. EU 1305/2013 (Art. 5.4-5 – Objectives of rural development support)	Př .	D P	+/ -	+/ -	+/ -	+/ -		+/ -	+/ -	+/ -	+/ -	+/ -
Nitrates Directive	ND	Nitrová směrnice ¹	Dir. 91/676/EEC (Art. 4 An II – Codes of good agricultural practices)	Př .	R	+	+	+			+/ -				+
Water Framework Directive	WF D	Vodní rámcová směrnice	Dir. 2000/60/EC	N. .	P	+/ -		+/ -			+	+		+	+
Floods Directive (2007/60/EC)	FD	Povodňová směrnice ²	Dir. 2007/60/EC Art. 1 – purpose of the directive, Art. 7 – Flood risk management plan	Př .	P					+/ -				+	
A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources (COM/2012/0673 final)		Plán na ochranu vodních zdrojů Evropy		Př .	P	+		+						+	
Habitats Directive (92/43/EEC); Birds Directive (2009/147/EC)	HD BD	Ochrana přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin; Ochrana volně žijících ptáků	Dir. 92/43/EC (Art. 2 – Purpose of the directive; Art. 3, An. II., An. III. – Natura 2000) 2009/147/EC (Art. 3.1-2 – Habitats preservation)	Př .	R D	+	+	+	+	+	+		+	+	+

Anglický název	Zkratka	Český název		Relevance	Hlavní nástroj	Vodní eroze	Větrná eroze	Ztráta org. hmoty	Zhutňování půdy	Zakryvání půdy	Kontaminace půdy	Zasolování půdy	Desertifikace	Záplavy a sesuvy	Ztráta biodiverzity
Renewable Energy Directive (2012/27/EU, 2009/28/EC)	RE D	Směrnice o podpoře využívání energie z obnovitelných zdrojů	Dir. 2009/28/EC (Art. 17 – Cultivation of raw amterials, An. V. – Calculation of GHG savings)	Př .	D R	+	+	-	-						+/-
Industrial Emissions Directive, Sewage Sludge Directive, Environmental Liability Directive, Waste Incineration Directive	IE D, SS D, EL D, WI D		Dir.2010/75/EU (Art. 14, An. II. – Permit requirements and emission limit values; Art. 22 – Closure; Art. 52 – Delivery of waste to incinetaors) Dir. 86/278/EEC (Art. 1 – Purpose of the directive; Art. 5.1, Art. 7 – Prohibition of use; Art. 8 – Quality of soil Dir. 2004/35/EC (Art 3.1 + Art. 5-8 – Strict and fault liability Waste framework Dir. 2008/98/EC (13.1 – Waste management), Wastewater (Dir. 941/271/EEC)	Př .	R						+				+
Landfill Directive,			Dir. 1999/31/EC (Art. 8 – Location of landfills; Art. 14 – Location and design of landfills)	Př .	P R						+				+
Directives on Environmental Impact Assessment, Strategic Environmental Assessment	EIA , SE A		SEA: Dir. 2017/42/EC EIA: Dir. 2011/92/EC (Art. 31 – Effects on biodiversity and soi; Art. 4 An. III., Art. 5 An. IV. – Criteria to identify further projects requirinq EIA)	Př .	P	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Kyoto Protocol, Emissions Trading Scheme Directive,	- ET S,							+			+/-	+/-			

Anglický název	Zkratka	Český název		Relevance	Hlavní nástroj	Vodní eroze	Větrná eroze	Ztráta org. hmoty	Zhutňování půdy	Zakryvání půdy	Kontaminace půdy	Zasolování půdy	Desertifikace	Záplavy a sesuvy	Ztráta biodiverzity
Effort Sharing Decision Air Quality (Dir. 2008/50/EC)	ES D -														
Biocidal Products Regulation	BP R			Př							+				+
Structural Policy and Cohesion Policy	CP					+/ -	+/ -	+/ -		+/ -	+			+/ -	+/ -
7th Environmental Action Programme (1386/2013/EU)	7E AP				P	+	+	+				+	+		
Soil Thematic Strategy (COM(2006) 231)	ST S				-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Forest Strategy						+	+							+	
Roadmap to a Resource Efficient Europe (COM(2011) 571)			Furthermore, the Roadmap to a Resource Efficient Europe (COM(2011) 571) proposes that by 2020, EU policies take into account their impacts on land use with the aim to achieve no net land take by 2050.		P	+	+	+		+					
Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing					P					+					
Roadmap to a Single European Transport Area, Adaptation Strategy, Europe 2020					P	+				+/ -				+	

Legenda: + (zelená) indikuje, že daným nástrojem by měla být hrozba degradace zmírňována; - (červená), indikuje negativní vliv politického nástroje; +/- (Oranžová) indikuje, že dopad nástroje může být jak pozitivní, tak i negativní v závislosti na aplikaci daného politického nástroje. D – zahrnuje dotační nástroje; P – zahrnuje plánovací nástroje; R – zahrnuje regulační nástroje. Relevance k ochraně půdy: Př. – přímá; N. - nepřímá

4 SOUBOR VĚDECKÝCH STUDIÍ

Dizertační práce předkládá soubor vědeckých studií (viz body 4.2 až 4.4 této kapitoly), které prezentují výsledky výzkumu ve formě vytištěných článků ve vědeckých impaktovaných časopisech. Bod 4.5 této kapitoly doplňujícím komentářem propojuje jednotlivé vědecké publikace.

STUDIE I (vlastní podíl – 20%)

Sklenička P., Molnárová K. J., Šálek M., Šímová P., Vlasák J., **Sekáč P.**, Janovská 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.

IF₂₀₁₅ - 3.253

STUDIE II (Vlastní podíl – 30%)

Janků J., **Sekáč P.**, Baráková J., Kozák J. (2016). Land use analysis in terms of farmland protection in the Czech Republic. *Soil & Water Res.*, 11 (2016): 20-28. doi: 10.17221/163/2015-SWR

IF₂₀₁₅ – 0,691

STUDIE III (Vlastní podíl – 60%)

Sekáč P., Šálek M., Wranová A., Kumble P., Sklenička P. (2017). Effect of water features proximity on farmland prices in the case of a landlocked country: the consequences for planning. *Soil & Water Res.*, 12 (2017): 18–28. doi: 10.17221/11/2016-SWR

IF₂₀₁₅ – 0,691

4.1 Stručný popis publikací

První studie **”Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?”** je přímo spojena s jedním z významných nástrojů k ochraně zemědělské půdy, což jsou standardy Dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy DZES (*GAEC - Good Agricultural and Environmental Condition*). Tyto standardy jsou součástí Kontroly podmíněnosti (*Cross Compliance*). Zajištění hospodaření v souladu se standardy DZES je jednou z podmínek pro poskytnutí dotací.

Mimo standardy DZES je dalším významným nástrojem k ochraně zemědělského půdního fondu Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu. Zejména se jedná o část II. Zákona č. 334/1992 Sb. zabývající se změnou využití zemědělské půdy. S tímto nástrojem jsou přímo spojeny i další dvě studie **Land use analysis in terms of farmland protection in the Czech Republic** a **Effect of water features proximity on farmland prices in the case of landlocked country: the consequences for planning**.

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

První studie se zabývá přístupem zemědělských subjektů k ochraně jimi obhospodařované půdy. Základní myšlenkou studie je zhodnocení přístupu k ochraně půdy z pohledu pachtýře (nájemce) a propachtovatele (vlastníka) zemědělské půdy při současném nastavení standardů DZES. V rámci studie se zjišťovalo, zda současné nastavení DZES poskytuje dostatečně silnou motivaci k ochraně zemědělské půdy.

Hodnoceny byly tři agrotechnická a jedno organizační opatření. Dvě z těchto opatření jsou vyžadována v rámci standardů DZES: zákaz pěstování širokořádkových plodin na svazích se sklonem nad 7° a zařazení půdy zlepšujících plodin do osevních postupů (zelené hnojení). Zbývající dvě opatření (vrstevnicové obdělávání půdy a maximální přípustná délka obdělávaného půdního bloku) jsou pouze doporučena, nijak podmíněna dotacemi nebo sankcemi v rámci DZES. Tudíž je zcela na hospodařícím subjektu, zda aplikuje takové protierozní opatření nebo ne. Tyto proměnné, vstupující do celkového hodnocení, byly získány na základě analýzy digitálního výškového modelu (DEM), databáze LPIS a katastru nemovitostí.

Výsledky rozboru ukázaly, že propachtovatelé významně častěji přijali jako protierozní opatření zařazení do osevních postupů plodiny zlepšující vlastnosti půdy (1,9 x více) a vrstevnicové obdělávání půdy (1,8x více). Na druhou stranu, propachtovatelé oproti pachtýřům podstatně méně uplatnili pěstování širokořádkových plodin v osevním plánu maximální délku svahu na půdních blocích. Oproti pachtýřům to bylo v obou případech za posledních pět let o 2,4x méně častěji.

Výsledky studie jednoznačně poukazují, že v případě standardů DZES jsou přístupy obou skupin (pachtýřů a propachtovatelů) k ochraně zemědělské půdy téměř na stejné úrovni. V závěru lze tedy na základě dosažených výsledků konstatovat, že stávající nastavení agro-environmentálních nástrojů v rámci Společné zemědělské politiky je účinné. Nastavení standardů DZES splňuje účel motivovat zemědělsky hospodařící subjekty, aby přijaly opatření k ochraně půdy zejména z důvodu získání plné výše dotace.

- **Land use analysis in terms of farmland protection in the Czech Republic**

V pořadí druhá studie uváděná v této práci rozebírá současný stav ztráty zemědělské půdy ve vztahu k využití půdy pro nezemědělské účely rozšiřováním zastavěného území, tzv. *Soil Sealing*. Cílem studie je analýza trendu změny hospodářského využití půdy v České republice a aplikace Zákona č. 334/1992 Sb., který definuje pět tříd ochrany zemědělské půdy.

Analyzováno bylo období 1966 – 2013, které bylo rozděleno mezním rokem 1990 na dvě fáze. Důvodem tohoto rozdělení byla politická změna, která nastala v listopadu roku 1989. Ta přinesla jiné přístupy k ochraně zemědělského půdního fondu. Především po roce 1990 nastal větší tlak na změnu využití zemědělského půdního fondu, který přicházel s rozvojem zástavby nových logistických center, průmyslových hal a rozšiřování obytných zón. Data pro analýzu byla čerpána z databáze katastrálního úřadu a ze statistických ročenek Českého statistického úřadu. Analýza byla provedena pro celou Českou republiku a zvláště pro pět vybraných okresů: Havlíčkův Brod, Klatovy, Olomouc, Praha – východ a Znojmo. Pro okres Znojmo se provedla i analýza aplikace Zákona č. 334/1992 Sb.

Ve studii se použilo rozdělení do kategorií využití půdy dle Zákona č. 256/2013 Sb., o katastru nemovitostí: zemědělská půda (orná půda, vinice, chmelnice, sady, zahrady,

trvalý travní porost), lesní půda, vodní plochy a zastavěné území a jiné využití. Trend ve využití půdy se stanovil lineární regresní analýzou, kdy do rovnice jako závislé proměnné vstupovaly socioekonomické faktory, implementace plánů (plány společných zařízení, územní plány, plány povodí), zemědělská půda vyjmutá za účelem nové stavby nebo rozšíření stávající dopravní infrastruktury. Jako nezávislá proměnná pro regresní analýzu byl použit roční indikátor variability jednotlivých kategorií pro využití půdy (*Boolean Indicator, Dummy Variable*).

Rozbor změny využití půdy ukázal, že za sledované období 1966-2013 došlo k výraznému úbytku orné půdy v průměru 8 500 ha/rok. Na druhou stranu v ostatních analyzovaných kategoriích využití půdy došlo k navýšení. Nejvíce v kategorii ostatní plochy (3630 ha/rok) a lesní plochy (1470 ha/rok). Mezi lety 1966 – 1990 docházelo k největšímu úbytku ploch v kategorii trvalý travní porost, ale také i k mírnému úbytku orné půdy. Kdežto v tomto období se podstatně zvětšily vodní plochy, lesní plochy a zastavěné území. V druhém sledovaném období, tj. po roce 1990, je situace mírně opačná. Došlo k rapidnímu nárůstu trvalých travních ploch a velmi výraznému úbytku orné půdy. Analýza trendu ve využití půdy má stoupající tendenci v kategoriích lesní plochy, vodní plochy, zastavěné území a ostatní plochy. Klesající trend ve využití půdy byl určen u sadů a orné půdy a dále také u chmelnic, i když zde do roku 1990 docházelo k nárůstu.

Rozbor změny využití půdy na zastavěné plochy vztahených k jednotlivým třídám ochrany půd v okrese Znojmo ukázal, že 25% (1 331 ha) půdy nejlepší kvality bylo zastavěno, kdežto dle územních plánů bylo navrženo pro zástavbu 175 ha. Dále 1 888 ha (39,9%) bylo vyjmuta ze zemědělského půdního fondu ve druhé třídě ochrany a nejméně v páté (9,3%) a třetí (6,2%) třídě ochrany.

Výsledky studie poukázaly na nedostatky v evidenci katastru nemovitostí, kdy s velkou pravděpodobností je spousta zastavěných ploch stále vedena jako zemědělsky využívaná půda. Studie také potvrdila, že Zákon na ochranu zemědělské půdy není zcela respektován, což se projevuje i v územních plánech, které navrhnou nejvyšší kvalitu zemědělské půdy pro zástavbu. Územní plány ve většině případů zcela opomíjejí tzv. *Brownfield* návrhu pro zástavbu plochy, které jsou zemědělsky využívány.

- **Effect of water features proximity on farmland prices in the case of landlocked country: the consequences for planning**

Poslední, v pořadí třetí studie identifikuje faktory ovlivňující cenu zemědělské půdy pro převod na jiné využití než zemědělské z pohledu trhu s realitami. Cílem studie je testovat vliv těchto faktorů na prostorovou proměnlivost cen a interpretovat tak možný vliv těchto faktorů v plánovacím a rozhodovacím řízení orgánů státní správy.

Data pro studii byla získána ve spolupráci se 17 realitními kanceláři působícími po celé České republice. Základní soubor dat tak obsahoval transakce provedené realitními kanceláři v roce 2012. Celkem se jednalo o 296 transakcí, z nichž jako závislá proměnná do výpočtů vstupovala cena zemědělské půdy (Kč/m²). Celkem bylo stanoveno 12 faktorů, které mohou ovlivňovat tržní cenu zemědělské půdy. Faktory byly rozděleny do tří základních skupin: (i) faktory krajinného rázu (blízkost vodní plochy; blízkost řeky; poměr zalesnění do 10 km od hodnocené parcely a scénická hodnota krajiny); (ii) skupina faktorů souvisejících se zeměpisnou polohou parcely (počet obyvatel v nejbližším sídle; dojezdová náročnost do hlavního města; dojezdová náročnost do krajského města a dojezdová doba do okresního města); (iii) skupina faktorů souvisejících s klimatickými podmínkami lokality (počet dní se sněhovou pokrývkou; počet slunečních dní; průměrné roční srážky). Data byla statistickými metodami normalizována a poté se aplikoval obecný lineární model pro vyhodnocení závislosti ceny pozemků na jednotlivých faktorech.

Výsledky analýzy ukázaly, že čtyři faktory významně ovlivňují tržní cenu zemědělských pozemků. Z těchto čtyř faktorů byly statisticky nejvýznamnější faktory blízkosti vodních ploch a toků, kdy cena pozemků ve vzdálenosti 1 km od vodní plochy byla 3,3krát a u vodních toků 2,2krát větší než u pozemků ve vzdálenosti 5 km. Dalším významným faktorem mající vliv na tržní cenu zemědělské půdy je počet obyvatel v nejbližším sídle. V obcích s více než 1000 obyvateli byla průměrná cena pozemků přibližně 1,9krát vyšší než v obcích s méně než 1000 obyvateli. Dalším, i když nejednoznačným, prediktorem tržní ceny zemědělských pozemků je poměr zalesnění do 10 km od hodnocené parcely.

Výsledky studie lze tedy interpretovat jako důkaz, že faktory jako je blízkost vodních zdrojů a blízkost sídel s vyšší populací významně ovlivňují tržní cenu zemědělských pozemků a také ochotu kupujících ji zaplatit. Z tohoto důvodu ve většině případů, kdy kupující není velké zemědělské družstvo, se pozemky prodají a převedou na nezemědělské využití (např. rekreační, industriální).

4.2 Studie 1 - Owner or tenant: Who adopts better soil conservation practices?

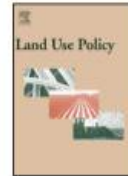
Land Use Policy 47 (2015) 253–261



Contents lists available at ScienceDirect

Land Use Policy

journal homepage: www.elsevier.com/locate/landusepol



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).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.017>

0264-8377/© 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/>).

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

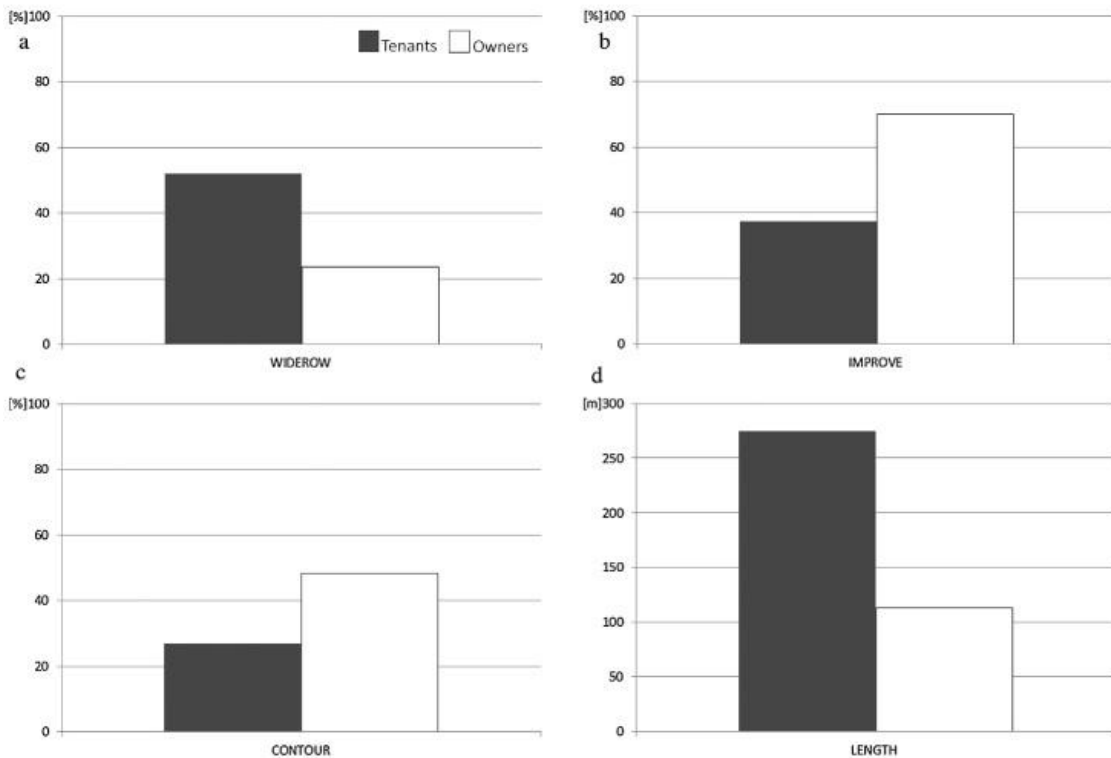


Fig. 1. Significant differences ($P < 0.0001$) in the adoption of four tested soil conservation measures between owner-operators and tenant-operators on all tested production blocks of arable land (a) wide-row crops, (b) soil improving crops, (c) contour farming, and (d) slope length. In all four cases,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

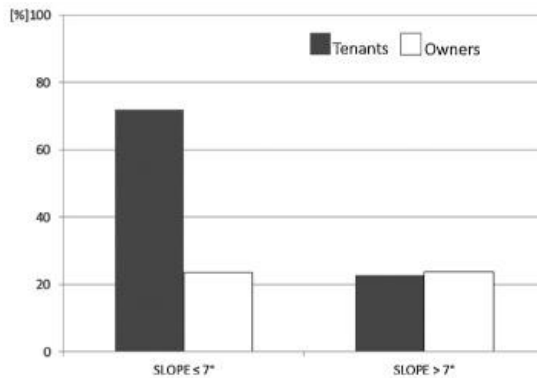


Fig. 2. The representation of wide-row crops in crop rotation schemes by owners and tenants in the last 5 years, presented separately for blocks on slopes below 7° and above 7°. The graph distinctly shows that the differences between owners and tenants that are significant on slopes below 7° are not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

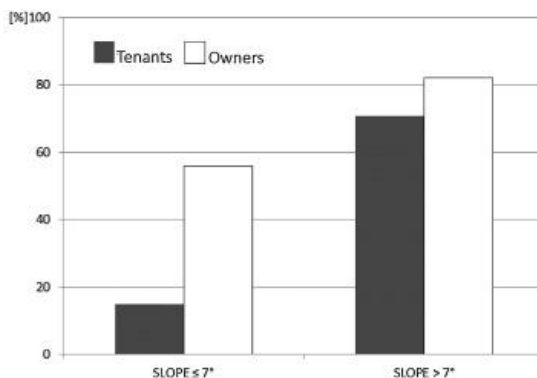


Fig. 3. The representation of soil-improving crops in crop rotation schemes by owners and tenants in the last 5 years, presented separately for blocks on slopes below 7° and above 7°. The graph distinctly shows that the significant differences between owners and tenants on slopes below 7° are not evident 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., Hofferka, 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., Bohuslávek, J., Dumbrovský, M., Gergel, J., Hrádek, F., Kovář, P., Kubátová, E., Pašák, V., Pivcová, J., Típl, 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.
- Lów, J., Michal, 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.
- Praneervatakul, 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., Pitterova, 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.
- Zeithami, J., Píží, V., Sklenicka, 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.

4.3 Studie 2 - Land use analysis in terms of farmland protection in the Czech Republic

Land Use Analysis in Terms of Farmland Protection in the Czech Republic

JAROSLAVA JANKŮ, PAVEL SEKÁČ, JAROSLAVA BARÁKOVÁ and JOSEF KOZÁK

Department of Soil Science and Soil Protection, Faculty of Agrobiological Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

Abstract

Janků J., Sekáč P., Baráková J., Kozák J. (2016): Land use analysis in terms of farmland protection in the Czech Republic. *Soil & Water Res.*, 11: 20–28.

The agricultural land acreage in Central Europe, including the Czech Republic, rapidly decreases. This study presents the trends of agricultural land acreage reduction in the period 1966–2013, with respect to the 1990 milestone (political changes triggering a rapid loss of agricultural land for construction purposes). The analysis is based on the cadastral register data. Particularly serious is the rapid reduction of arable land – 25 ha per day. Furthermore, the actual built up area seems to be larger than show the records on the construction land in the cadastral register. There is an obvious discrepancy between the real state and the cadastral data, so the actual reduction of arable land in the Czech Republic may be even greater. Unfortunately, some municipalities responsible for the urban planning process are obviously not interested in land protection. Based on their quality, the Czech land protection law classifies the soils into 5 protection classes. The areas with the first and second class soils should not be used for construction purposes. However, the study revealed the law is frequently neglected from the part of municipalities and the areas of best quality soils have often been sealed by construction. The present study also attempted to enumerate the financial losses from crop production associated with the land take. The ineffective land protection is a very serious Europe-wide problem.

Keywords: agricultural land management; agricultural land protection; land take; land use change; rapid reduction of farmland; soil sealing; cadastral register; urbanization

Soil sealing is defined as permanent covering of the land surface by buildings, infrastructures or any impermeable artificial material. It has been identified as a major threat in the Soil Thematic Strategy of the European Commission (European Commission 2006), both in terms of permanent loss of soil as a resource and for its important impacts on soil functionality. A review by SCALENGHE and AJMONE MARSAN (2009) summarizes the relevance of soil sealing as an impact pathway of human activities on the environment. The soil sealing in urban areas is perceived as a driver of flood risks in many contexts (PITT 2008; MALUCELLI *et al.* 2014).

Despite the existence of the agriculture land protection law (Law No. 334/1992 Coll.), land protection in the Czech Republic seems to be ineffective.

Very similar problems have existed in many countries. Despite a shrinking population, soil sealing and land consumption have a rising tendency in Europe (ARTMANN 2014a). The present land acreage consumed by soil sealing in Austria is estimated at 15–25 ha per day (NESTROY 2006). In China, for example, LIU *et al.* (2015) reported that the Chinese land policy aimed at controlling construction land growth and preventing cultivated land loss proved to be a double failure. The control–protection relationship is not simply “control for protection,” as claimed in official discourse; rather, farmland protection is also a slogan and excuse used by the government to restrain the excessive land expropriation in the urban fringe to avoid or mitigate farmland degradation, urban land waste, and social unrest.

doi: 10.17221/163/2015-SWR

The China's National General Land Use Plan (2006–2020) fails to control arable land loss during its midterm phase. More specifically, 1 657 868.82 ha of arable land have additionally been lost due to ineffectiveness of the mentioned plan (XU *et al.* 2015).

The greatest problem for land protection in the Czech Republic is land take and soil sealing. The soil is destroyed irreversibly. Possible reasons are economic, social, and paradoxically also biological. The main reasons are economic, because many owners prefer an immediate profit from the land. The quick profit from the land is given by the large difference between the price of agricultural land and the price of building plots. At a price 200 CZK per m² (a rather lower price for the building plot), the farmer would have to work for 150 years to take the same profit, with the current subsidies for “only” 100 years (based on data of the Research Institute of Agricultural Engineering (VUZT), <http://www.vuzt.cz/index.php?I=A37>).

Many brownfields in urban areas of towns and villages are not used for building purposes, and are ignored, but new buildings are constructed on “green fields”, because it is cheaper than to reclaim brownfield sites.

The economic reasons are closely connected with social aspects. A typical feature of today is the fading out relationship to land and country. This fact is also confirmed by LOKOČ *et al.* (2011) who presented compelling evidence that local residents' attachment to the rural landscape is a strong motivation for being engaged in land stewardship and preservation efforts to sustain rural places and economies.

One of the social reasons is that land protection is looked upon as an obstacle for business by many people (businessmen, municipalities).

The next reason is the massive food import, and therefore many people do not think about the primary role of land for food production. But the most serious reason is the strong building lobby.

The typical system of expansion of towns and villages is called suburbanization (industrial and residential). It is typical for the historical development of European towns, but currently this process is unregulated in the Czech Republic.

The present authors agree on the fact that in the case of land protection, the politicians operate directly and very strongly, either positively or negatively. In 1998, facing a substantial loss of farmland in the reform era, the Chinese government established a highly centralized land management system to guar-

antee its capacity to meet the domestic food needs. In order to maintain high-speed economic growth, local governments in China made great efforts to circumvent the stringent constraint on land use by launching various innovative land management schemes. Among these efforts, Zhejiang's rewarded land conversion quotas (RLCQ) trading scheme, a program similar to the transfer of development rights (TDR) in Western countries, has attracted a lot of policy and scholarly attention (ZHANG *et al.* 2014).

Another reason is the paradoxical attitude of biologists (environmentalists). Many of them consider agricultural land worthless from the biological variability point of view, which is supported by the method for assessing the biotopes. This method focuses on ecological quality of the environment; each biotope is granted a specific number of points appraised in CZK. This method was originally developed in the Hessen region in Germany (Anonymous 1992). In the Czech Republic, the number of points for agricultural land is very low in comparison to other biotopes (SEJÁK & DEJMAL 2003).

MATERIAL AND METHODS

The data for the examined period 1966–2013 used in this study were taken from the cadastral register, and also from the Statistical Yearbook of Land Soil Resources of the Czech Republic (<http://www.cuzk.cz/Periodika-a-publikace/Statisticke-udaje.aspx>).

Concerning the 1990 to 2013 period, it should be mentioned that the political and social situation turnover in 1989 intensified the pressure for land take and soil sealing (new warehouses, halls for industry, trade and also construction of new residential areas).

According to the cadastral law (Act No. 256/2013 Coll.), the Czech Geodetic and Cadastral Office keeps evidence on several land types: agricultural land, forest land, water areas, and also construction land. The construction land register covers built-up areas and courtyards and other areas. Agricultural land includes the following land categories, namely arable land, vineyards, gardens, permanent grassland (meadows and pastures), hop-gardens, and orchards.

The acreages of land types for years 1993 and 2013 are presented in Table 1 (<http://www.cuzk.cz/Periodika-a-publikace/Statisticke-udaje.aspx>).

The data for this study were obtained for the entire Czech Republic, and also separately for the five districts: Havlíčkův Brod, Klatovy, Olomouc, Prague-East, and Znojmo.

For the purpose of following the trends of land use changes, especially the conversion of agricultural land to construction land, a regression analysis was used.

A simple linear regression is the least squares estimator of the linear regression model with single explanatory variable.

The function of regression line is expressed by the equation:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x$$

where:

y – acreage

x – year

The exact regression line is obtained by specifying the coefficients β_0 and β_1 using the Least Squares method:

$$\sum_{i=1}^n (y_i - Y_i) = 0$$

$$\sum_{i=1}^n (y_i - Y_i)^2 = \min$$

where:

Y_i – balanced value selected on the regression line (HINDLS *et al.* 2003)

To ensure that the chosen regression line aptly describes the investigated relationship, the coefficient of determination (r^2) was used.

The independent variable is the year and the dependent variable is the acreage of the land type.

Table 1. The acreages of individual land types for the years 1993 and 2013 (in ha)

Type of land	1993	2013
Arable land	3 175 204	2 993 236
Hop-gardens	11 422	10 355
Vineyards	15 691	19 562
Gardens	158 015	163 320
Orchards	50 409	46 393
Permanent grassland	872 269	991 523
Agricultural land	4 283 010	4 224 389
Forest land	2 629 075	2 661 889
Water area	158 106	163 965
Built-up areas and courtyard	127 409	131 800
Other areas	688 817	704 507
Non-agricultural land	3 603 407	3 662 231
Total	7 886 417	7 886 619

22

Because of a marked difference between the data for the period before and after the year 1990, the data were examined for the entire period 1966–2013 plus various equations were calculated separately for the period until 1990 and since 1990.

Based on the fact that the increasing use of arable land for construction purposes is the primary cause of arable land loss, the arable land changed for construction purposes was set as a dependent variable, and the factors like socio-economic conditions, implementation of planning, arable land changed for transportation purposes, year dummy variable were assessed as independent variables. A fixed panel data model was taken as the basis for constructing the regression equation (Xu *et al.* 2015).

RESULTS

This study follows the trends in land use change, especially the conversion of agricultural land to construction land.

The supposed trend since 1966 is a steady decline of agricultural land and steady rise of construction land acreage. The changes of the land type acreage for each period are stated in Table 2. The results are also shown in Figure 1, changes of the land type acreage before 1990 are given in Figure 2a and those after 1990 in Figure 2b.

An interesting observation is that while the acreage of agricultural land, especially of arable land, shows a rapid increase, that of building land has grown just little, not as much as would be expected considering the visibly built-up landscape.

The authors assume there is a discrepancy between the records in the cadastral register and reality. This means that not every built-up area is registered as a building plot – it may still be registered as an agricultural land.

The same fact was confirmed on the example of five districts (Klatovy, Prague-East, Havlíčkův Brod, Znojmo, Olomouc). It was found out that in the Klatovy and Olomouc districts the building area officially (based on cadastral data) reduces, despite the occurrence of further built-up areas. In the Olomouc district this situation can be explained, at least in part, by a probable change in the records of land inside the military areas. The other military areas are now registered as permanent grassland. The data are reported for the situation after the year 2006. The changes are presented in Table 3.

The changes of land type acreage after 2006 are also presented in Figure 3a (for Olomouc, Prague-East,

doi: 10.17221/163/2015-SWR

Table 2. The trends of changes of the land type acreage for the periods 1966–2013, 1966–1990, and 1990–2013

	Change of acreage (ha/year)				Daily change (ha/day)		
	1966–2013	R^2	1966–1990	R^2	1990–2013	after1990	R^2
Vineyards	↑200	0.83	↑380	0.92	↑220	↑0.60	0.80
Gardens	↑410	0.96	↑520	0.93	↑270	↑0.75	0.98
Permanent grassland	↑2100	0.27	↓6050	0.96	↑6040	↑16.50	0.81
Hop-gardens	↑33	0.36	↑120	0.93	↓50	↓0.15	0.90
Orchards	↓190	0.85	↓50	0.10	↓240	↓0.65	0.95
Arable land	↓8495	0.95	↓3900	0.86	↓9100	↓25.00	0.96
Agriculture land	↓5900	0.93	↓9060	0.98	↓2880	↓7.90	0.87
Forest land	↑1470	0.95	↑1310	0.94	↑1640	↑4.50	0.96
Water area	↑645	0.91	↑1050	0.99	↑279	↑0.75	0.94
Built-up areas and courtyard	↑485	0.92	↑680	0.99	↑198	↑0.55	0.81
Other areas	↑3630	0.87	↑6030	0.95	↑765	↑2.10	0.43

R^2 = determination coefficient; ↑ – rise of acreage; ↓ – decline of acreage

and Znojmo districts) and in Figure 3b (for Klatovy and Havlíčkův Brod).

The next objective of this study was to ascertain if the municipalities adhere to the soil protection law No. 334/1992 Coll., which defines five classes of soil protection. Soils belonging to the first and second class are the best-quality soils, which are strictly protected, and should be taken for construction only exceptionally in the case of public interests (e.g. railways, roads, etc.). Medium-quality soils belong to the third class and may be taken for building purposes, the same as the lower quality soils in classes 4 and 5.

The situation concerning this objective was analyzed in the town of Znojmo based on data provided by the municipality and processed using the program ArcGIS.

The results indicate that the municipality does not adhere to the terms given by law, and in its urban planning the protection of the best soils is not reflected.

The reason why the higher reduction of the best soils has been recognized consists mainly in the historical settlement. The biggest towns where building activity is the most intensive are placed on the best soils. Another reason is the structure of the towns. It

Table 3. Changes of acreage of individual land types after 2006 in five Czech districts (in %)

	Havlíčkův Brod	Klatovy	Olomouc	Praha	Znojmo
Agricultural land	-0.0261	-0.00685	-0.1335	-0.0955	-0.07419
Forest land	0.0110	0.0063	0.1944	-0.0026	0.03434
Water areas	0.0035	0.0021	-0.0003	0.0086	0.00209
Built-up areas and courtyard	0.0001	0.0011	-0.0088	0.0221	-0.00190
Other areas	0.0114	-0.0027	-0.0517	0.0671	0.03967

Table 4. Estimate of losses from agricultural activities due to land grab

	Agriculture area			
	corn + beet	potato	potato + mountain	total
Profit (CZK/ha)	12279	13037	4377	
Area (%)	31	59	10	
Land take (ha/year)	2829	5384	912	
Loss/year/CZK	35 000 000	71 000 000	4 000 000	109 000 000
Loss of better quality soils per year (CZK)		9 126		119 000 000
Loss over 25 years (CZK)				2 975 000 000

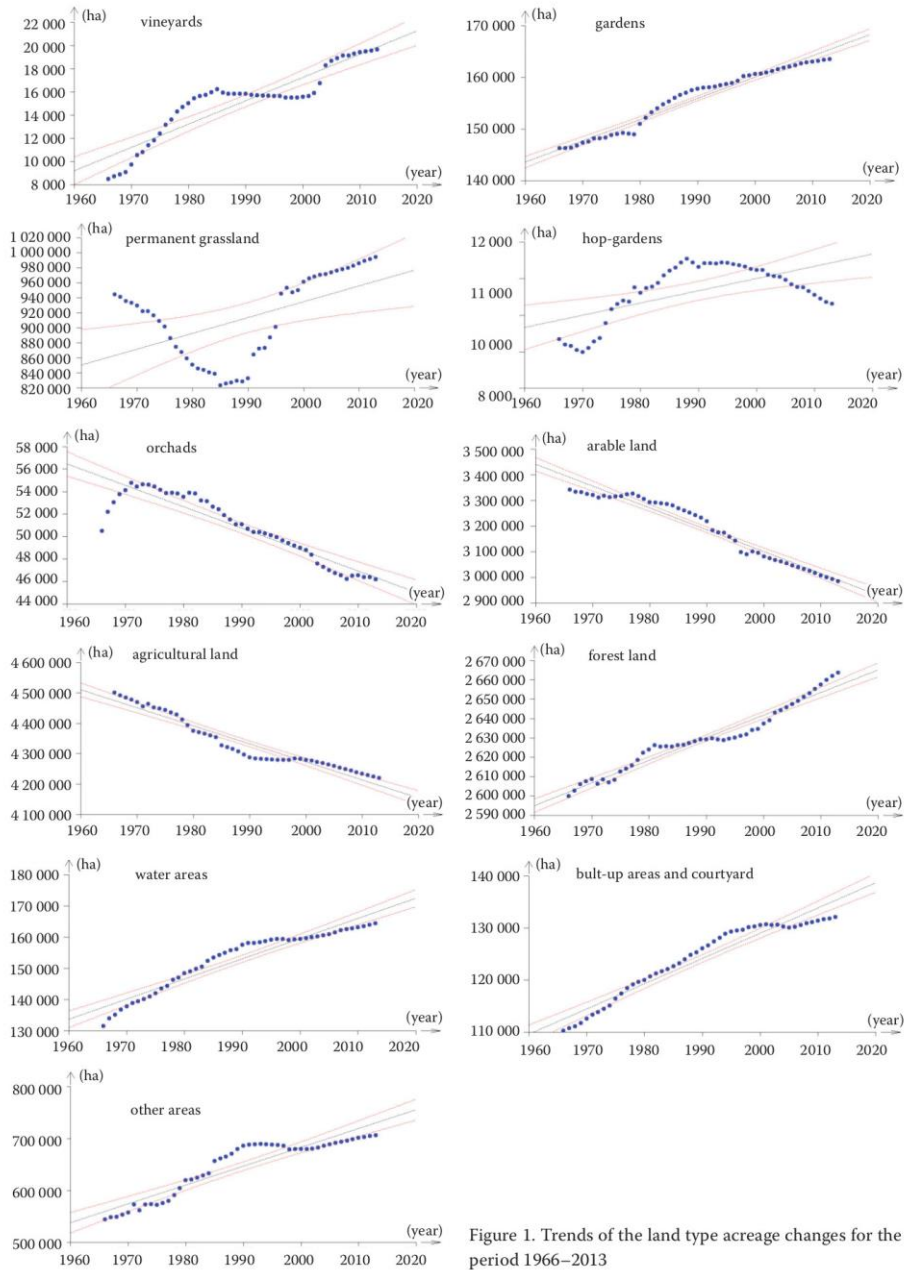


Figure 1. Trends of the land type acreage changes for the period 1966–2013

doi: 10.17221/163/2015-SWR

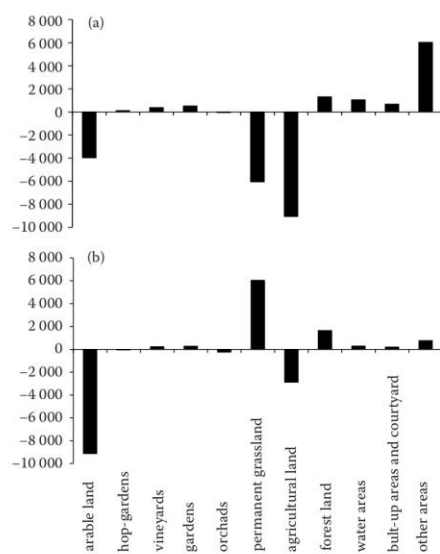


Figure 2. Changes of the land type acreage for the period 1966–1990 (a) and 1990–2013 (b) (in ha/year)

is inconvenient to build industrial zones and residential areas at remote locations so the building process continues at the existing sites. Next reason is the indifference of officials on soil quality and probably low awareness of urban designers. The results are presented in Figures 4 and 5.

The financial loss from agricultural production was calculated on the basis of information about the economic production. For the calculation, the 2014 price of winter wheat was chosen because it is the most planted crop in the Czech Republic.

The Czech Republic is divided into four basic categories according to climate and planted crops. These

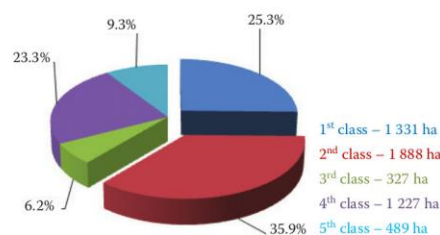


Figure 4. Acreage of built-up areas by different soil protection classes (1–5)

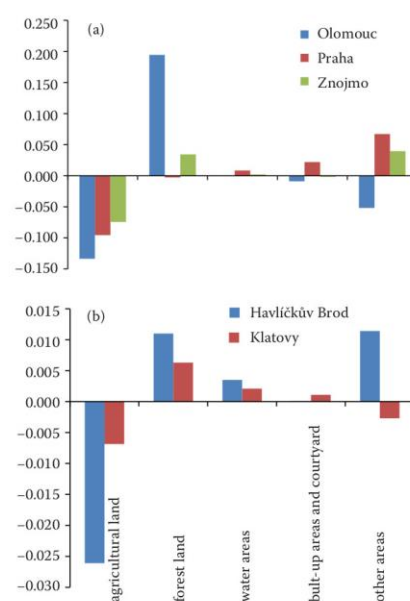


Figure 3. Changes of the land type acreage in the districts of Olomouc, Prague-East, and Znojmo (a) and Havlíčkův Brod and Klatovy (b) for the period 2006–2013 (in %)

categories consist of areas of corn, beet, potato, and mountains. For each area, profit in CZK was calculated according to the results of the Research Institute of Agricultural Engineering (VUZT) (<http://www.vuzt.cz/index.php?l=A37>). We may state that the agriculture industry loses approximately 119 000 000 CZK every year, it means almost 3 000 000 000 in 25 years. This calculation was made without subsidies. The results are presented in Table 4.

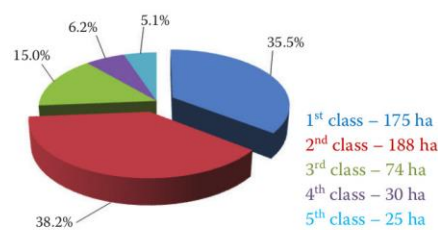


Figure 5. Acreages designed for construction purposes for the individual soil protection classes (based on the Znojmo urban plan)

DISCUSSION

Many European countries face the problem of a rapid soil reduction, especially of that of better quality. In the surroundings of Madrid, likewise around Prague, an irreversible and rapid soil loss has been observed (RODRÍGUEZ *et al.* 2007).

Losing the richest soils (catalogued as class A) from the alluvial soils of the Henares River has been reported (MONTURIOL & ALCALÁ 1990). A rapid decrease of best quality soil has been observed also in the Czech Republic where the biggest towns, with the greatest loss of land, were founded on the best soils (KOZÁK *et al.* 2010).

The role of soils in supporting ecosystems and natural capital needs greater recognition. The lasting legacy of the International Year of Soils in 2015 should be to put soils at the centre of policy supporting environmental protection and sustainable development (SMITH *et al.* 2015). A number of large existential environmental challenges have been recognized for the sustainable development of humanity and the Earth. These are Food Security, Water Security, Energy Security, Climate Change Abatement, Biodiversity Protection, and Ecosystem Service Delivery (BOUMA & McBRATNEY 2013).

When one analyses these environmental challenges we can recognize that soil has a part to play in all of these (HERRICK 2000).

Since the implementation of the 30-ha target project in Germany, a decrease in land take from 130 ha per day in 1997–2003 to 93 ha per day in 2006–2009 was observed (ARTMANN 2014a). However, the German Federal Environmental Agency assumes that these trends result from the global economic crisis and its effects on construction activities (Federal Environmental Agency 2010).

Currently the Czech Republic has 147 industrial zones, built for case of rapid industrial growth. Others zones are planned (<http://www.risy.cz/cs/vyhledavace/prumyslove-zony>).

A mix of legal-planning and economic-fiscal responses is less efficient because of lacking economic-fiscal strategies for protecting the soil (ARTMANN 2014a, b). Combining economic-fiscal and land use planning instruments is supposed to be especially efficient in reducing land take (NUISSL & SCHROETER-SCHLAACK 2009). In some European countries, e.g. Slovakia, Poland or Bulgaria, levy fees must be paid when taking the agricultural land. The fee increases according to the quality of the soil aiming to protect

high quality soils (European Commission 2012). The Czech Republic has a similar system. When taking the agriculture land, fees are paid according to the soil quality, too. But this system is not fully effective because many exceptions are permitted.

Based on the results, the authors suggest that there is a discrepancy between the records in the cadastral register and the reality. This situation is also confirmed by OLBRICHOVÁ (2008), who pointed to a discrepancy between the records of the Czech Geodetic and Cadastral Office (ČÚZK) and those of the Czech Statistical Office (ČSÚ). Both institutions exhibit a difference in acreage. For example, in 2004, according to the ČSÚ, the Czech Republic had 4 264 573 ha of farmland, while according to the ČÚZK it had 4 269 218 ha. The difference makes 4 645 ha only for the year 2004.

It should be noted that the Czech Republic is not alone to show such data discrepancy. BOUMA *et al.* (1998) state that the inaccuracy of data has not only local, but also global implications. Without proper documentation, an accurate prognosis is unfeasible, and so it can easily happen that the land “will disappear altogether”.

This fact has also significant practical implications. All state institutions operate just with the data provided by the ČÚZK (building offices, Ministry of the Environment, Ministry of Agriculture). The Ministry of the Environment of the Czech Republic authorizes changes in using the farmland.

The difference in the records can be explained by two factors. The first is the delay in the cadastral registrations, when the change in land use is announced late (even years after the completion of construction, or after the acceptance). In other words, the building has been standing long, but the land has still been registered as agricultural. The second important factor is the information gap, when the ČÚZK does not know that the land was taken off the agricultural fund. Obligatory reports on these changes ended in the mid-nineties and it means that the ČÚZK will always register a larger acreage of farmland than the ČSÚ, which regularly monitors every change. Now the farmers themselves are obliged to report all changes accurately and truthfully to the ČSÚ.

CONCLUSIONS

This study has pointed out the rapid and concerning decrease of arable land acreage – 25 ha per day, i.e. approximately 40 football fields per day, 15 000 per year.

doi: 10.17221/163/2015-SWR

The study also pointed out the difference between the actual state and the state registered by the cadastral register exhibiting a small increase of built-up areas. This means that the huge loss of arable land per day may actually be even higher.

The study confirmed that the soil protection law No. 334/1992 Coll. is not respected in the Czech Republic; the lands with the best credit rating soils (1st and 2nd class protection) are used for building purposes. The urban planning maps calculate with the areas of the best soils for building purposes in the future, too.

There is an apparent lack of interest in using brownfields, as the building at “greenfields” sites is cheaper than to reconstruct brownfield sites.

In the Czech Republic, a quality updated information system registering the loss of agricultural land is missing. The institutions protecting agricultural land have no exact data, which would become generally acceptable arguments for tightening protection of agricultural land.

Taking off the best soils like Chernosols, Luvisols (Kozák *et al.* 2010) is very irresponsible and can have very serious future consequences. A crucial task for the society (not only farmers and environmentalists) is to focus on water retention in the soil. Removing land for construction purposes increases the risk of water scarcity every day. Lack of water is related to food production, price, availability, and social problems.

References

- Anonymous (1992): Richtlinien zur Bemessung der Abgabe bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Wiesbaden, Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz.
- Artmann M. (2014a): Institutional efficiency of urban soil sealing management – from raising awareness to better implementation of sustainable development in Germany. *Landscape and Urban Planning* 131: 83–95.
- Artmann M. (2014b): Assessment of soil sealing management responses, strategies and targets towards ecologically sustainable urban land use management. *Ambio*, 43: 530–541.
- Bouma J., McBratney A.B. (2013): Framing soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. *Geoderma*, 200–201: 130–139.
- Bouma J., Varrallyay G., Batjes N.H. (1998): Principal land use changes anticipated in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67: 103–119.
- European Commission (2006): Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels: Commission of the European Communities. Thematic Strategy for Soil Protection. Brussels, European Commission.
- European Commission (2012): Guidelines on Best Practice to Limit, Mitigate or Compensate Soil Sealing. Luxembourg, European Union.
- Federal Environmental Agency (2010): Information 26 October 2010. Increase in Settlement and Transport Areas between 1993 and 2009. Available at <http://www.umweltbundesamt.de/rup/veroeffentlichungen/zunahme.pdf>
- Herrick J.E. (2000): Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology*, 15: 75–83.
- Hindls R., Hronová S., Seger J. (2003): Statistics for Economists. 3rd Ed. Prague, Professional Publishing. (in Czech)
- Kozák J., Němeček J., Borůvka L., Kodešová R., Janků J., Jacko J., Hladík J. (2010): Soil Atlas of the Czech Republic. Prague, CULS.
- Liu T., Liu H., Qi Y. (2015): Construction land expansion and cultivated land protection in urbanizing China: Insights from national land surveys, 1996–2006. *Habitat International*, 46: 13–22.
- Lokocz E., Ryan R., Sadler A.J. (2011): Motivations for land protection and stewardship: Exploring place attachment and rural landscape character in Massachusetts. *Landscape and Urban Planning*, 99: 65–76.
- Malucelli F., Certini G., Scalenghe R. (2014): Soil is brown gold in the Emilia-Romagna region, Italy. *Land Use Policy*, 39: 350–357.
- Monturiol F., Alcalá L. (1990): Map of Potential Capacity – Agricultural Use of the Community of Madrid. Scale 1:200 000. 1st Ed. Madrid, C.A.M. – C.S.I.C. (in Spanish)
- Nestroy O. (2006): Soil sealing in Austria and its consequences. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 6: 171–173.
- Nuissl H., Schroeter-Schlaack C. (2009): On the economic approach to the containment of land consumption. *Environmental Science & Policy*, 12: 270–280.
- Olbrichová A. (2008): Crop versus concrete. *Economist*, 52: 46–49. (in Czech)
- Pitt M. (2008): The Pitt Review – Learning Lessons from the 2007 Floods. London, Cabinet Office. Available at <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20080906001345/cabinetoffice.gov.uk/the-pitt-review.aspx>
- Rodríguez P.M., González M.E.P. (2007): Changes in soil sealing in Guadalajara (Spain): Cartography with LANDSAT images. *Science of the Total Environment*, 378: 209–213.
- Scalenghe R., Ajmone Marsan F. (2009): The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90: 1–10.

doi: 10.17221/163/2015-SWR

- Sejak J., Dejmal I. (2003): Evaluation and Assessment of Biotops of the Czech Republic. Prague, esky ekologicky ustav. Available at <http://fzp.ujep.cz/Projekty/VAV-610-5-01/HodnoceniBiotopuCR.pdf> (in Czech)
- Smith P., House J.I., Bustamante M., Sobocka J., Harper R., Pan G., West P., Clark J., Adhya T., Rumpel C., Paustian K., Kuikman P., Cotrufo M.F., Elliott J.A., McDowell R., Griffiths I.R., Asakawa S., Bondeau A., Jain A.K., Meersmans J., Pugh T.A.M. (2015): Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*, doi 10.1111/gcb.13068.
- Xu G., Huang X., Zhong T., Chen Y. Wu C., Jin Y. (2015): Assessment on the effect of city arable land protection under the implementation of China's National General Land Use Plan (2006–2020). *Habitat International*, 49: 466–473.
- Zhang W., Wang W., Li X., Ye F. (2014): Economic development and farmland protection: An assessment of rewarded land conversion quotas trading in Zhejiang, China. *Land Use Policy*, 38: 467–476.

Received for publication September 16, 2015

Accepted after corrections January 4, 2016

Corresponding author:

Ing. JAROSLAVA JANKU, eska zemedelska univerzita, Fakulta agrobiologie, potravinovych a prodnch zdroju, katedra pedologie a ochrany pd, Kamycka 129, 165 21 Praha 6, eska republika; e-mail: janku@af.czu.cz

4.4 Studie 3 - Effect of water features proximity on farmland prices in the case of a landlocked country: the consequences for planning

Effect of Water Features Proximity on Farmland Prices in a Landlocked Country: the Consequences for Planning

PAVEL SEKÁČ, MIROSLAV ŠÁLEK, ALENA WRANOVÁ, PETER KUMBLE
and PETR SKLENIČKA*

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

*Corresponding author: sklenicka@fzp.czu.cz

Abstract

Sekáč P., Šálek M., Wranová A., Kumble P., Sklenička P. (2017): Effect of water features proximity on farmland prices in a landlocked country: the consequences for planning. *Soil & Water Res.*, 12: 18–28.

Conversion of farmland to non-farm uses significantly influences the spatial variability of farmland prices. We tested 12 factors of land prices that experienced real estate brokers indicated to be the most important determinants for the conversion of farmland to non-agricultural use. Five factors can be described as landscape, four as geographic, and three as climatic explanatory variables influencing farmland prices. Our results indicate that the two most powerful factors in explaining the sales price per square metre were proximity to a river and proximity to a lake. In both cases, the price of land diminished significantly with the increasing distance from the edge of water bodies, so the prices in their immediate vicinity are 3.5 to 3.7 times higher than the prices of similar lands more than 5 km from the edge of a water body. The other significant factors were population size of the nearest municipality and percentage representation of forest. The fact that the two most powerful factors indicate the distance to a river, brook, lake or pond shows how important are these freshwater features as determinants of farmland prices in a landlocked country such as the Czech Republic, where this study was performed. The consequences of this finding for water resources planning and management are discussed.

Keywords: agricultural land value; land market; land development; water resources planning; real estate

Prices of farmland are determined by a number of not only agronomically important factors, such as soil quality, water availability, distance from a farm, land tenancy, etc., but also increasingly by prospects for future land development (PLANTINGA & MILLER 2001; SKLENIČKA *et al.* 2015). A number of non-agricultural attributes associated with farmland support the speculative character of transactions wherein the buyer intends to develop the land, most frequently for commercial, residential or recreational purposes, and is willing to pay a premium to obtain the farmland. BARNARD (2000) determined that non-agricultural factors account for approximately one-quarter of the average market value of the U.S. farm real estate.

The most frequently mentioned characteristics of farmland real estate affecting conversion to non-agricultural uses are proximity to a settlement (GUILING

et al. 2009), distance to a metropolitan area (NAYDENOV 2009; SKLENIČKA *et al.* 2013), soil quality and parcel size (SKLENIČKA *et al.* 2009; ZEITHAML *et al.* 2009), quality of the infrastructure and accessibility (STEWART & LIBBY 1998), and size of the adjacent settlement or local population (GUILING *et al.* 2009). These factors generally support all of land uses for future non-agricultural purposes whether they are residential construction, recreational purposes, or commercial construction.

In addition, there are a number of additional characteristics that describe amenities sought by those interested in land for recreational purposes and which support traditional or less traditional recreational activities. In this sense, factors affecting the quality of the environment can also be of great importance. Attributes characterizing the levels of water and air

doi: 10.17221/11/2016-SWR

pollution are mentioned the most, while soil less frequently. FEENBERG and MILLS (1980) pointed out that environmental pollution control has both primary and secondary benefits, if evidence suggests serious diseases to be linked with the quality of environment.

The attractiveness of an area for recreation or residential development is also determined by climatic characteristics. Their influence cannot be generalized, as this differs for summer vs winter recreation, but it will differ also according to geographic position and other factors (e.g. HORNA 1995). MIECZKOWSKI (1985) was among the first to apply general climatic findings about human comfort to the specific activities related to recreation and tourism. PERRY (2000) confirmed that changes of temperatures and precipitation due to overall climate change were of a great importance for tourism in the Mediterranean region. MIECZKOWSKI (1985) proposed an equation for calculating a tourism climatic index for outdoor recreational activities, which includes such variables as temperature, amount of sunshine, amount of precipitation, and wind characteristics. AMELUNG and VÍNER (2006) subsequently confirmed the influence of this index in both negative and positive respects.

Land prices are also determined by factors emphasizing landscape characteristics. Such characteristics include e.g. the presence of water features like a river, stream, lake or pond (ACHARYA & BENNETT 2001; JENNINGS 2007), distance to forest or its proportion in a vicinity of a parcel (PUKKALA *et al.* 1995), value of wildlife habitats or natural resources (MITTENZWEI *et al.* 2010), scenic value of the surrounding landscape, or attractive views of the landscape (MOONEY & EISGRUBER 2001). Practical valuation of a scenic view is mentioned by GOETGELUK *et al.* (2005) in a case wherein the seller of a large property divided it into several smaller ones so that all would have a lake view preserved. In maritime countries, the distance from the seaside or important shore sites as harbours and beaches cannot be overlooked (RUSH & BRUGGINK 2000).

The goal of this study was, in cooperation with experienced real estate brokers, to identify the factors relevant to farmland conversion for recreational purposes and to test their influence on the spatial variability of land prices at the parcel scale in a landlocked country with a rugged topography, in this case the Czech Republic. The secondary goal of this study was to interpret how the findings might impact courses of action made by local and state decision

makers within the context of water resources and landscape planning policies.

MATERIAL AND METHODS

Data collection. To collect data, we cooperated with 17 real estate agencies operating in all of the fourteen regional administrative units of the Czech Republic. The dataset used in this study included all transactions carried out by these 17 agencies during 2012 in which just one parcel or a group of adjoining parcels was sold. In the non-included transactions, the price reflected various characteristics of the parcels sold, and it would therefore have been impossible to determine the influence of individual factors. All transactions included in the sample took place between a willing buyer and a willing seller. There were no distress sales or transactions between co-owners, as all these circumstances could influence the price in manners which would be difficult or impossible to assess.

The dependent variable in our study was Farmland Price (CZK/m²). The selling prices were determined from 296 transactions executed during 2012 throughout the Czech Republic. The collected data was evenly distributed across the country (not locally concentrated) in order to represent the entire range of its natural and socio-geographic heterogeneity.

Twelve price predictors for these parcels were chosen for further analysis, of which five can be described as landscape-amenity, four as geographic, and three as climatic explanatory variables in relation to farmland prices. Seventeen experienced real estate brokers contributed to their a priori selection, such that only those amenities which according to their professional opinion most affect the recreational attractiveness of an area were selected. These factors, their data type, data sources, means, and ranges are presented in Table 1.

By overlaying the cadastral map with current orthophotomaps and working within the GIS environment (Arc GIS 9.2), the variable Lake Proximity (LAKE) was determined as the shortest direct distance between the edge of a given parcel and the nearest lake (minimum area of 1 ha) or pond. The variable River Proximity (RIVER) was measured in an identical way, as the shortest distance between the edge of a parcel and a river or stream embankment (all parcels in the flood zone of a river where construction is prohibited were excluded). We also calculated the variable Forest Percentage (FORPERC)

Table 1. Description of explanatory variables used in the study

Variable	Abbreviation	Data characteristics	Data source	Data mean (range min–max)
Landscape variables				
Lake proximity	LAKE	shortest distance from edge of parcel to bank of nearest lake or pond (km)	orthophotographs, maps of the Office for Surveying, Mapping and Cadastre	4.1 (0.1–13.5)
River proximity	RIVER	shortest distance from edge of parcel to bank of nearest river or stream (km)	orthophotographs, maps of the Office for Surveying, Mapping and Cadastre	3.7 (0.1–13.0)
Forest percentage	FORPERC	percentage of forest in a 10 km range from the parcel (%)	orthophotographs, maps of the Office for Surveying, Mapping and Cadastre	28.0 (2.0–68.0)
Landscape protection	PROTECT	legal protection for nature or landscape at parcel location (yes/no)	database of the Ministry of the Environment	yes = 67 no = 219
Scenic value of landscape	SCENIC	classification of landscape scenic value (increased/average/decreased)	typology of scenic value of landscapes of the Czech Republic according to MURANSKY and NAUMAN (1980)	increased = 79 average = 170 decreased = 37
Geographic variables				
Municipality population	INHAB	population size of nearest municipality (<i>n</i>)	database of the Czech Statistical Office	2998 (1–67 543)
Travel time to capital city	CAPIT	travel time by car from location of parcel to capital city (min)	GIS of the Czech Ministry of Transport, maps of the Office for Surveying, Mapping and Cadastre	139.8 (35–289)
Travel time to regional capital	REGIO	travel time by car from location of parcel to regional capital (min)	GIS of the Czech Ministry of Transport, maps of the Office for Surveying, Mapping and Cadastre	47.7 (5–113)
Travel time to a district town	DISTR	travel time by car from location of parcel to a district town (min)	GIS of the Czech Ministry of Transport, maps of the Office for Surveying, Mapping and Cadastre	24.7 (3–56)
Climatic variables				
Number of days with snow cover	SNOW	number of days with snow cover exceeding 1 cm (<i>n</i>)	database of the Czech Hydrometeorological Institute	56.6 (31.1–145.5)
Number of summer days	SUMMER	number of days with maximum temperature exceeding 25°C (<i>n</i>)	database of the Czech Hydrometeorological Institute	41.6 (6.1–66.4)
Mean annual precipitation	PRECIP	mean annual precipitation 1961–1990 (mm)	database of the Czech Hydrometeorological Institute	400.0 (281–704)

doi: 10.17221/11/2016-SWR

as the proportional representation of forest within a 10 km range from each parcel. Using map databases of the Ministry of the Environment for the Czech Republic, we determined whether each parcel was or was not located in the protected area of a National Park or a Protected Landscape Area (PROTECT). The scenic value of the landscape (SCENIC) was determined by using a methodology referred to as landscape typology prepared for the entire territory of the Czech Republic by MURANSKY and NAUMAN (1980). This typology distinguishes three specific types of landscape (natural, cultural, man-modified) and three specific levels of scenic value (increased, average, or decreased). This allows one to classify as many as nine landscape typological units that evaluate both the physical as well as the visual attributes of a specific landscape. Municipality Population (INHAB) was determined from a database of the Czech Statistical Office as the number of inhabitants of the nearest village or town, as the settlement in the Czech Republic is almost entirely nucleated. The values of the predictors Travel Time to Capital City (CAPIT), Travel Time to Regional Capital (REGIO), and Travel Time to a District Town (DISTRICT) were calculated as the travel time by car to the centres of these cities. These calculations were based on vector data from the Czech Ministry of Transport covering roads of all categories with speed limits.

To take into account relevant climatic characteristics with a view of the attractiveness of an area for summer and winter recreation and human comfort for recreational activities, the following three variables were determined from the databases of the Czech Hydrometeorological Institute: number of days with snow cover exceeding 1 cm (SNOW), number of summer days with mean temperature of 25°C and higher (SUMMER), and mean sum of precipitation from May to September (PRECIP).

Data analysis. Linear modelling was applied to reveal the driving factors influencing farmland prices across the Czech Republic. As we had no such detailed data justifying the use of hedonic models with precisely specified and reliable variables, we used the most general form – linear modelling – to analyze the possible predictors of farmland prices rather than a specific hedonic approach that would require solutions of complicated partial differential equations in order to fully characterize market conditions and equilibrium. Knowledge as to the general effects of the selected predictors provides opportunity for further detailed economic evaluation of the selected

factors using hedonic models and an opportunity to decompose the price of the items into separate components that determine the price.

First, we checked the normality of all continuous variables to be included in the model. While REGIO and DISTR were normally distributed (Kolmogorov-Smirnov test, both $d < 0.08$, $P > 0.1$), logarithmic transformation was applied to Farmland Price, RIVER, LAKE, and INHAB to normalize the data (Kolmogorov-Smirnov test, all $d < 0.07$, $P > 0.1$). A correlation matrix presenting relationships among all continuous variables revealed a strong dependence of the three climatic attributes ($r = 0.68$ for SNOW and SUMMER, $r = 0.58$ for SNOW and PRECIP) whereas all remaining relationships were characterized by $r < 0.5$. Therefore, SNOW was included into the analysis to represent also SUMMER and PRECIP.

The effects of the 10 fixed predictors and their first-order interactions were included into the null model and, afterwards, nonsignificant variables ($P > 0.05$) were eliminated step by step, using backward selection procedure to achieve a minimum adequate model. Chi-squared tests were applied to assess the contributions of particular terms to the model deviances and to calculate statistical significances (α being set to 0.05). Software R 2.12.0 (R Development Core Team 2010) was used for computations of a generalized linear mixed-effect model (GLMM, 'lmer' in R package 'lme4') with normal error distribution to test the effects of the included variables on Farmland Price. The GLMM framework was applied to account for the proximity of localities within regional administrative units by including the regional administrative units as a random effect.

RESULTS

All transactions included in this study were denominated in Czech crowns (CZK). The exchange rate (both in 2012 and currently) is 1 EUR \approx 26 CZK. The average sale price was 39.59 CZK/m², and prices ranged from 4.00 to 202.00 CZK/m².

Four of the 10 fixed variables proved to be highly significant predictors of farmland prices ($P < 0.0001$). Three of them were landscape variables (RIVER, LAKE, FORPERC) and one was a geographic variable (INHAB). The effects of the remaining fixed predictors and all interactions were not statistically significant. Table 2 lists statistical significances of all tested variables and interactions on Farmland Price included in the model.

RIVER is the most powerful predictor of farmland prices variability (Figure 1a). The variable for proximity to a river shows declining prices with increasing distance to a river. The mean price of a parcel up to 1 km from the river (44.8 CZK/m²) is 2.1 times higher than the mean price of parcels situated more than 5 km from a river (21.6 CZK/m²). An even greater difference in mean price was determined for the second strongest predictor, LAKE (Figure 1b). Again in this case, proximity to a lake shows decline in prices with increasing distance to a river. The mean price of a parcel up to 1 km from a lake or pond (71.9 CZK/m²)

is 3.3 times higher than that of a parcel situated more than 5 km (22.0 CZK/m²) from a lake or pond. The population size of the adjacent municipality (INHAB) is also a strong predictor of farmland prices. The results show a strong trend toward mounting farmland prices along with increasing population of the adjacent municipality (Figure 1c). In municipalities with more than 1000 inhabitants, the average land price is approximately 1.9 times higher (INHAB > 1000; mean = 55.9 CZK/m²) than in municipalities with fewer than 1000 inhabitants (INHAB < 1000; mean = 28.9 CZK/m²). Another significant predictor was FORPERC, although the effect of this predictor on farmland prices is ambiguous (Figure 1d). The remaining variables and their first-order interactions as shown in Table 2 were not significant at $P < 0.05$.

Table 2. Results of the model presenting the predictors and their interactions which contributed significantly ($P < 0.05$) and non-significantly to the variance in farmland prices

Predictor	df	χ^2	P
LAKE	1.6	53.000	< 0.0001
RIVER	1.6	44.590	< 0.0001
INHAB	1.6	35.081	< 0.0001
FORPERC	1.6	15.742	< 0.0001
CAPIT	1.7	3.1797	0.075
PROTECT	1.8	2.2059	0.138
REGIO	1.9	1.0114	0.315
SNOW	1.10	0.3510	0.554
DISTR	1.11	0.8064	0.369
SCENIC	2.12	1.4225	0.491
SCENIC:SNOW	2.14	1.4839	0.476
SCENIC:INHAB	2.16	2.2617	0.323
SCENIC:DISTR	2.18	2.1239	0.346
PROTECT:SNOW	1.20	0.8745	0.350
SCENIC:LAKE	2.21	0.8972	0.639
PROTECT:REGIO	1.23	0.1985	0.656
PROTECT:INHAB	1.24	0.1642	0.6851
SCENIC:CAPIT	2.25	1.3574	0.507
SCENIC:RIVER	2.27	1.0633	0.588
PROTECT:RIVER	1.29	0.0020	0.965
PROTECT:LAKE	1.30	0.1180	0.731
SCENIC:REGIO	2.31	0.1696	0.919
PROTECT:FORPERC	1.33	0.5197	0.471
PROTECT:CAPIT	1.34	0.2806	0.596
SCENIC:FORPERC	2.35	0.0254	0.987
PROTECT:DISTR	1.37	0.0375	0.847

df – degree of freedom; for abbreviations see Table 1

DISCUSSION

Proximity to water features and other factors.

Only four of the ten tested predictors of the spatial variation of farmland prices were found to be statistically significant, while three of them comprise landscape factors and one is a geographic factor. None of the defined interactions of these predictors proved to be significant.

The most significant factor affecting the variability in farmland prices is proximity to a river, where we determined a clear gradient of decreasing land price with increasing distance from the river embankment. While in the vicinity of the river (within 500 m from the bank, but outside a flood zone), farmland was sold for an average of 74.7 CZK/m², at a distance exceeding 5 km from the river it was only 21.6 CZK/m². These differences can be due mainly to a willingness to pay for a location in the vicinity of the river, and particularly in cases where there is active speculation as to the conversion of farmland into non-agricultural use. Especially conversions for construction and use for residential or recreational purposes generally motivate buyers to pay for a river view or to be in the vicinity of a river enabling such recreational activities as fishing, canoeing or swimming (HENDERSON 2010).

The willingness to pay prices for land in the vicinity of rivers up to several multiples of those for other lands nearby cannot be ascribed to agricultural use characteristics and higher fertility, as the relatively steep gradient in land price does not correspond to the gradient of soil fertility. This interpretation is also supported by the fact that residential and recreational

doi: 10.17221/11/2016-SWR

houses also are more strongly in demand in the vicinity of rivers and command higher prices than do more distant properties (KULSHRESHTHA & GILLIES 1993). The natural character of the river and its surroundings also plays an important role, as shown by the study of MOONEY and EISGRUBER (2001). Conversions to industrial or other construction land in the vicinity of a river cannot be substantiated as explanations, inasmuch as the law and its impact on land use planning ensure that obtaining permissions for industrial, commercial or warehousing structures in the vicinity of rivers is complicated and has low probability of being approved, especially due to rather strict limitations within the protective zones along rivers.

Speculative purchases of farmland for future development can also explain the high variance in prices

associated with the next factor: proximity to a lake or pond. Similarly to the proximity to a river, here the price gradient rapidly decreases from the mean price of 82.5 CZK/m² at a distance of less than 500 m from the water feature to a mean value of 22.0 CZK/m² at a distance of more than 5 km from a lake or pond. The explanation for the price gradient will be similar here as in the previous case. While the price levels for other lands nearby but more distant from the water body are almost identical in both these cases, in the case of still-water features there can be observed a willingness to pay by approximately 10% more in the vicinity of a standing water feature than in the case of parcels near rivers. This higher price can be theoretically explained by the higher recreational potential of lakes and ponds for swimming during the

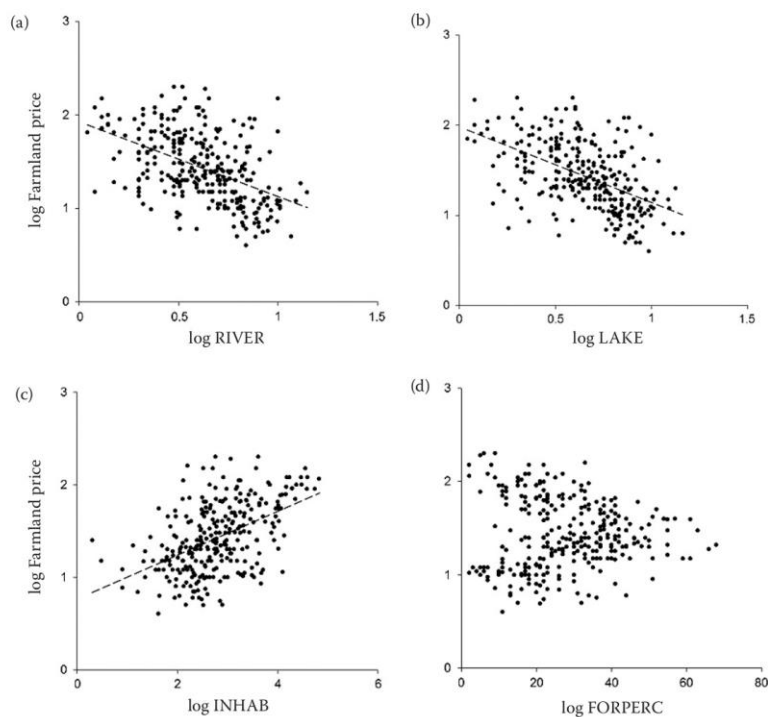


Figure 1. Effects of four predictors (all $P < 0.0001$) on farmland prices: (a) proximity to a river shows declining prices with increasing distance to a river; (b) proximity to a lake shows declining prices with increasing distance to a lake; (c) municipality population indicates increasing price with increasing number of inhabitants; (d) forest percentage is statistically significant but ambiguous as to its explanation

summer, as they provide a safer and higher-quality resource and allow a wider range of recreational uses (diving, sailing etc.) in comparison to rivers (JENNINGS 2007).

The importance of the two factors relating to water features for the variance in the market prices of farmland indicates how crucial are these water features for buyers in the Czech Republic. They are willing to pay on average nearly four times more for farmland in the vicinity of rivers, lakes or ponds. This emphasis on water features is understandable in a landlocked state, as shown by works of other authors (e.g. ACHARYA & BENNETT 2001). According to numerous authors, proximity to the sea is an important cause for heightened market prices for land and houses, recreational houses, rentals and housing expenditures (e.g. RUSH & BRUGGINK 2000; NAYDENOV 2009). In maritime states, the presence of the sea usually increases the value of real estate more than does the presence of a lake or river. Judging from the steepness of the land price gradient and the results of the previously mentioned foreign studies, the absence of sea in the case of the Czech Republic, as a landlocked country, is apparently much more markedly compensated by the larger role of such freshwater features as rivers, streams, lakes, and ponds. This is reflected by the substantially higher prices commanded for farmland in the vicinity of water features in comparison to values for otherwise similar lands in the vicinity.

Even though a number of studies present the view that the presence of a water feature constitutes the reason for a willingness to pay more for real estate in its vicinity (BENDER *et al.* 1997), it is an interesting fact that in our study the factor representing the scenic value of the surrounding landscape was not statistically significant. A study by SVOBODOVA *et al.* (2012) may provide an explanation for this apparent contradiction. The authors found that the presence of a water feature in an evaluated landscape is the main reason for the public's higher visual preferences. In other words, a landscape without water features that was evaluated by experts (MURANSKY & NAUMAN 1980) as a landscape with increased scenic value can be thus evaluated at the general level. In the case of selecting real estate intended for recreational or residential purposes, the presence of a water feature can play an important role in the preference of the buyer.

It is a legitimate question whether the importance of the vicinity of a water feature is founded on its

potential role as a water source for the irrigation of farm crops, and therefore whether it reflects a purely agricultural function. This interpretation (in contrast to the study by e.g. FAUX and PERRY 1999) is not confirmed due to the fact that the interaction with the variable Total Rain Precipitation between May and September was insignificant. This means there was no difference in the influence of the proximity of water features on the price of farmland in more arid vs humid areas. The reason is probably that in the Czech Republic the problem of drought in agriculture is not as limiting as in some other countries, which also is demonstrated by the low rate of using irrigation for agricultural production. According to the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, irrigation occurs on less than 1% of the country's farmland. Currently irrigation is rarely used in the Czech Republic, and generally only on the most fertile lands and predominantly for special crops.

The third most important factor behind the spatial variability of farmland prices proved to be Municipality Population. Our results confirmed a positive influence of population size on farmland prices increase. This result can also be interpreted with regard to the speculation on the conversion of farmland mainly to land for construction, as the higher prices of farmland adjoining larger municipalities imitate the higher prices of land for development and for family houses (LIVANIS *et al.* 2006). In this case, however, the variability in farmland prices can also be explained by a stronger competition between potential local buyers in larger municipalities and the upward pressure this competition has on prices (GUILING *et al.* 2009). The possible explanation that the presence of a larger city increases the attractiveness of an area for recreation due to possibilities for cultural activities, shopping and the like also merits consideration.

The last significant variable is the proportion of forest in an area within 10 km from the sold parcel. This least powerful of the statistically significant predictors has an ambiguous effect. Despite our effort to find an interaction that would explain the behaviour of this predictor, we did not succeed. We suggest it to be the result of an interaction between the FORPERC variable and some undetected factor. Perhaps in some regions (such as in largely deforested areas where forests are rare and thus attractive) the trend is positive and prices are increasing while elsewhere it is the opposite, which is to say where open sites might be attractive (e.g., in mountainous

doi: 10.17221/11/2016-SWR

areas). Likewise possible is that the influence differs for various types and forms of forest. For example, CHO *et al.* (2008) determined that deciduous and mixed forests, larger forest blocks, and smoothly trimmed and man-made forest patch boundaries are more highly valued. Therefore, in contrast to a study by BENDER (1997), the assumption of increasing land price with decreasing distance to forest was not confirmed in our study. Future research might examine the preference for, and the impact of mixed forest species composition upon real estate transaction prices of adjacent land parcels.

Unexpectedly, the three climatic variables did not significantly influence land prices and also their interactions with other variables were not significant in any of the models. The expected influence of selected climatic factors that characterize the attractiveness of a location from the perspective of weather for recreation, and mainly during the periods of summer and winter vacations, was not confirmed despite the results of other studies which maintain that climatic factors comprise the prime motivation for mass leisure travelling (e.g. HORNA 1995).

Nor was any influence confirmed in the cases of three geographic variables that characterize travel time to the national capital, regional capital, or district town. Although the results have shown that the variability of land prices is significantly influenced by the size of the nearby municipality, in contrast to the research findings of McDONALD and McMILLEN (1998), we did not confirm the importance of timely accessibility to larger cities. It appears that those interested in buying land thus probably prefer immediate vicinity of larger cities with adequately high-quality services over commutes to large cities with higher-quality services but requiring longer commutes.

The statistically significant factors reflect attributes in common for buyers who want to convert farmland to some of the following uses: residential construction, individual recreational buildings, mass recreational sites (e.g. guest houses, hotels, camps, sporting and ski areas). Continuation in agricultural production with added functions, such as agro-tourism in particular, can also be considered. The data used in our study cannot discriminate between the purposes for which the properties were to be used by the interested parties, whether for housing or recreation. Nevertheless, whether the purchases were for individual or mass recreation as for residential purposes, the two most powerful factors express the proximity to

a water feature. These are not important, however, for conventional agriculture or other commercial activities for which the buyer would have no motivation to pay multiples of average prices for the sake of proximity to a river, stream, lake or pond. Those who especially appreciate a view of water and the possibility for sporting or other recreational use of the water feature pay more.

Importance for water resources planning. Markedly higher values for farmland in close vicinity to water features create pressure for its conversion to non-farm uses. The pressure on freshwater features in landlocked countries is generally greater in comparison to coastal states, where such important shore sites as harbours and beaches attract much greater attention from developers (RUSH & BRUGGINK 2000) than do freshwater features.

Water features protection and planning within land-use plans currently focus primarily on the water features themselves and their shore zones. However, lands within close proximity to water features have certain specific functions. Some of these are generally not projected into increased market prices for land (e.g. infiltration zones for runoff from fields, floodplain zones, ecotones). It is the recreational and residential functions that are decisive for increased land prices. These two functions are not only conditioned upon the proximity of water features but largely also upon visual connection to them (ACHARYA & BENNETT 2001; JENNINGS 2007). This means that intensive construction or other unsuitable use of lands within close proximity or adjacent to water features can negatively impact the price of other land that is farther from the water. In this light, it is necessary at the local scale to analyze areas within the viewshed of the water features so that they are well visible from as large an area as possible in their broadest surroundings.

The use of water features should be decided not solely by their owners or users, but also by the stakeholders in relation to the lands in the wider area or even by the local community as a whole. Such a broadly defined area should be considered in plans as a single landscape zone, and its design and use should be planned comprehensively while considering its connection to the surrounding areas. Similarly, in planning new water features within a landscape, it is appropriate to select the locations with a view to the existing and future development plans of the surrounding area. A new water feature in a landscape can entirely change the presumptions for further use

of an area. In particular, it can markedly increase the recreation potential of the area and, similarly, the residential attractiveness of the location. For that reason, it is only right that the owners and users of land in the wider area surrounding the future water feature participate in planning such new features. As in the case of a favourable design and implementation the value of their lands could increase. In keeping with their involvement in the public-participatory process, local landowners may also take an interest in financing the construction of the new feature and other related works (e.g. construction of amenities and landscaping in the vicinity of the feature).

When considering the higher value for parcels of land that in the future will have visual connection with the new water feature or access to water, upon agreement with the landowners it is possible to reallocate parcels within a wider area (GOETGELUK *et al.* 2005) so that the increase in value is reflected in the lands the owners of which financially supported the construction of the new water features, or in the lands the municipality is interested in. Similarly, it is appropriate to interest the stakeholders of lands in the wider vicinity of the water feature in revitalization, in augmenting the capacity of the water feature, and in modifications motivated by enhanced aesthetic quality of the water feature, as this not only increases the value of the water feature itself but also that of the surrounding lands (MOONEY & EISGRUBER 2001).

From the perspective of farmland conversion, when planning the future use of lands in proximity to water features, it is necessary to take into account the overall decrease and rate of decrease in farmland within the municipality, region, and state. In this sense, this issue should be addressed in the planning instruments at all levels. Even though changes of farmland to industrial, commercial or warehousing uses are typically more frequently cited as reasons for conversion, it is also important to protect farmland from excessive loss due to residential and recreational development. Water features and their associated lands have specific positions and functions in the landscape, and therefore it is necessary to protect these even more than farmland in other parts of the landscape.

Due to highly desirable location of land that prospective buyers are willing to pay for farmland near water features, farmers are frequently unable to compete with such prices. Protection of such farmland by means of statutory or planning instruments is frequently the only possibility of defence against

development at these locations which are at one and the same time attractive but also environmentally valuable and sensitive. Effective application of these principles in farmland conservation and planning practices is frequently constrained by a lack of consistent, regularly updated land-use data at national, regional, and local levels (WHITE *et al.* 2009).

CONCLUSION

In cooperation with 17 experienced real estate brokers and based on a literature search we identified a priori recreational amenities that affect the conversion of farmland for recreational purposes and thus determine market prices of farmland. On the basis of 296 transactions that were executed in the course of one year in the Czech Republic, we analyzed twelve factors, five of which can be described as landscape, four as geographical, and three as climatic explanatory variables of farmland prices.

Statistical analysis of these predictors (including their first-order interactions) resulted in significant results in the cases of just four single variables. Our results indicate that the two most powerful factors in explaining the selling prices were proximity to a river and proximity to a lake. In both cases, the price of land diminished significantly with increasing distance from the edge of a water body, so the prices in their immediate vicinity are 3.5 to 3.7 times higher than are the prices of a similar land situated more than 5 km from the edge of a water body. The steepness of this land price gradient on the one hand and the results of the cited foreign studies relating to the proximity to seaside on the other indicate that the absence of sea in the case of a landlocked country is apparently more substantially compensated by the larger role played by these freshwater features. This is reflected in the substantially higher prices commanded for farmland in the vicinity of water features in comparison to averages or to values for similar land more distant from water.

The other significant factors were population size of the nearest municipality and the percentage of forest. The results show a strong trend toward farmland prices increasing along with increasing population of the adjacent municipality. In municipalities with more than 1000 inhabitants, the average land price is approximately 1.9 times higher than in municipalities with less than 1000 inhabitants. Although the percentage of forest was determined to be a statistically significant factor, its effect on the variability

doi: 10.17221/11/2016-SWR

of land prices was not unambiguous and we did not manage to interpret it.

When planning at the local level, it is also appropriate to delineate zones of heightened attractiveness for development on farmland. Increased farmland value due to the vicinity of a water feature should have an important role in this definition. Such analyses are mostly not incorporated into the relevant planning instruments, however, and therefore the function of the area in the vicinity of water features is insufficiently valued and consequently taken into account in the design for future land use (SKLENICKA *et al.* 2014).

Unfortunately, the delineation of such zones cannot be generalized, as their spatial variability depends on a great many factors. Within the analytical parts of land-use plans, therefore, we recommend to evaluate the attractiveness of farmland in the broader vicinity of water features on an *ad hoc* basis from the perspective of their conversion to non-agricultural uses. The results of this analysis should be projected into the final designs for future use of the area, and especially at the local level in all forms of planning. We believe that a specific attention should be dedicated to areas with such attractive lands.

Land-use plans, master plans, and other forms of landscape planning should be closely linked with water resource plans. The current practice, however, quite frequently allows the plans for individual activity areas to present narrow interests that are not integrated with other issues into a unified and functional whole.

Acknowledgements. Supported by the Czech Science Foundation (Grant No. 14-09212S “The Farmland Rental Paradox: A new cause of economic land degradation”).

References

- Acharya G., Bennett L.L. (2001): Valuing open space and land-use patterns in urban watersheds. *The Journal of Real Estate Finance and Economics*, 22: 221–237.
- Amelung B., Viner D. (2006): Mediterranean tourism: exploring the future with the tourism climatic index. *Journal of Sustainable Tourism*, 14: 349–366.
- Barnard C.H. (2000): Urbanization affects a large share of farmland. *Rural Conditions and Trends*, 10: 57–63.
- Bender A., Din A., Favarger P., Hoesli M., Laakso J. (1997): An analysis of perceptions concerning the environmental quality of housing in Geneva. *Urban Studies*, 34: 503–513.
- Cho S.H., Poudyal N.C., Roberts R.K. (2008): Spatial analysis of the amenity value of green open space. *Ecological Economics*, 66: 403–416.
- Faux J., Perry G.M. (1999): Estimating irrigation water value using hedonic price analysis: a case study in Malheur County, Oregon. *Land Economics*, 75: 440–452.
- Feenberg D., Mills E.S. (1980): *Measuring the Benefits of Water Pollution Abatement*. Studies in Urban Economics. New York, Academic Press.
- Goetgeluk R., Kauko T., Priemus H. (2005): Can red pay for blue? Methods to estimate the added value of water in residential environments. *Journal of Environmental Management*, 48: 103–120.
- Guiling P., Brorsen B.W., Doye D. (2009): Effect of urban proximity on agricultural land values. *Land Economics*, 85: 252–264.
- Henderson J. (2010): *Impact of Wildlife Recreation on Farmland Values*. Kansas City, Diane Publishing.
- Horna J. (1995): The impact of the cold climate on leisure in Canada. *World Leisure & Recreation*, 37: 10–14.
- Jennings G. (2007): *Water-based Tourism, Sport, Leisure, and Recreation Experiences*. Burlington, Elsevier.
- Kulshreshtha S.N., Gillies J.A. (1993): Economic evaluation of aesthetic amenities: a case study of river view. *Journal of the American Water Resources Association*, 29: 257–266.
- Livanis G., Moss C., Breneman V.E., Nehring R.F. (2006): Urban sprawl and farmland prices. *American Journal of Agriculture Economics*, 88: 915–929.
- McDonald J.F., McMillen D.P. (1998): Land values, land use, and the first Chicago zoning ordinance. *Journal of Real Estate Finance and Economics*, 16: 135–150.
- Mieczkowski Z. (1985): The tourism climatic index: A method of evaluating world climates for tourism. *Canadian Geographic*, 29: 220–233.
- Mittenzwei K., Lien G., Fjellstad W., Øvren E., Dramstad W. (2010): Effects of landscape protection on farm management and farmers' income in Norway. *Journal of Environmental Management*, 91: 861–868.
- Mooney S., Eisgruber L.M. (2001): The influence of riparian protection measures on residential property values: The case of the Oregon plan for salmon and watersheds. *Journal of Real Estate Finance and Economics*, 22: 273–286.
- Muransky P., Nauman P. (1980): *Landscape Typology of the Czech Republic According to Type and Scenic Value – a Set of Maps*. Prague, Terplan. (in Czech)
- Naydenov I. (2009): *Factors Influencing Farmland Prices in Bulgaria*. [M.Sc. Thesis.] Maastricht, Maastricht University.
- Plantinga A.J., Miller D.J. (2001) Agricultural land values and the value of rights to future land development. *Land Economics*, 77: 56–67.
- Perry A.H. (2000): Impacts of Climate Change on Tourism in the Mediterranean: Adaptive Responses. FEEM Nota

doi: 10.17221/11/2016-SWR

- di Lavoro. Available <http://www.feem.it/userfiles/attach/Publication/NDL2000/NDL2000-035.pdf> (accessed Feb 2015).
- Pukkala T., Nuutinen T., Kangas J. (1995): Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. *Landscape Urban Planning*, 32: 185–195.
- R Development Core Team. R (2010): A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing.
- Rush R., Bruggink T.H. (2000): The value of ocean proximity on barrier island houses. *The Appraisal Journal*, 62: 142–150.
- Sklenicka P., Hladik 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*, 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.
- 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.
- Sklenicka P., Molnarova K., 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.
- Stewart P.A., Libby L.W. (1998): Determinants of farmland value: The case of DeKalb County, Illinois. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 20: 80–95.
- Svobodova K., Sklenicka P., Molnarova K., Salek M. (2012): Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. *Ecological Engineering*, 43: 34–44.
- White E.M., Morzillo A.T., Alig R.J. (2009): Past and projected rural land conversion in the US at state, regional, and national levels. *Landscape and Urban Planning*, 89: 37–48.
- Zeithaml J., Pižl 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.

Received for publication January 9, 2016

Accepted after corrections May 16, 2016

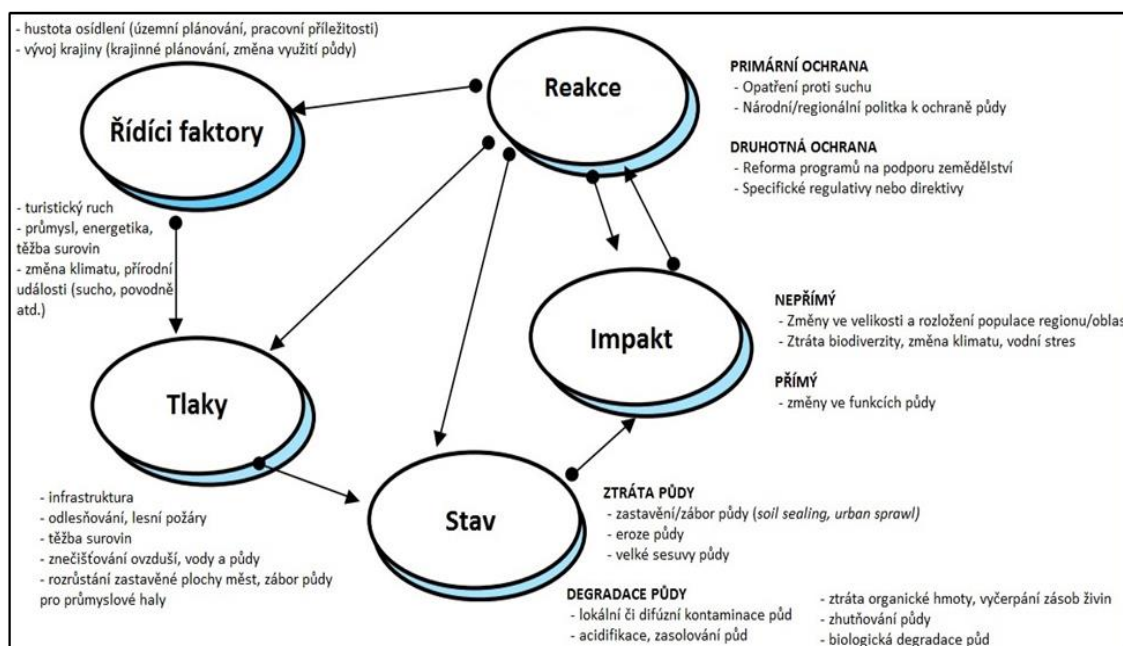
Published online October 31, 2016

4.5 Komentáře k publikacím

V uplynulé dekádě výrazně vzrostl tlak k ochraně životního prostředí, zejména zemědělského půdního fondu a téma ochrany půdy se stalo součástí politické agendy. Prostřednictvím iniciativy Mezinárodního roku půdy v roce 2015 uznala Valná hromada OSN význam půdy jako základ pro rozvoj zemědělství, základní funkce ekosystému a především jako základ pro produkci potravin (UN, 2014). Současně členské státy FAO jednohlasně schválily novou Světovou půdní chartu během 39. konference FAO v rámci níž byla také vypracována první světová zpráva o stavu světových půdních zdrojů analyzující všech osm hlavních hrozeb (FAO, 2015). Nicméně, komplexní ochrana půdy v politice životního prostředí explicitně neexistuje a to jak na úrovni EU (Vrebos *et al.*, 2017; Paleari, 2017), tak v ČR i na úrovni státu.

Slibným krokem ke sjednocení této roztržitého právních předpisů, plánovacích a dotačních nástrojů zajišťujících ochranu půdy byl návrh Půdní tematické strategie. Evropská komise navrhla cestu k tematické strategii ochrany půdy založenou na rozlišení sedmi funkcí půdy a osmi hlavních hrozeb degradace půdy. V rámci sestavování návrhu tematické strategie technická pracovní skupina pro výzkum vymezila přibližně 200 prioritních oblastí výzkumu v kontextu dynamického přístupu DPSIR (viz Obrázek 6). Obrázek 6 zobrazuje obecné schéma tzv. DPSIR přístupu k nastavování politických a plánovacích nástrojů. DPSIR přístup rozlišuje mezi určujícími (řídícími) faktory (*Driving forces, D*), které vytvářejí různé tlaky (*Pressures, P*) a následně vše dostane do nějaké fáze, či stavu (*State, S*), který sám o sobě vytváří odezvy daného systému (*Impact, I*). Tyto odezvy vždy vyžadují reakci, čili odezvu (*Responses, R*) systému (Blum, Büsing a Montanarella, 2004). Jak Blum, Büsing a Montanarella (2004) dále popisují, DPSIR přístup umožňuje nalézt odpovědi na klíčové otázky ve smyslu porozumění komplexu půdního systému:

- **D:** Jaké jsou určující (řídící) faktory způsobující daný problém?
- **P:** Jaké nátlaky na sledovaný systém vytvářejí tyto faktory?
- **S:** Do jakého stavu se dostane systém při daném tlaku prostředí? Jaké jsou mezní hranice?
- **I:** Jaký je dopad na daný systém pokud se dostane do určitého stavu?



Obrazek 6: Organizační nastavení pro vývoj nástrojů a politiky k ochraně půdy (převzato z Blum, Büsing a Montanarella, 2004)

Na základě přístupu DPSIR studie **Sekáče et al. (2017)** v podstatě analyzuje vztah REAKCE – ŘÍDÍCÍ FAKTORY – TLAKY. Kdežto další dvě studie – **Janků et al. (2016)** a **Skleničky et al. (2015)** - analyzují vztah REAKCE – STAV.

„Reakce“ v rámci přístupu DPSIR představuje primární a druhotná ochrana daná legislativou, plánovacími a dotačními nástroji k ochraně půdy. Ochranu půd v ČR zajišťují zejména zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a *ex-ante* nástroje implementované v rámci Společné zemědělské politiky (SZP) v rámci Standardů dobrého zemědělského a environmentálního stavu (DZES).

Většina ustanovení nařízení o Společné zemědělské politice (EP a Rada, 2013b, 2013c, 2013d, 2013e, 2013f) je přímo vázaná na ochranu půdy. Buckwell et al. (2017) ve své studii předkládají důvody pro reformu Společné zemědělské politiky, protože i přes přijatá opatření ke zlepšení ochrany půdy v rámci Společné zemědělské politiky v roce 2015 stále dochází ke značné degradaci půd. (Vopravil et al., 2010; Stolte et al., 2015; Panagos et al., 2015) tyto závěry o značné degradaci půd v ČR potvrzují. Největší podíl degradace způsobuje především vodní eroze (Vopravil et al., 2010, *Situační a výhledová zpráva půda*, 2015) a zakrývání půdy, jak dokazují výsledky studie **Janků et al. (2016)**.

Mezi hlavní příčiny ztráty půdy jejím zakrýváním - zastavováním (*soil sealing*) patří podle *Situační a výhledové zprávy půda* (2015) relativně nízké úřední ceny pozemků. I když podle ÚZEI (2016) prodejní ceny zemědělské půdy i pachtovné za zemědělskou půdu v ČR v roce 2015 vzrostly oproti předchozím letům. Dále se v předložené zprávě uvádí, že ceny půdy v porovnání se státy EU jsou stále na podstatně nižší úrovni. Úřední cena pozemků v zemědělském půdním fondu je dána Zákonem č. 334/1992, který na základě bonitní hodnoty půdy vymezuje třídy ochrany a úřední cenu pro jednotlivé půdní jednotky. Avšak studie **Sekáče et al. (2017)** a výsledky studie provedené Skleničkou et al., (2013) ukazují, že v ČR jsou značné rozdíly mezi úřední a tržní cenou. Obě studie poukazují na fakt, že dalším důvodem ztráty ZPF a převodu na nezemědělskou půdu není pouze nízká úřední cena, ale hraje zde svou roli i blízkost vodních zdrojů a socioekonomický aspekt oblastí. Výsledky obou studií se shodují se zjištěními Marcos-Martinez et al. (2017), kteří dokládají, že dalšími důležitými faktory vedoucími ke ztrátě zemědělské půdy jsou nejen socioekonomické a fyziografické faktory, ale také zde hraje důležitou roli klimatický faktor. Jejich studie, zahrnující analýzu dat v období 1992-2010 z rakouského regionu, prokázala, že fyziografické a klimatické faktory představují nejdůležitější soubor faktorů zemědělského využití půdy.

Znalost faktorů ovlivňující tržní cenu půdy je podle Skleničky et al. (2013) důležitá nejen pro propachtovatele půdy, ale také pro kupce pozemků, developery a dotační a plánovací nástroje. Výsledky studie **Sekáče et al. (2017)** dále dokládají významný vliv krajinných a pozemkových úprav a územního plánování na ceny zemědělských pozemků. Studie **Janků et al. (2016)** dokládá, že tyto dvě formy plánovacích nástrojů hrají nezastupitelnou roli v ochraně zemědělského půdního fondu. Jedná se o nástroje usměrňující rozšiřování městských enkláv a mohou vytvářet podporu pro trh s půdou. Podle Janků et al. (2016) převládá názor, že i pouze změna pozemků v ZPF na stavební pozemky v rámci územního plánu může mnohonásobně zvýšit tržní cenu daných pozemků.

Rapidním rozšiřováním ekonomicky silných urbánních a sub-urbánních enkláv dochází k výrazným změnám ve využití půdy v jejím blízkém okolí na jiné než zemědělské (Liang et al., 2015; Janků et al., 2016; van der Sluis et al., 2016; Marcos-Martinez et al., 2017), což dokládá i studie **Janků et al. (2016)**. V ČR tak dochází ke ztrátám nejúrodnějších půd, jako jsou černozemě nebo luvizemě (Janků et al., 2016).

Dalším neméně významným faktorem ovlivňujícím ochranu půd je vlastnická držba. Podle Petrzelky, Ma a Malin (2013) nebo Eskandera a Barbiera (2017) se obecně očekává, že větší důraz na ochranu půdy kladou propachtovatelé – vlastníci půdy.

Ovšem Petrzelka, Ma a Malin (2013) dodávají, že hospodařící vlastníci mají rozdílný přístup k ochraně půdy než pachtýři. Podle Zprávy o stavu zemědělství v ČR z roku 2015 (ÚZEI, 2016) je podíl propachtované zemědělské půdy v ČR jedním z nejvyšších ze všech zemí EU. Petrzelka, Ma a Malin (2013) ve studii uvádějí, že propachtovatel zcela důvěřuje pachtýři, jaký způsob hospodaření a ochrany aplikuje. V ČR zajištění optimálních podmínek je dáno pachtovní smlouvou na základě půdního průzkumu (Vopravil *et al.*, 2016) a dále dotační politikou v rámci Cross-Compliance a agro-environmentálních opatření.

V EU byl jeden z hlavních mechanismů na podporu udržitelnějšího zemědělství zaveden reformou SZP v roce 2003 prostřednictvím takzvaného mechanismu Cross-Compliance. Podle tohoto nového přístupu byly platby na podporu zemědělců podmíněny dodržováním norem v oblasti životního prostředí, dobrých životních podmínek zvířat a bezpečnosti potravin. To vedlo k definici standardů Dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy (DZES, dříve GAEC), což bylo původně zavedeno nařízením Rady č. 1782/2003 a následně nařízením Rady (ES) č. 73/2009. Minimalizace degradace půdy erozí a zachování půdní organické hmoty byly dvěma požadavky DZES, které byl povinen řešit každý členský stát prostřednictvím národních/regionálních nařízeních. DZES pro období 2014-2020 zahrnuje zachování půdní organické hmoty prostřednictvím vhodných postupů, včetně zákazu pěstování širokořádkových plodin na silně erozně ohrožených plochách (DZES 6), udržování minimálního půdního pokryvu (DZES 4) a minimalizaci hospodaření s půdou, které odráží podmínky specifické pro danou lokalitu (DZES 5) (EP a Rada, 2013c, příloha II).

Studie **Skleničky *et al.* (2015)** hodnotí přístup k ochraně půdy z pohledu pachtýře a propachtovatele zemědělské půdy při současném nastavení standardů DZES. Výsledky sice ukázaly, že současné nastavení standardů DZES je účinné, ale zároveň poukazuje na potřebu rozšíření nových nástrojů k ochraně půdy a zlepšení kontrolního systému. Studie **Skleničky *et al.* (2015)** ukázala, že i když neposkytnutí dotací dává zemědělským subjektům dostatečnou motivaci, stále je zde určité procento, pro které tato pozitivní motivace není dostačující. Tyto subjekty dávají přednost finančně atraktivnějším technologiím zpracování půdy a osevním postupům, kdy zisk převyšuje ztrátu z přímých dotací. Janovská (2016) ve své práci konstatuje, že Společná zemědělská politika EU nebyla úspěšně nastavena pro ochranu půd, i když efekt přímých plateb a agro-environmentálních opatření s greeningem má významný efekt na změny v zemědělské struktuře (Bartolini and Viaggi, 2013).

Podle Paleari (2017) podíl standardů Dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy DZES (GAEC), který je součástí prvního pilíře SZP na období 2014-2020, má potenciál zlepšit ochranu půdy. Toto potvrzují i výsledky studie provedené Borrelli *et al.* (2016). Výsledky jejich studie ukazují pokles o 10,8%, z 8,33 t·ha⁻¹·rok⁻¹ na 7,43 t·ha⁻¹·rok⁻¹ degradace půdy vodní erozí v důsledku přijetí postupů zachování DZES. Dále podle Borrelli *et al.* (2016) aplikace opatření prvního pilíře společné zemědělské politiky na období 2014-2020 vyústila v kladnou bilanci půdní organické hmoty (SOC), kdy přibližně 17% změny půdní organické hmoty bylo způsobeno zamezením ztrát v důsledku eroze půdy.

Sice výsledky studie Borrelli *et al.* (2016) a i výsledky studie **Skleničky *et al.* (2015)** dokazují efektivitu nástrojů DZES, nicméně v ČR je stále více než 50% zemědělské půdy ohroženo erozí (Vopravil *et al.*, 2010; *Situační a výhledová zpráva půda*, 2015). Studie **Skleničky *et al.* (2015)** poukazuje tak i na potřebu doladění nastavení národních podmínek společné zemědělské politiky a také na možnost rozšíření stávajících nástrojů k ochraně půdy a stability krajiny. Rozšíření nástrojů k ochraně půdy a zajištění stability krajiny by řešila národní komplexní tematická strategie k ochraně půdy. Tento fakt potvrzují i výsledky studie **Janků *et al.* (2016)**.

Potřeba reforem společné zemědělské politiky na úrovni EU je řešena v reportu Buckwella *et al.* (2017). Zdůrazňují zde potřebu zahrnutí risk managementu, více integrovaného přístupu k půdě a jejího využívání a kladení většího důrazu na trh a poradenské služby. V reportu konstatují, že Společná zemědělská politika by se měla v budoucnu zaměřovat zejména na výsledky, čili minimalizaci následků klimatických změn, což je podloženo výsledky 5. reportu IPCC (2014).

Buckwell *et al.* (2017) také uvádějí, že v současnosti je až přílišná pozornost věnována neefektivním, ekonomicky náročným a neadekvátním přímým platbám v rámci I. pilíře, které by měly být postupem času redukovány a zdroje převedeny tak, aby poskytovaly cílenou pomoc zemědělským subjektům čelit neočekávaným událostem. A dále podpořit specifické výzvy a zlepšit efektivitu zdrojů a risk managementu. Studie Ribeira *et al.* (2016) předkládá výsledky dokazující, že vhodně zacílené systémy v rámci přímých plateb mohou být i nákladově efektivní. Základem je komplexní nástroj pro určení způsobu využití zemědělské půdy, chovu hospodářských zvířat a pěstebních systémů, které jsou pro danou oblast potenciálně užitečné. Zacílení těchto výběrových plateb by mělo být primárně pro rizikové oblasti. Jejich závěry podporují plánování agroenvironmentální politiky SPZ na základě jednodušších kritérií způsobilosti na úrovni zemědělských podniků.

Povinné nástroje a ekonomické nástroje se zdají být efektivnější než dobrovolné. Nicméně, podle Runhaara (2016) se toto může dít na úkor jejich zákonnosti. Politická podpora a legitimita nástrojů proto jsou důležité předpoklady pro výběr a implementaci méně dobrovolných nástrojů.

5 ZÁVĚREČNÁ DOPORUČENÍ

Výsledky studií této dizertační práce poukazují na fakt, že i když dotace podmíněné nástrojem DZES jsou efektivní, stále je potřeba rozšíření nástrojů k ochraně půdy a zajištění stability krajiny. Rozšíření nástrojů a efektivnější adaptaci protierozních opatření by mohla přinést národní komplexní tematická strategie k ochraně půdy.

Integrace cílů v oblasti životního prostředí do sektorových politik, plánování a praxe je již dlouho obhajována jako slibná strategie pro podporu udržitelného rozvoje ochrany životního prostředí. Integrací se nejen zabraní vzájemným nesouladům mezi environmentálními a odvětvovými cíli, ale může být dosaženo i synergie.

Zdá se však, že možným kritickým bodem je monitorování toho, jak jsou nástroje využívány a čeho dosahují na dobrovolném základě v případě plánovacích nástrojů a environmentálních ukazatelů. Toto se týká následných a prosazování v případě povinných kroků. V ČR v tomto směru chybí obdobná studie, jakou provedli Paleari (2017) nebo Vrebos *et al.* (2017).

Z výsledků studií také vyplývá, že v České republice chybí kvalitní a pravidelně aktualizovaný systém úbytků zemědělské půdy. Instituce zajišťující ochranu zemědělské půdy a podklady pro tvorbu politických a plánovacích nástrojů z tohoto důvodů nemají přesné údaje, které by se daly použít jako základní argument pro zpřísnění ochrany zemědělské půdy. Podle posledních informací se snad v tomto směru dá v roce 2017 očekávat náprava.

Z výsledků práce je patrné, že využití půdy se neustále mění s rostoucím tlakem na nezemědělské využití půdního fondu. Tím tak vyvstávají další otázky, jako např.: **Jaký je trend v současném využití půdy? Jakým způsobem se bude využití půdy do budoucna měnit? Jak mohou být výsledky odborných studií zobecněny pro udržitelné nastavení managementu krajiny či zemědělské politiky a ochrany zemědělské půdy před degradací?** Takovéto a podobné otázky jsou důležité k tomu, abychom dokázali co nejšetrněji, ale přitom co nejefektivněji zacházet s tímto neobnovitelným přírodním zdrojem, a tím i bohatstvím.

Velká část legislativy EU, včetně ČR, je svým způsobem propojena s ochranou půdy, zejména se jedná o legislativu zahrnující životní prostředí, zemědělství, rozvoje regionů, dopravy (Blum, Büsing a Montanarella, 2004). S rozvojem techniky a

digitálního zpracování dat narůstá jako podpůrný nástroj pro tvorbu legislativy čím dál větší potřeba různých monitoringů a evidence (Fernández-Ugalde *et al.*, 2016). Mezi nejvýznamnější dlouhodobé monitoringy na EU úrovni se řadí projekty CORINE Land Cover a dále LUCAS (viz Fernández-Ugalde *et al.*, 2016).

A ačkoliv v současné době jsou k dispozici rozsáhlé znalosti o jednotlivých degradačních hrozbách půdy v rámci celé Evropy, samotná složitost a fungování půdního systému v interakci s lidskou činností, změnami klimatu a následné ovlivnění ekosystémových služeb půdy – toto vše stále ještě není zcela objasněno (Stolte *et al.*, 2015). Stávající příčiny mohou být:

- znalosti o jednotlivých typech degradace půdy jsou roztroušeny v četných vědeckých publikacích ve formě případových studií nebo četných metodik, čímž je omezován jednotný integrovaný přístup k omezení hlavních řídicích faktorů degradace půdy,
- stávající reporty anebo metodiky jsou většinou kvalitativního a popisného charakteru, a neumožňují tak výběr vhodných účinných preventivních anebo zmírňujících opatření,
- dosavadní vědecké poznatky o jednotlivých typech degradace a jejich řídicích faktorech nejsou dostatečně propojeny s opatřeními v návaznosti na hospodaření s půdou, a také nejsou v dostatečné míře realizovány koncovými uživateli.

Na závěr je i třeba konstatovat určitou nejistotu, která obklopuje Společnou zemědělskou politiku, a tím i ochranu půdního fondu do budoucna. Tato nejistota je dnes umocněna zejména odchodem Velké Británie z EU – snížení rozpočtu, resp. příjmů. Rovněž běží diskuse nad samotnou budoucí podobou a rozsahem Společné zemědělské politiky, která čelí obhajobě svého výdajového rámce proti nově definovaným prioritám EU, jako jsou obrana, migrace, bezpečnost a sociální politika. To vše zcela jistě ovlivní veškeré dotační politiky včetně komplexní ochrany půdy v rámci EU. Tato práce přispěje jako podklad pro následná rozhodnutí, která nevyhnutelně vyplynou.

SOUHRN

Předkládaná dizertační práce se zabývá tématem: Ochrana zemědělské půdy ve vztahu k nástrojům dotační a plánovací politiky České republiky. Na správném nastavení dotační a plánovací politiky závisí motivace vlastníků či uživatelů zemědělské půdy k její ochraně. V České republice je primární rovina ochrany zemědělské půdy určena zákonem č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, který ustanovuje základní zásady plošné ochrany zemědělské půdy spojené i se změnou jejího využití. Druhým zásadním nástrojem je zde Společná zemědělská politika (SZP).

Dizertační práce předkládá soubor vědeckých studií prezentujících výsledky výzkumu, který byl proveden výzkumným týmem Fakulty životního prostředí, Katedry biotechnických úprav krajiny pod vedením prof. Ing. Petra Skleničky, CSc. Tento výzkum řeší problémy související s faktory vedoucími k degradaci zemědělské půdy a reakce na ni prostřednictvím politických nástrojů. Vědecké práce, které jsou součástí této dizertace, vznikaly postupně a jsou logicky propojeny.

První studie se zabývá přístupem zemědělských subjektů k ochraně jimi obhospodařované půdy. Základní myšlenkou studie je zhodnocení přístupu k ochraně půdy z pohledu pachtýře (nájemce) a propachtovatele (vlastníka) zemědělské půdy při současném nastavení standardů DZES. Výsledky ukazují, že testovaná protierozní opatření jsou přijímána výrazně častěji propachtovateli než pachtýři. Výsledky studie jednoznačně poukazují, že v případě standardů DZES jsou přístupy obou skupin (pachtýřů a propachtovatelů) k ochraně zemědělské půdy téměř na stejné úrovni.

V pořadí druhá studie uváděná v této práci rozebírá současný stav ztráty zemědělské půdy ve vztahu k využití půdy pro nezemědělské účely rozšiřováním zastavěného území, tzv. *Soil Sealing*. Cílem studie je analýza trendu změny hospodářského využití půdy v České republice a aplikace Zákona č. 334/1992 Sb., který definuje pět tříd ochrany zemědělské půdy. Výsledky této studie ukazují, že zákon o ochraně půdy č. 334/1992 Sb. v České republice není respektován. Bylo prokázáno, že pozemky v 1. a 2. třídě ochrany jsou velmi často využívány pro stavební účely.

Poslední, v pořadí třetí studie identifikuje faktory ovlivňující cenu zemědělské půdy pro převod na jiné využití než zemědělské z pohledu trhu s realitami. Cílem studie je testovat vliv těchto faktorů na prostorovou proměnlivost cen a interpretovat tak možný

vliv těchto faktorů v plánovacím a rozhodovacím řízení orgánů státní správy. Výsledky jasně ukazují, že cena pozemků se výrazně snižuje s rostoucí vzdáleností od vodních ploch. Dalšími významnými faktory je hustota zalidnění nejbližší obce a procentní zastoupení lesů. Na základě výsledků studie se navrhuje vymezit zóny zvýšené atraktivity za účelem navýšení hodnoty zemědělské půdy.

Územní plánování a další formy krajinného plánování by měly být úzce spjaty s plánováním ve vodním hospodářství. Současná praxe poměrně často umožňuje, aby plány pro jednotlivé oblasti představovaly pouze úzké zájmy, které nejsou integrovány do jednotného a funkčního celku. Celkově výsledky všech tří studií ukazují, že i když dotace podmíněné nástrojem DZES jsou efektivní, stále je potřeba rozšíření nástrojů k ochraně půdy a zajištění stability krajiny. Pro rozšíření nástrojů a efektivnější adaptaci protierozních opatření by mohla přispět národní komplexní tematická strategie k ochraně půdy.

SUMMARY

This dissertation is focused on a topic: Protection farmland in the relationship to the land use policy of the Czech Republic. Motivation of farmers to protect land is quite depended on a correct settings of subsidy and planning policy. The first layer of the soil protection is given by the law 334/1992 Coll., which establishes the basic principles of soil protection in relation to changes of land use of agricultural land. The second essential tool is implementation of Common Agricultural Policy (CAP) into Czech law and binding system.

Dissertation is composed of three scientific research papers, which represent results of research team at the Faculty of Environment Sciences, Department of Land Use and Improvement, led by Professor Petr Sklenička. This research has been focused on problems related to the driving factors of agricultural soil degradation and responses to it through the soil policy. Scientific papers that are part of this dissertation has been emerged progressively and logically linked.

The initial study is aimed to evaluate different approach in adoption of degradation control measures between two groups of farmers – land owner and tenant farmers. The basic underlying idea of this research is evaluation of both groups in the light of current setting of standards within Cross-Compliance. The results show that the tested control measures are adopted significantly more often by land owners rather than tenant farmers. Based on results of this paper, it was indicated that if control measeures are implemented within GAEC standards, the observed differencies in approaches towards soil protection between these two groups will be minimized.

The second study is related to the first one by evaluation of current loss agricultural land and following changes in land use pattern. It focuses on underlying driving factors and trends in soil thread by sealing. Study is aimed to analyze this trend of agricultural land loss in terms of the Czech law 334/1992 Coll. where the farmland is defined into five class of land protection. Results of this study show that the farmland protection law 334/1992 Coll. is not respected in the Czech Republic. It is proven by this study that the lands within 1st and 2nd class of protection are very often used for building purposes.

Third, the last study, is very close related to the second study. The goal of this study is evaluation of driving factors of land sale market. It deals with market price of land and

compare the prices of farmland given by the law with following price given by market. Results mainly show that the price of land decrease significantly with the increasing distance from the edge of water bodies. The other significant factors is population size of the nearest municipality and percentage representation of forest. Based on study results, it is suggested to delineate zones of heightened attractiveness in order to increase farmland value.

Land use plans, master plans, and other forms of landscape planning should be closely linked with water resource plans. The current practice, however, quite frequently allows the plans for individual activity areas to present narrow interests that are not integrated with other issues into a unified and functional whole. In overall, results of all three studies show the fact that even if the subsidies within GAEC are effective tool in soil degradation control, it is necessary to bring new tools to ensure soil protection. To fully ensure this, it could bring a proposal of complex national strategy for soil protection.

POUŽITÁ LITERATURA

Artmann, M. (2016) 'Urban gray vs. urban green vs. soil protection — Development of a systemic solution to soil sealing management on the example of Germany', *Environmental Impact Assessment Review*, 59(1), pp. 27–42. doi: 10.1016/j.eiar.2016.03.004.

Bandlerová, A., Bielek, P., Schwarcz, P. and Pašová, L. (2016) *EU Land Policy 'The Pathway Towards Sustainable Europe'*. 1st edn. Nitra: Slovak University of Agriculture in Nitra.

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

Blanco-Canqui, H. and Lal, R. (2008) *Principles of Soil Conservation and Management*. 1st edn. Dordrecht: Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-1-4020-8709-7.

Blum, W. E. H., Büsing, J. and Montanarella, L. (2004) 'Research needs in support of the European thematic strategy for soil protection', *Trends in Analytical Chemistry*, 23(10), pp. 680–685. doi: 10.1016/j.trac.2004.07.007.

Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K. and Wilke, B.-M. (2016) *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*. 1st edn, *Soil Horizons*. 1st edn. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-30942-7.

Borrelli, P., Paustian, K., Panagos, P., Jones, A., Schütt, B. and Lugato, E. (2016) 'Effect of Good Agricultural and Environmental Conditions on erosion and soil organic carbon balance: A national case study', *Land Use Policy*, 50, pp. 408–421. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.09.033.

Buckwell, A., Matthews, A., Baldock, D. and Mathijs, E. (2017) *CAP - Thinking Out of the Box. Further modernisation of the CAP – why, what and how?* Brussels. Available at:

http://www.risefoundation.eu/images/files/2017/2017_RISE_CAP_Full_Report.pdf
(Accessed: 4 April 2017).

Daniel, F.J. Variations in rural development: A comparative analysis of the application of the rural development regulation framework in France and The Netherlands. *NJAS Wageningen J. Life Sci.* 2008, 56, 7–19. [CrossRef]

EP a Rada, 2013a. Decision No 1386/2013/EU of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 'Living Well, Within the Limits of our Planet'. OJ L 354/171, Brussels, p. 171–200.

EP a Rada, 2013b. Regulation (EU) No 1305/2013 of 17 December 2013 on Support for Rural Development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and repealing Council Regulation (EC) No 1698/2005. OJ L 347/487, Brussels, p. 487–548.

EP a Rada, 2013c. Regulation (EU) No 1306/2013 of 17 December 2013 on the Financing, Management and Monitoring of the Common Agricultural Policy and repealing Council Regulations (EEC) No 352/78, (EC) No 165/94, (EC) No 2799/98, (EC) No 814/2000, (EC) No 1290/2005 and (EC) No 485/2008. OJ L 347/549, Brussels, p. 549–607.

EP a Rada, 2013d. Regulation (EU) No 1307/2013 of 17 December 2013 Establishing Rules for Direct Payments to Farmers Under Support Schemes Within the Framework of the Common Agricultural Policy and repealing Council Regulation (EC) No 637/2008 and Council Regulation (EC) No 73/2009. OJ L 347/608, Brussels, p. 608–670.

EP a Rada, 2013e. Regulation (EU) No 1308/2013 of 17 December 2013 Establishing a Common Organisation of the Markets in Agricultural Products and repealing Council Regulations (EEC) No 922/72, (EEC) No 234/79, (EC) No 1037/2001 and (EC) No 1234/2007. OJ L 347/671, Brussels, p. 671–854.

EP a Rada, 2013f. Regulation (EU) No 1310/2013 of 17 December 2013 Laying Down Certain Transitional Provisions on Support for Rural Development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD), amending Regulation (EU) No 1305/2013 as Regards Resources and their Distribution in Respect of the Year 2014 and amending Council Regulation (EC) No 73/2009 and Regulations (EU) No 1307/2013, (EU) No 1306/2013 and (EU) No 1308/as Regards Their Application in the Year 2014. OJ L 347/865, Brussels, p. 865–883

Eskander, S. M. S. U. and Barbier, E. B. (2017) 'Tenure Security, Human Capital and Soil Conservation in an Overlapping Generation Rural Economy', *Ecological Economics*, 135, pp. 176–185. doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.01.015.

Estoque, R. C. and Murayama, Y. (2015) 'Intensity and spatial pattern of urban land changes in the megacities of Southeast Asia', *Land Use Policy*, 48, pp. 213–222. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.05.017.

European Commission (2008) *The Lisbon Treaty*, Official Journal of the European Union. European Union. Available at: <http://www.lisbon-treaty.org/wcm/> (Accessed: 5 April 2017).

European Commission (EC). Withdrawal of Obsolete Commission Proposals 2014/c 153/03. 2014. Available online: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv%3AOJ.C_.2014.153.01.0003.01.ENG (accessed on 1 March 2017)

European Commission (EC), 2015. 1st Meeting of the EU Expert Group on Soil Protection (19/10/2015)- Draft Outcomes of the Discussion. ENV/B1/JD, Brussels. (36 pp)

European Commission (2016) *Financing the Common Agricultural Policy | Agriculture and rural development*. Available at: https://ec.europa.eu/agriculture/cap-funding_en (Accessed: 5 April 2017).

European Commission (EC). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and Committee of the Regions "Towards a Thematic Strategy for Soil Protection" (com(2002)179). 2002. Available online: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=URISERV:l28122> (accessed on 1 March 2017)

European Commission (EC). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for the Protection of Soil and Amending Directive 2004/35/ec (com(2006)232). 2006. Available online: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52006PC0232> (accessed on 7 March 2017).

FAO; ITPS. *Status of the World's Soil Resources (swsr)—Main Report*; Food and Agriculture Organization of the United Nations; Intergovernmental Technical Panel on Soils: Rome, Italy, 2015

Fernández-Ugalde, O., Jones, A., Tóth, G., Orgiazzi, A., Panagos, P. and Eiselt, B. (2016) LUCAS Soil Component: proposal for analysing new physical , chemical and biological soil parameters. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. doi: 10.2788/884940.

Gugushvili, A. (2016) “Money can’t buy me land”: Foreign land ownership regime and public opinion in a transition society’, *Land Use Policy*, 55, pp. 142–153. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.03.032.

Hatfield, J. L. and Sauer, T. J. (2011) ‘Emerging Challenges in Soil Management’, *USDA-ARS / UNL Faculty*, 1375(25), p. 393. doi: 10.2136/2011.soilmanagement.c25.

Hurni, H., Giger, M., Liniger, H., Mekdaschi Studer, R., Messerli, P., Portner, B., Schwilch, G., Wolfgramm, B. and Breu, T. (2015) ‘Soils, agriculture and food security: the interplay between ecosystem functioning and demographics human well-being’, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15, pp. 25–34. doi: 10.1016/j.cosust.2015.07.009.

IPCC (2000) *Land Use, Land-Use Change, and Forestry, Forestry*. doi: 10.2277/0521800838.

IPCC (2014) ‘Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change’. IPCC, Geneva, Switzerland, : [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)], p. 151. Available at: https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf (Accessed: 3 June 2017).

Janků, J., Jakšík, O., Kozák, J. and Marhoul, A. M. (2016) ‘Estimation of land loss in the Czech Republic in the near future’, *Soil and Water Research*, 11(No. 3), pp. 155–162. doi: 10.17221/40/2016-SWR.

Janovská, V. (2016) *Příčiny a důsledky fragmentace zemědělské půdy*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

Jones, A., Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervás, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, A., Marmo, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.-E., Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liedekerke, M., Verheijen, F., Viestova, E. and Yigini, Y. (2012) *The state of soil in Europe*, JRC reference report. Joint Edited by A. Jones. Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi: 10.2788/77361.

- Liang, C., Penghui, J., Wei, C., Manchun, L., Liyan, W., Yuan, G., Yuzhe, P., Nan, X., Yuewei, D. and Qiuhao, H.** (2015) 'Farmland protection policies and rapid urbanization in China: A case study for Changzhou City', *Land Use Policy*, 48, pp. 552–566. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.06.014.
- Liu, G., Wang, H., Cheng, Y., Zheng, B. and Lu, Z.** (2016) 'The impact of rural out-migration on arable land use intensity: Evidence from mountain areas in Guangdong, China', *Land Use Policy*, 59, pp. 569–579. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.10.005.
- Marcos-Martinez, R., Bryan, B. A., Connor, J. D. and King, D.** (2017) 'Agricultural land-use dynamics: Assessing the relative importance of socioeconomic and biophysical drivers for more targeted policy', *Land Use Policy*, 63, pp. 53–66. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.01.011.
- Massot, A.** (2016) The Common Agricultural Policy (CAP) and the Treaty | EU fact sheets | European Parliament. Available at: http://www.europarl.europa.eu/atyourservice/en/displayFtu.html?ftuld=FTU_5.2.1.html (Accessed: 5 April 2017).
- Milenov, P., Vassilev, V., Vassileva, A., Radkov, R., Samoungi, V., Dimitrov, Z. and Vichev, N.** (2014) 'Monitoring of the risk of farmland abandonment as an efficient tool to assess the environmental and socio-economic impact of the Common Agriculture Policy', *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 32, pp. 218–227. doi: 10.1016/j.jag.2014.03.013.
- Morgan, R. P. C.** (2005) *Soil Erosion and Conservation*. 3rd edn. Oxford: Blackwell Science Ltd. doi: 10.1007/978-1-4051-1781-4.
- MZe** (2014) Společná zemědělská politika po reformě – I. a II. pilíř (Ministerstvo zemědělství, eAGRI). Available at: <http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/zahranicni-vztahy/cr-a-evropska-unie/spolecna-zemedelska-politika/spolecna-zemedelska-politika-po-reforme.html> (Accessed: 5 April 2017).
- Němec, J.** (2004) *Pozemkové právo a trh půdy v České republice*. 1. vydání. Praha: Výzkumný ústav zemědělské ekonomiky.
- Paleari, S.** (2017) 'Is the European Union protecting soil? A critical analysis of Community environmental policy and law', *Land Use Policy*, 64, pp. 163–173. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.02.007.

- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L. and Alewell, C.** (2015) 'The new assessment of soil loss by water erosion in Europe', *Environmental Science & Policy*, 54, pp. 438–447. doi: 10.1016/j.envsci.2015.08.012.
- Petrzelka, P., Ma, Z. and Malin, S.** (2013) 'The elephant in the room: Absentee landowner issues in conservation and land management', *Land Use Policy*, 30(1), pp. 157–166. doi: 10.1016/j.landusepol.2012.03.015.
- Prokop, G., Jobstmann, H. and Schönbauer, A.** (2011) 'Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects'. Brussels: European Commission, p. 231. doi: 10.2779/15146.
- Rada EU** (2007) Press Release –2842nd Council Meeting –Environment, Brussels 20 December 2007, 16183/07. Presse 286. (33 pp)
- Ribeiro, P. F., Santos, J. L., Santana, J., Reino, L., Beja, P. and Moreira, F.** (2016) 'An applied farming systems approach to infer conservation-relevant agricultural practices for agri-environment policy design', *Land Use Policy*, 58, pp. 165–172. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.07.018.
- Ringler, C. and Lawford, R.** (2013) 'The nexus across water, energy, land and food (WELF): potential for improved resource use efficiency?', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), pp. 617–624. doi: 10.1016/j.cosust.2013.11.002.
- Rodrigues, S., Pereira, M., Da Silva Ferreira, E., Hursthouse, A. and Duarte, A.** (2009) 'A review of regulatory decisions for environmental protection: Part I — Challenges in the implementation of national soil policies', *Environment International*, 35(1), pp. 202–213. doi: 10.1016/j.envint.2008.08.007.
- Runhaar, H.** (2016) 'Tools for integrating environmental objectives into policy and practice: What works where?', *Environmental Impact Assessment Review*, 59, pp. 1–9. doi: 10.1016/j.eiar.2016.03.003.
- Situační a výhledová zpráva půda** (2015). Praha. Available at: http://eagri.cz/public/web/file/442693/SVZ_Puda_2015.pdf (Accessed: 2 June 2017).
- Sklenicka, P., Molnarova, K., Pixova, K. C. and Salek, M. E.** (2013) 'Factors affecting farmland prices in the Czech Republic', *Land Use Policy*. Elsevier Ltd, 30(1), pp. 130–136. doi: 10.1016/j.landusepol.2012.03.005.

Sklenicka, P. (2016). Classification of farmland ownership fragmentation as a cause of land degradation: A review on typology, consequences, and remedies. *Land Use Policy*, 57. doi: 694-701. 10.1016/j.landusepol.2016.06.032

Stolte, J., Kværnø, S., Keizer, J., Panagos, P. and Hessel, R. (2015) Soil threats in Europe. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. doi: 10.2788/828742.

Tóth, G., Montanarella, L., Rusco, E. and Al., E. (2008) Threats to Soil Quality in Europe. Edited by G. Tóth, L. Montanarella, and E. Rusco. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. doi: 10.2788/8647.

UN (United Nations). 68/232 World Soil Day and International Year of Soils; United Nations General Assembly, Ed.; UNGAOR: Washington, DC, USA, 2014.

ÚZEI (2016) Zpráva o stavu zemědělství v ČR v roce 2015. Praha.

van der Sluis, T., Pedrolí, B., Kristensen, S. B. P., Lavinia Cosor, G. and Pavlis, E. (2016) 'Changing land use intensity in Europe – Recent processes in selected case studies', *Land Use Policy*, 57, pp. 777–785. doi: 10.1016/j.landusepol.2014.12.005.

Vidal Legaz, B., Maia De Souza, D., Teixeira, R. F. M., Antón, A., Putman, B. and Sala, S. (2017) 'Soil quality, properties, and functions in life cycle assessment: an evaluation of models', *Journal of Cleaner Production*, 140, Part, pp. 502–515. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.05.077.

Vopravil, J., Khel, T., Hladík, J., Herian, J. and Havelková, L. (2016) Metodika půdního průzkumu zemědělských pozemků určená pro pachtovní smlouvy. 2. vydání. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

Vopravil, J., Khel, T., Vrabcová, T., Novák, P., Novotný, I., Hladík, J., Vašků, Z., Jacko, K., Jaroslav, R., Janeček, M., Vácha, R., Pivcová, J., Kvítek, T., Novák, P., Fučík, P., Čermák, P., Janků, J., Papaj, V., Pírková, I. and Banýrová, J. (2010) Půda a její hodnocení v ČR, Díl I. 2. vydání. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

Vreboš, D., Bampa, F., Creamer, R., Gardi, C., Ghaley, B., Jones, A., Rutgers, M., Sandén, T., Staes, J. and Meire, P. (2017) 'The Impact of Policy Instruments on Soil Multifunctionality in the European Union', *Sustainability*, 9(3), p. 407. doi: 10.3390/su9030407.

Wang, X., Zhao, X., Zhang, Z., Yi, L., Zuo, L., Wen, Q., Liu, F., Xu, J., Hu, S. and Liu, B. (2016) 'Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010', *CATENA*, 137, pp. 256–268. doi: 10.1016/j.catena.2015.10.004.

SEZNAM ZKRATEK

Zkratka česky	Název česky	Název anglicky
7th EAP	7. Akčního programu pro životní prostředí	7th Environment Action Programme
AEKO	Agroenvironmentálně-klimatická opatření	Agro-environment Measures
DEM	Digitální výškový model	Digital Elevation Model
DZES (GAEC)	Dobrá zemědělská a environmentální stav půdy	Good Agricultural and Environmental Conditions
EAFRD	Evropský zemědělský fond pro rozvoj venkova	European Agricultural Fund for Rural Development
EAGF	Evropský záruční fond	European Agricultural Guarantee Fund
EK (EC)	Evropská komise	European Commission
EP	Evropský parlament	European Parliament
EU	Evropská Unie	European Union
FAO	Organizace pro výživu a zemědělství	Food and Agriculture Organization
IACS	Integrovaný administrativní a kontrolní systém	Integrated Administration and Control System
LFA	Méně příznivé oblasti	Less Favoured Areas

Zkratka česky	Název česky	Název anglicky
LPIS	Registr půd	Land Parcel Identification System
LU	Hospodářské využití půdy	Land Use
Mze	Ministerstvo zemědělství ČR	Ministry of Agriculture
MŽP	Ministerstvo životního prostředí ČR	Ministry of Environmental
PPH (SMR)	Povinné požadavky na hospodaření	Statutory Management Requirements
PRV	Program rozvoje venkova	Programm for Rural Development
SAPS	Jednotné platby na farmu	Single Area Payment
SFD	Půdní tématická strategie	Soil Framework Directive
SOC	Půdní organická hmota	Soil Organic Carbon
SPS	Schéma jednotných plateb	Single Payment Scheme
SZP (CAP)	Společná zemědělská politika	Common Agricultural Policy
UN	Spojené národy	United Nation
ÚZEI	Ústav zemědělské ekonomiky a informací	Institute of Agricultural Economics and Information
ZPF	Zemědělský půdní fond	Agricultural Land Resources

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Publikační přehled

Příloha 2: Odborný životopis

Příloha 1



Česká zemědělská univerzita v Praze
**Fakulta životního
prostředí**

Publikační činnost

Doktorand: **Ing. Pavel Sekáč**

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

Obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Katedra: Biotechnických úprav krajiny

Praha, 2017

VĚDECKÉ ČLÁNKY

Sklenicka, P., Janeckova Molnarova, 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.

Janků J., **Sekáč P.**, Baráková J., Kozák J. (2016), `Land use analysis in terms of farmland protection in the Czech Republic, Soil & Water Res., 11 (2016): 20-28. doi: 10.17221/163/2015-SWR

Sekáč P., Šálek M., Wranová A., Kumble P., Sklenička P. (2017), `Effect of water features proximity on farmland prices in the case of a landlocked country: the consequences for planning`, Soil & Water Res., 12 (2017): 18–28. doi: 17221/11/2016-SWR

OSTATNÍ PUBLIKAČNÍ ČINNOST

Hlaváček M., Doucha T., Fialka J., Bečvářová V., Čechura L., Eck V., **Sekáč P.**, Beneš Špalková J., Jílek P., Kreutzer T., (2012), Strategie pro růst – české zemědělství a potravinářství v rámci společné zemědělské politiky EU po roce 2013, Praha: Mze

Batysta M., Doubravová J., Haluzová J., Jacko K., Janeček B., Kapička J., Kulířová P., Nedvěďová V., Novotný I., Podhrázká J., **Sekáč P.**, Sklenička P., Trombík P., Válová M., Vopravil J. (2014) `Pozemkové úpravy, 5. doplněné vydání`, Praha: Státní pozemkový úřad, ISBN 978-80-7434-086-4

Sekáč, P., (2005) ;Finanční prostředky EU na rozvoj zemědělství a venkova v ČR, Příspěvek ve sborníku referátů Podnikatelské příležitosti, Mondon, spo. s.r.o., Slušovice, ISBN 80-903108-7-7.

Příloha 2



Česká zemědělská univerzita v Praze
**Fakulta životního
prostředí**

Odborný životopis

Doktorand: **Ing. Pavel Sekáč**

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

Obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Katedra: Biotechnických úprav krajiny

Praha, 2017

Jméno, tituly: Pavel Sekáč, Ing.

Adresa bydliště: Františka Borovičky 732, 294 71 Benátky nad Jizerou

Telefon: + 420 777 555 871

Email: sekac@fzp.czu.cz; pavel.sekac@gmail.com

Datum narození: 20. října 1976

Místo narození: Dvůr Králové nad Labem

DOSAŽENÉ VZDĚLÁNÍ

současnost – říjen/2012

ČZU Praha, Fakulta životního prostředí, Katedra biotechnických úprav krajiny, postgraduální studium, obor: Aplikovaná a krajinná ekologie, Téma: Ochrana zemědělské půdy ve vztahu k nástrojům dotační a plánovací politiky České republiky

červen/2000 - říjen/1998

ČZU Praha, Institut tropického a subtropického zemědělství, studium zakončeno Státní závěrečnou zkouškou – titul Ing.
Téma diplomové práce: Sladovnický ječmen a slad (produkce a obchod ve světě a v ČR v 90. letech)

červen/1998 – říjen/1995

ČZU Praha, Institut tropického a subtropického zemědělství, studium zakončeno Státní závěrečnou zkouškou – titul Bc.
Téma bakalářské práce: Hospodářství Íránu a Saudské Arabie

červen/1995 - září/1991

Gymnázium ve Dvoře Králové nad Labem, zakončeno maturitní zkouškou

VZDĚLÁVACÍ KURZY ZAKONČENÉ CERTIFIKÁTEM A OSVĚDČENÍM

- Osvědčení o absolvování kurzu EU, květen/ 2001
- Finance a ekonomický management, listopad 2001
- Osvědčení o absolvování kurzu ADEPT „Jak pracovat v Bruselu“, Holandsko, Clingendael Institute
- Certifikát projektového řízení – PRINCE 2 - Foundation

PRACOVNÍ ZKUŠENOSTI

současnost - červen/ 2016

MZe, náměstek sekce pro fondy EU, vědu, výzkum a vzdělávání

květen/ 2016 – květen/ 2015

MZe, náměstek sekce pro společnou zemědělskou a rybářskou politiku EU

duben/ 2015 – květen/ 2012

Mze, vrchní ředitel sekce přímých plateb a rozvoje venkova

duben/ 2012 – únor/ 2007

MZe, vrchní ředitel sekce strukturální

leden/ 2007 – květen/ 2006

MZe, ředitel odboru Řídící orgán EAFRD

duben/ 2006 – duben/ 2004

MZe, ředitel odboru Řídící orgán OP Zemědělství

duben /2004 – březen/ 2003

Mze, ředitel odboru Řídící orgán OP

březen/ 2003 – leden/ 2002

Mze, Agentura SAPARD, vedoucí oddělení vnějších vztahů

Prosinec/ 2001 – červenec/ 2000

MZe, Agentura SAPARD, Koordinátor regionálních pracovišť

Červenec/ 2000 – září/ 1998

The Caledonian School, Praha 5, administrativní pracovník

Říjen/ 1999 – srpen/ 1999

Manor Farm Packers, Anglie, Sezónní pracovník

Červenec – srpen, 1995 a 1996

ZZN Česká Skalice, laboratorní pracovník

KONFERENCE A SEMINÁŘE – AKTIVNÍ ÚČAST

- **11. 7. 2014 „Voda v krajině“ tematický workshop**, Kongresové centrum Floret Průhonice, Praha, příspěvek: Voda v krajině – možnosti financování
- **16. 7. 2015 „Udržitelný rozvoj krajiny s využitím nástrojů pozemkových úprav a agroekologických systému“**, konference s mezinárodní účastí, Staré Splavy – Máchovo jezero, příspěvek: Pozemkové úpravy v rámci PRV – současnost a budoucnost
- **28. 8. 2015 „Seminář Spolku pro obnovu venkova k rozvoji venkova“**, Země živitelka, České Budějovice, příspěvek: Pozemkové úpravy – nástroj rozvoje venkova
- **14. 10. 2015 „XVIII. Konference PÚ – Propojení funkcí v krajině v rámci pozemkových úprav“**, Mikulov, příspěvek: Pozemkové úpravy v rámci PRV – současnost a budoucnost
- **20. 10. 2015 „První seminář Agrolesnictví v ČR – Potenciál a perspektivy udržitelného pěstování dřevin na zemědělské půdě“**, Praha: ČZU, příspěvek: PRV a možnost financování agrolesnických systémů
- **23. 10. 2015 „Konference Výměna know-how a zkušenosti mezi ml. lidmi na venkově“**, Brno, příspěvek: Program rozvoj venkova ČR na období 2014-2020
- **2. 11. 2015 „Konference ČMSZP - České zemědělství v horských a podhorských oblastech“**, Skalský Dvůr, příspěvek: Společná zemědělská politika ve vztahu k LFA
- **4. 2. 2016 „Debata – Konkurenceschopnost českého zemědělství v rámci EU“**, Praha, PSP ČR, příspěvek: Diskuze na téma, jakým způsobem ovlivňuje nerovnováha mezi živočišnou a rostlinnou výrobou stav našeho zemědělství, kvalitu půdy a naše životní prostředí
- **19. 5. 2016 „Seminář AV ČR – Krajina jako zdroj ekosystémových služeb“**, Praha, Akademie věd ČR, příspěvek: SZP k udržitelnému hospodaření a krajinetvorbě
- **2. 6. 2016 „8. ročník odborné konference Křížovatky architektury“**, Praha, příspěvek: Příspěvek SZP k udržitelnému hospodaření a krajinetvorbě
- **5. 10. 2016 „XIX. celostátní konference pozemkových úprav“**, Plzeň, příspěvek: Podmínky opatření Pozemkové úpravy v rámci PRV

SOUČASNÁ ČLENSTVÍ V ODBORNÝCH PRACOVNÍCH SKUPINÁCH A RADÁCH

- Člen vědecké rady Ústavu zemědělské ekonomiky a informací (řešení odborné činnosti ústavu),
- Člen meziresortní skupiny VODA – SUCHO (řešení koncepčních a strategických dokumentů pro vyrovnání se s dopady klimatických změn zejména v oblasti hospodaření s vodou v krajině)
- Člen „Pracovní skupiny VODA“ (zpracování koncepce efektivního zadržování vody v krajině)

- Člen meziresortní koordinační skupiny pro implementaci Evropské úmluvy o krajině (koordinace aktivit souvisejících se zavedením právních předpisů souvisejících s Evropskou úmluvou o krajině)
- Člen pracovní skupiny „Želivka“ (řešení dopadů zemědělského hospodaření na kvalitu pitné vody v oblasti vodní nádrže Želivka)
- Člen centrální komise v soutěži „Společné zařízení roku“ (soutěž o nejlepší realizovaná společná zařízení roku v rámci pozemkových úprav)
- Člen Rady pro spolupráci s praxí Fakulty životního prostředí ČZU

JAZYKOVÉ ZNALOSTI

- anglický jazyk – pokročilá úroveň
- francouzský jazyk – základní úroveň

JAZYKOVÉ CERTIFIKÁTY

- Anglický jazyk – Certificate in English, od TELC, vydán 3.1. 2005 Frankfurt/Main

POČÍTAČOVÉ DOVEDNOSTI

- Certifikát ECDL