

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Katedra aplikované ekologie



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta životního
prostředí**

**Aspekty důsledků krajinné změny
pro ochranu krajiny a přírody**

*Landscape change implications' aspects
for landscape and nature protection*

DIZERTAČNÍ PRÁCE

Johana Vardarman

Praha 2018

Školitel:

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Obor:

Aplikovaná a krajinná ekologie

Prohlašuji, že jsem tuto dizertační práci na téma “Aspekty důsledků krajinné změny pro ochranu krajiny a přírody” vypracovala samostatně s použitím zdrojů, které cituji v seznamu literatury.

ABSTRAKT

Předkládaná dizertační práce je zaměřena na propojení poznatků krajinné ekologie, zejména na význam změn krajinné struktury a dopady změn krajiny na celkovou biodiverzitu. Zahrnuté případové studie se věnují zhodnocení změn diverzity na krajinné úrovni, trajektoriemi změn dřevinných porostů v krajinně zasažené/nezasažené těžbou uhlí a detailní dynamikou mimolesní dřevinné vegetace v zemědělských krajinách. Další případová studie hodnotí ohroženost chráněných území nepůvodními invazními druhy rostlin. Výsledky potvrzují tendenci poklesu antropogenního tlaku na využívání půdy vzrůstající s nadmořskou výškou. Trajektorie změn se ale mezi studovanými zemědělskými krajinami liší, nelze konstatovat jednotný trend. V nižších polohách diverzita krajiny vzrostla, v podhorských mírně poklesla. Ani 25 let po politické změně v České republice se stav krajinné struktury nevzpamatoval z centrálního nakládání s půdou, namísto toho se vyvíjí jiným, více exploatačním směrem. Studie zaměřená na dynamiku dřevinné vegetace na Sokolovsku, zaměřená spíše metodicky, je důkazem, že geografické informační systémy mohou být nástrojem pro odhalení prostorového detailu a komplexnosti na první pohled jednoznačného vývoje výskytu a rozsahu lesních, nelesních a rekultivačních dřevinných porostů v krajinně zasažené a nezasažené těžbou hnědého uhlí. Z hlediska vývoje mimolesní dřevinné vegetace byl konstatován mezi lety 1954 a 2014 celkový nárůst podílu této kategorie krajinného pokryvu, zejména vlivem sekundární sukcese. Dynamika mimolesní dřevinné vegetace má komplexní charakter, míra perzistence se mezi zájmovými územími různila. Analýza vztahu mezi přírodními podmínkami a časoprostorovou perzistencí plošek mimolesní dřevinné vegetace odhalila, že nejvíce je přítomnost ovlivněna pedologickými poměry. Nelze potvrdit rozvoj mimolesní dřevinné vegetace na neúrodných půdách. Změna tvarové komplexity a konektivity plošek koresponduje s mírou jejich fragmentace. Případová studie zaměřená na distribuci neofytů *Solidago* spp., *Fallopia* spp., *Impatiens glandulifera* a *Heracleum mantegazzianum* v krajinně navazující na vybrané evropsky významné lokality konstatuje skrze vymezené monitorovací zóny nízkou míru invadovanosti jádrových území. Práce dokládá regionální specifičnost problematiky

biologických invazí a význam zejména vodních toků a ostatních liniových krajinných prvků jako vektorů šíření. Vliv invadovanosti okolní krajiny na chráněná území je variabilní a podporuje šíření pouze některých neofytů. Se studií vyplývá, že faktor vzdálenosti od vodního toku a komunikací mají významnou roli pro distribuci biodiverzity a jejích změn v krajinném měřítku.

Klíčová slova:

krajinná struktura, dynamika, biodiverzita, land use / land cover, mimolesní vegetace, invazní nepůvodní rostliny

ABSTRACT

The proposed PhD thesis is focused on interconnection of landscape ecology knowledge, especially on landscape pattern changes and consequences of landscape change on overall biodiversity. Included case studies follow change of diversity at the landscape level, pathways of woodlands' change in mining/non-mining landscapes and detailed dynamics of non-forest woody vegetation in agricultural landscapes. Another case study assess how protected areas are in risk of invasion by non-native alien plant species. Results correspond with an overall decrease in anthropogenic pressure on land use to be on rise with increasing elevation. The studied landscapes differ in land cover change pathways, it is not possible to conclude some trend. In lower elevation landscape diversity increased, in upper regions decreased. Landscape did not overcome from central land manipulation even after 25 years after political changes in the Czech Republic, instead another more exploitive direction was adopted. The study focused on woody vegetation dynamic in the Sokolovsko region, focused more on methodological aspect of spatio-temporal analysis, has proven that geographical information systems can be applicable to reveal spatially detailed and complex character of firstly apparent development of forest, non-forest and reclamation woody vegetation occurrence and extent in landscapes affected and unaffected by brown coal mining. Regarding non-forest woody vegetation dynamics, an overall increase in share of this land cover category between 1954 and 2014 was observed, caused above all by secondary succession processes. The dynamics of non-forest woody vegetation is of a complex character, the level of spatial-temporal persistence differed among study areas. The analysis of environmental conditions' effect on non-forest woody vegetation patches' spatio-temporal persistence revealed, that the most significant were pedological conditions. The affinity of non-forest woody vegetation on less fertile soils was not proven. The shape complexity and connectivity of patches correspond with their level of fragmentation. The case study, focused on spatial distribution of neophytes *Solidago* spp., *Fallopia* spp., *Impatiens glandulifera* and *Heracleum mantegazzianum* in the landscape

surrounding selected sites of community importance, observed a low level of invasion in protected areas through delimited monitoring zones. The thesis support regional specificity of biological invasion issue and importance especially of watercourses and other corridor landscape elements acting as spreading vectors. Effect of invasion level in surroundings of protected area varies and support spreading of just of some neophytes. From the case studies emerge, that watercourse and road distance play a significant role in biodiversity distribution and its changes at landscape level.

Key words:

landscape pattern, dynamics, biodiversity, land use / land cover, non-forest woody vegetation, invasive alien plant species

„S krajinami je to jako s lidmi, nikdy je úplně nepoznáme. Každý člověk a každá krajina mohou za určitých okolností projít všemi fázemi, od té nejubožejší ošklivosti až po tu nejvznešenější krásu.“

Christian Morgenstern

Poděkování

Ráda bych poděkovala mé školitelce doc. Ing. Kateřině Berchové za její neutuchající dobrou náladu a podporu v průběhu mého studia. Také doc. Ing. Janu Skalošovi patří dík za jeho nasměrování v počátcích mého studia. Dále bych poděkovala všem, kteří mi byli nápomocni při získávání podkladů pro tuto práci. Významný dík patří mé rodině za podporu během celého mého studia a mým kolegům a přátelům, kteří vytvořili příjemnou atmosféru během mého studia.

SEZNAM ZKRATEK

A	rozloha plošky	LC	land cover
AI	aggregation index	LFA	less favourable area
ANOVA	analýza rozptylu	LPI	largest patch index
AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky	LU	land use
ASP	aspect (sklon)	LUCC	land use/cover change
AV ČR	Akademie věd České republiky	MANOVA	vícerozměrná analýza variance
BISE	Biodiversity Information System for Europe	MDV	mimolesní dřevinná vegetace
CBD	Convention on Biodiversity	MCHÚ	maloplošné chráněné území
CCA	korespondenční kanonická analýza	MNND	mean nearest neighbour distance
CENIA	Česká informační agentura životního prostředí	MPI	mean proximity index
CLC	Corine Land Cover	MPS	mean patch size
CONNECT	index konektance	MSI	mean shape index
CONTAG	contagion index	MZe	Ministerstvo zemědělství
CORE	rozloha jádrového území	OP	ochranné pásmo
ČUZK	Český úřad zeměměřičský a katastrální	OPRL	oblastní plán rozvoje lesa
DAISIE	Delivering Alien Species Inventories for Europe	OsP	ostatní plochy
DIBAVOD	Digitální báze vodohospodářských dat	P	délka obvodu plošky
DMR	digitální model reliéfu	PD	patch density
DMT	digitální model terénu	PELCOM	Pan-European Land Cover Monitoring
DPZ	dálkový průzkum Země	PMM	patch-matrix model
DZES	Dobrý zemědělský a environmentální stav půdy	PUDA	půdní typ
EK	Evropská komise	RGYR	radius of gyration
ED	edge density	SCI	Sites of Community Importance
EEA	European Environment Agency	SEBI	Streamlining European Biodiversity Indicators
ELEV	elevation	SHAPE_RA	shape index range
ES	Evropské společenství	SI	shape index
EU	Evropská unie	SIDI	Simpsonův index diverzity
EUROSTAT	evropská statistická databáze	SIEI	Simpsonův index rovnoměrnosti
EVL	evropsky významná lokalita	SILN	vzdálenost od silnice
FAO	Food and Agriculture Organisation	SLP	sklon
GIS	geografické informační systémy	SPA	Special Protection Areas
GIT	geografické informační technologie	TK	trvalé kultury
GM	gradientový model	TTP	trvalé travní porosty
GPS	geographical positioning system	ÚHUL	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů
HEIS	hydroekologický informační systém	ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
CHÚ	chráněné území	VGHMÚř	Vojenským geografickým a hydrometeorologickým úřadem
IAS	invasive alien species	VMB	vrstva mapování biotopů
IJI	interspersión and juxtaposition index	VO	výzkumná otázka
IPPC	integrovaná prevence a omezování znečištění	VP	vodní plochy
KVES	konsolidovaná vrstva ekosystémů	VT	vzdálenost od vodního toku
PCA	principal component analysis	VÚV TGM	výzkumný ústav vodohospo- dářský T. G. Masaryka
		WMS	web map service
		ZABAGED	základní báze geografických dat
		ZaP	zastavěná plocha
		ZÚ	zájmové území
		ŽP	životní prostředí

OBSAH

1	ÚVOD	11
2	CÍLE DIZERTAČNÍ PRÁCE	13
3	KRAJINA JAKO PŘEDMĚT ZÁJMU	16
3.1	STRUKTURA KRAJINY A JEJÍ POPIS	17
3.2	KVANTIFIKACE KRAJINNÉ STRUKTURY	19
4	ZMĚNA KRAJINY A JEJÍ STRUKTURY.....	24
4.1	METODICKÉ PŘÍSTUPY ZKOUMÁNÍ KRAJINNÉ ZMĚNY	24
3.1.1	BĚŽNĚ POUŽÍVANÉ PODKLADY.....	25
3.1.2	ČASOPROSTOROVÁ ANALÝZA ZMĚN KRAJINY.....	31
4.2	KRAJINNÉ ZMĚNY V ČECHÁCH A V EVROPĚ	33
4.2.1	VÝVOJ KULTURNÍ KRAJINY V ČECHÁCH	33
4.2.2	TRENDY ZMĚN KRAJINY A JEJÍ HYBATELÉ V EVROPĚ.....	37
4.3	MIMOLESNÍ DŘEVINNÁ VEGETACE A JEJÍ DYNAMIKA	40
4.3.1	FUNKCE MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE.....	42
4.3.2	HISTORICKÝ VÝVOJ MIMOLESNÍ VEGETACE	44
5	ZEMĚDĚLSKÁ KRAJINA A BIODIVERZITA	48
5.1	VLIV KRAJINNÉ STRUKTURY NA DRUHOVOU BIODIVERZITU	48
5.2	DŮSLEDKY ZMĚN V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ PRO BIODIVERZITU.....	50
5.3	MONITOROVÁNÍ ZMĚN BIODIVERZITY V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ.....	53
6	ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY	57
6.1	TERMINOLOGIE BIOLOGICKÝCH INVAZÍ	57
6.2	POČETNOST INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN V EVROPĚ A ČESKU	58
6.3	ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN	59
6.4	INVADOVANOST STANOVIŠŤ.....	60
6.5	INVAZE A ZMĚNA KRAJINY	63
6.6	MANAGEMENT INVAZNÍCH DRUHŮ.....	65
6.7	HROZBA INVAZÍ PRO CHRÁNĚNÁ ÚZEMÍ.....	68
7	ZMĚNA BIODIVERZITY ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY	70
7.1	METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE.....	70
7.1.1	ZÁJMOVÁ ÚZEMÍ.....	70
7.1.2	POUŽITÉ PODKLADY A TVORBA DAT.....	72
7.1.3	ANALÝZA DAT	73
7.2	VÝSLEDKY	75
8	DŘEVINNÉ VEGETACE V KRAJINĚ ZASAŽENÉ A NEZASAŽENÉ TĚŽBOU	86
8.1	METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE.....	86
8.1.1	ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ	86
8.1.2	POUŽITÉ PODKLADY A TVORBA DAT.....	87
8.1.3	ANALÝZA DAT	88
8.2	VÝSLEDKY	90

9	POROSTY MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V SOUVISLOSTECH SE ZMĚNAMI ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY	97
9.1	METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE.....	97
9.1.1	ZÁJMOVÁ ÚZEMÍ A POUŽITÉ PODKLADY	97
9.1.2	ANALÝZA DAT	97
9.2	VÝSLEDKY	102
10	DISTRIBUCE INVAZNÍCH NEPŮVODNÍCH DRUHŮ ROSTLIN V OKOLÍ CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY	121
10.1	METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE	121
10.1.1	VYBRANÉ INVAZNÍ DRUHY VYŠŠÍCH ROSTLIN	121
10.1.2	ZÁJMOVÁ ÚZEMÍ.....	124
10.1.3	POŘÍZENÍ DAT O VÝSKYTU IAS.....	126
10.1.4	PODKLADOVÉ MATERIÁLY	126
10.1.5	ANALÝZA DAT.....	127
10.2	VÝSLEDKY	130
11	DISKUZE	142
11.1	METODICKÉ ASPEKTY.....	142
11.2	DISKUZE VÝSLEDKŮ PŘÍPADOVÝCH STUDIÍ	147
11.2.1	ZMĚNA BIODIVERZITY V ZEMĚDĚLSKÝCH KRAJINÁCH	147
11.2.2	DYNAMIKA DŘEVINNÝCH POROSTŮ V RŮZNÝCH TYPECH KRAJIN.....	150
11.2.3	DISTRIBUCE IAS V OKOLÍ CHŮ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY	158
12	ZÁVĚRY.....	163
13	SEZNAM TABULEK V DIZERTAČNÍ PRÁCI.....	170
14	SEZNAM OBRÁZKŮ V DIZERTAČNÍ PRÁCI.....	171
15	POUŽITÉ ZDROJE	173
16	PŘÍLOHY	198

1 ÚVOD

Středoevropská kulturní krajina vznikala dlouhodobou interakcí člověka a společnosti (Löw a Míchal 2003). Krajina chápaná jako koncept či směrnice by měla být podle (Axelsson et al. 2012) používána jako přístup k implementaci udržitelnosti, kdy smyslem analýz krajiny je rozpoznání cest k udržitelnému land use a krajinnému managementu (Jančura 1998), k multifunkční krajině (Boucníková a Kučera 2005).

Antropogenní aktivity způsobující změny krajinného pokryvu (LC) či využití půdy (LU) jsou hlavními příčinami ztráty biodiverzity a ekosystémových služeb (Haines–Young 2009). Změny LU jsou jedním z nejsilnějších faktorů ztráty biodiverzity (Sala et al. 2000). V souvislosti se současnými trendy krajinných změn v Evropě (intensifikace/extensifikace zemědělského využití, opouštění zemědělské půdy, urbanizace) je konstatován pokles biodiverzity zejména v zemědělské krajině (Billetter et al. 2008). V důsledku antropogenního tlaku na krajinu dochází k poklesu podílu přirozených a polopřirozených stanovišť a zároveň k nárůstu podílu ploch narušených lidskými aktivitami (EEA a JRC 2010; EEA 2010; EEA 2015; Plieninger et al. 2016). S nárůstem podílu disturbovaných stanovišť nabývá na významu hrozba šíření nepůvodních invazních druhů rostlin, které obecně preferují narušovaná stanoviště (Chytrý et al. 2005a, 2008a). Dále nabývají na významu také prvky mimolesní dřevinné vegetace z důvodu jejich multifunkčnosti v krajině (Prudký 2001).

Předkládaná dizertační práce se věnuje dvěma aspektům změny krajiny. Prvním aspektem je vliv změny land cover v zemědělské krajině na biodiverzitu v krajinném měřítku. Další části se zaměřují na dynamiku dřevinné vegetace v krajině zasažené/nezasažené těžbou a podrobněji na změnu konfigurace mimolesní dřevinné vegetace v české zemědělské krajině. Poslední řešená problematika se věnuje prostorovému šíření vybraných terestrických invazních nepůvodních druhů cévnatých rostlin v kontextu trendů změny krajiny na diverzitu ekosystémů se zaměřením na chráněná území jakožto nositele přírodních hodnot.

Kapitoly rešeršního charakteru se věnují kulturní krajině a její změně, metodickým přístupům k hodnocení dynamiky krajiny a v neposlední řadě také evropským a českým trendům krajinné změny. Následující kapitoly představují

teoretické uvedení do problematiky jednotlivých tématických celků. Hlavní náplní jsou problematika změny diverzity zemědělské krajiny, časoprostorová variabilita dřevinné vegetace a propojení tématu šíření invazních nepůvodních druhů rostlin a krajinné změny. U jednotlivých případových studií jsou rozebrány metodické přístupy, aplikované analýzy a dílčí výsledky. Diskusní část práce je rozdělena na jednotlivá témata. V závěru jsou shrnuty vyplývající výsledky zkoumání a poznatky pro praktickou ochranu přírody a krajiny.

2 CÍLE DIZERTAČNÍ PRÁCE

Předkládaná dizertační práce si klade za cíl objasnit vybrané aspekty dynamiky krajiny v souvislosti s ochranou přírody a krajiny. Výzkum se zaměřil na dvě problematiky, které si kladou dílčí cíle. Pro obě problematiky jsou stanoveny výzkumné otázky (VO).

A ZMĚNA BIODIVERZITY ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY

Cíl 1: ZHODNOTIT ZMĚNU DIVERZITY ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY VE VYBRANÝCH ZÁJMOVÝCH ÚZEMÍCH

VO 1a: Odpovídá prostorová dynamika sledovaných zájmových území celostátnímu trendu změny české krajiny?

Na základě kvantifikace krajinné kompozice vybraných území se posuzovalo, jak se různé typy české zemědělské krajiny liší v intenzitě využití, jak se různé trajektorie změn jednotlivých tříd LC mezi lety 1954 a 2014.

VO 1b: Zlepšil se stav krajinné diverzity české zemědělské krajiny po více než 25 let od změny politického režimu?

Stav krajinné struktury v 50. letech, nepoznamenaný politickými a socio-ekonomickými změnami komunistického režimu, byl retrospektivně porovnáván se současným stavem krajinné biodiverzity a heterogenity v roce 2014. Hodnotilo se, jak se LC a vybrané krajinné metrie popisující diverzitu zemědělských krajin změnili, zda se diverzita krajiny v roce 2014 přiblížila té v roce 1954.

B DŘEVINNÁ VEGETACE V KRAJINĚ ZASAŽENÉ/NEZASAŽENÉ TĚŽBOU

Cíl 2: POSOUDIT JAKÝ VLIV MĚLA POVRCHOVÁ TĚŽBA HNĚDÉHO UHLÍ NA DYNAMIKU DŘEVINNÉ VEGETACE NA SOKOLOVSKU

VO 2: Jak se liší změny a hlavní trajektorie prvků dřevinné vegetace v krajině zasažené a nezasažené těžbou?

Pro zodpovězení této výzkumné otázky byly pomocí časoprostorové analýzy vypočteny trajektorie změn krajiny mezi lety 1843 a 2010 se zaměřením na kvantifikaci dřevinné vegetace zahrnující lesní, rekultivační a mimolesní porosty dřevin v krajině. Význam vlivu povrchové těžby hnědého uhlí byl stanoven porovnáním území zasažených a nezasažených touto lidskou činností.

C POROSTY MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V SOUVISLOSTECH SE ZMĚNAMI ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY

Cíl 3: VYHODNOTIT PROSTOROVÉ ZMĚNY MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V KONTEXTU ZMĚNY KRAJINY VYBRANÝCH ZÁJMOVÝCH ÚZEMÍ

VO 3a: Jaké jsou trajektorie změn mimolesní dřevinné vegetace v kontextu změny české zemědělské kulturní krajiny?

Časoprostorová analýza napomohla zkonstatovat trajektorie mimolesní dřevinné vegetace (MDV) ve vybraných zájmových územích mezi lety 1954 a 2014. Byla posuzována změna počtu a rozlohy plošek MDV mezi danými časovými horizonty a ZÚ v kontextu celkové změny LC. Plošky MDV byly kategorizovány dle jejich časové perzistence a dané kategorie hodnoceny z hlediska jejich početnosti a celkové rozlohy v různých typech zemědělské krajiny.

VO 3b: Jak se v jednotlivých typech zemědělské krajiny plošky MDV různých kategorií perzistence liší ve tvaru a rozloze?

Pro zodpovězení této výzkumné otázky byly posuzovány rozdíly mezi třemi typy zemědělských krajin co do průměrné rozlohy a indexu tvaru plošek kategorií perzistence MDV.

Cíl 4: ANALYZOVAT VZTAH MEZI VYBRANÝMI PŘÍRODNÍMI PODMÍNKAMI, ČASOPROSTOROVOU PERZISTENCÍ A PROSTOROVOU KONFIGURACÍ PLOŠEK MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ

VO 4a: Podmiňují přírodní podmínky časoprostorovou perzistenci MDV v zemědělské krajině?

Hodnocena byla časová perzistence plošek MDV v kontextu s rozdílnými podmínkami prostředí jako nadmořská výška, expozice, sklon, převažující půdní typ a to, zda daný prvek MDV doprovází vodní tok či silnici.

VO 4b: Jak moc ovlivňují přírodní podmínky velikost a tvar plošky MDV v zemědělské krajině?

Velikost a tvar plošek MDV byl hodnocen pomocí charakteristik prostředí. Posuzovalo se, zda nadmořská výška, expozice, sklon a převažující půdní typ plošky MDV spolu s přítomností vodního toku či silnice ovlivňují její rozlohu a tvar.

VO 4c: Jak se změnila prostorová konfigurace MDV v různých typech české zemědělské krajiny?

Tato část případové studie se zaměřila na zhodnocení změny konektivity, fragmentace, rozdrobenosti a izolovanosti plošek MDV v zájmových územích porovnáním hodnot vybraných krajinných metrií mezi ZÚ a časovými horizonty 1954 a 2014.

D DISTRIBUCE INVAZNÍCH DRUHŮ VYŠŠÍCH ROSTLIN V OKOLÍ CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY

Cíl 5: KONSTATOVAT OHROŽENOST CHÚ V SOUVISLOSTI S NÁRŮSTEM VÍCE INVADOVANÝCH HABITATŮ V JEJICH OKOLÍ

VO 5a: Která přírodě blízká stanoviště jsou vybranými IAS více invadovaná?

K zodpovězení této výzkumné otázky bylo v okolí vybraných evropsky významných lokalit (EVL) vymezeno pět monitorovacích zón na základě míry disturbance a významu stanovišť z hlediska ochrany přírody. Následně byla hodnocena početnost a rozsah invaze vybranými druhy nepůvodních invazních cévnatých rostlin ve vymezených zónách.

VO 5b: Jaký efekt na distribuci invazních nepůvodních druhů rostlin mají vektory šíření a environmentální podmínky?

Tato část případové studie se zaměřila na odlišnost míry invadovanosti zkoumaných regionů a vliv vzdálenosti vektorů šíření (vodní toky, komunikace a železnice) na přítomnost invazních nepůvodních druhů rostlin.

VO 5c: Znamená vysoká míra invadovanosti okolní krajiny vždy zvýšenou přítomnost invazních nepůvodních druhů rostlin v samotném CHÚ?

Zda míra antropogenního tlaku v okolí EVL zvyšuje pravděpodobnost šíření invazních nepůvodních druhů rostlin do samotného CHÚ bylo hodnoceno pomocí míry invadovanosti jednotlivých monitorovacích zón a samotného jádrového území CHÚ, které je předmětem ochrany daného EVL.

3 KRAJINA JAKO PŘEDMĚT ZÁJMU

Krajina jako ústřední předmět zájmu krajinné ekologie je definována různě dle úhlu pohledu (Sklenička 2003). Samotné slovo krajina neboli *landscape* kombinuje *land* se slovem germánského původu *scapjon/schaffen*, které znamená v podstatě *tvarovanou zemi* čili *shaped lands* (Haber 1995).

Anglo-saskou ekosystémovou definici krajiny dle Formana a Godrona (1993): „*heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje,*“ lze jednoduše odlišit od geosystémového přístupu, který může být vyjádřen holistickou definicí krajiny podle Trolla (1939): „*celkové prostorové a vizuální entity lidského životního prostoru integrujícího geosféru s biosférou a jejími noosférickými artefakty lidské činnosti*“. Podle geografické definice Demka (1974) je krajina „*svérázná část zemského povrchu naší planety, která tvoří celek kvalitativně se odlišující od ostatních částí krajinné sféry. Má přirozené hranice, svérázný vzhled, individuální vnitřní strukturu, určité chování (fungování) a specifický vývoj*“.

Nemateriální definice krajiny dle Evropské úmluvy o krajině (2000), která o ní pojednává jako o „*části území, tak jak je vnímána obyvatelstvem, jejíž charakter je výsledkem činnosti a vzájemného působení přírodních a/nebo lidských faktorů,*“ zahrnuje výrazný kulturní, historický a estetický aspekt vnímání krajiny v kontrastu ke středoevropskému geosystémovému konceptu krajiny, který vymezuje subsystémy primární, sekundární a terciární struktury a je lépe uchopitelný pro péči o krajinu, její měření a klasifikaci (Miklós 2012). Miklós a Izakovičová (1997) Přesto však, jak již bylo řečeno, hrají kromě hmotných znaků kulturní krajiny důležitou úlohu i znaky duchovní, z nichž nejvýznamnějším je územní identita, která vystihuje vazbu člověka s místem, což je určující pro management dané kulturní krajiny (Žigrai 2000).

Pojem kulturní krajina rozvinul v první polovině 20. století podle Carl O. Sauer v konceptu *kultura – příroda*, kdy kultura je aktérem, příroda médiem a kulturní krajina výsledkem jejich interakce (Sauer 1925). Kulturní krajina jako dynamický organismus se vyvíjí a nese hodnoty, které jsou pro společnost natolik hodnotné, že jsou chráněné a podporované (Bürgi et al. 2017). Podle Pannell (2006) převažuje

pohled na krajinu jako na zrytý povrch podobný mapě či text, ze kterých můžeme jednoduše vyčíst kulturní významy a společenské normy. Péče o kulturní krajinu podle Cílka (1997). znamená „ochranu specificky a dlouhodobě stabilizovaného typu prostředí daného interakcí člověka a prostředí.“

Krajinná ekologie byla definována jako vysoce inter- a transdisciplinární vědní obor zabývající se environmentální heterogenitou, jehož cílem je pochopení a zlepšení vztahu mezi prostorovou strukturou a ekologickými procesy v rozdílných měřítcích (Wu 2006; Wu a Hobbs 2002; Forman 1995). Studium krajiny se soustředí zejména na její prostorovou heterogenitu, jakožto relevantní kritérium v krajinném plánování, tvorbě krajiny a ochraně přírody. Prostorová heterogenita je důležitá i pro definici principů managementu ve smyslu zachování biodiverzity a estetických krajinných hodnot (Pixova a Sklenicka 2006). Heterogenita může být definována jako úroveň prostorové variability dané lokality v rámci systému (Li a Reynolds 1995) a její posuzování je odvislé jak od prostorového, tak časového měřítka (Wiens 1989).

V posledních desetiletích došlo k rozvoji americké školy krajinné ekologie ve směru testování ekologických teorií, zatímco v Evropě se zaměřili více na lidskou dimenzi krajiny. Výzvou tedy bude sjednotit přístupy krajinné a obecné ekologie do jednoho výzkumu, který bude schopen obsáhnout ekologické ale také sociální procesy k pochopení a následnému managementu socio—ekologických krajin (Sirami 2016).

Krajina, chápaná jako koncept či směrnice, by měla být podle Axelssona et al. (2012) používána jako přístup k implementaci udržitelnosti, kdy smyslem analýz krajiny je rozpoznání cest k udržitelnému land use včetně krajinného managementu (Jančura 1998) a celkově multifunkční krajině (Boucníková a Kučera 2005).

3.1 STRUKTURA KRAJINY A JEJÍ POPIS

Prostorová heterogenita krajiny je znakem krajinného systému, jehož míru lze objektivně vyjádřit údajem o počtu, intenzitě a pestrosti vazeb mezi jeho složkami, které se navzájem liší v typu příslušného ekosystému, rozloze, tvaru, původu a dalších charakteristikách. Heterogenita krajiny je ovlivněna faktory, jako jsou probíhající geologické a geomorfologické procesy, kolonizace, sukcese a přírodní či

antropogenní disturbance. Mírné disturbance značně zvyšují heterogenitu krajiny, silné ji mohou zvyšovat i snižovat (Forman a Godron 1993).

Naprostá většina studií sleduje vývoj *land use* či *land cover*. Pojem *land use* neboli využití území nabývá v literatuře mnoha významů (Lambin et al. 2001). *Land use* představuje interpretaci povrchových prvků sekundární struktury, tedy *land cover* ve funkčních souvislostech (Supuka et al. 2004). *Land cover* je biofyzikálním atributem zemského povrchu, zatímco *land use* představuje účel či záměr vztahující se k danému atributu (Maliniak 2007).

V českém výzkumu krajinné změny lze odlišit pojmy krajinná makrostruktura a mikrostruktura. Makrostruktura je popisována statisticky daty o LU/LC v určitém ohraničeném území, zatímco mikrostruktura zahrnuje vztahy mezi jednotlivými kategorie LU/LC, jejich propojení a prostorové parametry jednotlivých prvků (Kyjovský 1989). Mikrostruktura ovlivňuje vnímání, estetiku a propustnost krajiny (Št'astná et al. 2015). Mikrostruktura krajiny je dobře hodnotitelná na základě interpretace satelitních a leteckých snímků či metodami terénního mapování (Lipský 2006). České pojmy mikrostruktury a makrostruktury terminologicky korespondují s pojmy kompozice a konfigurace krajiny, jak s ní pracuje anglo-saská ekosystémová škola krajinné ekologie.

Struktura kulturní krajiny dle geosystémového pojetí zahrnuje tři subsystémy, které ač jsou vzájemně propojeny, řídí se různými zákonitostmi (Löw a Míchal 2003). Jedná se o subsystémy struktury krajiny podle (Löw a Míchal 2003) a Miklós a Izakovičová (1997): prvotní (primární, původní), druhotná (sekundární, současná) a terciární (kulturně-historická).

Ze strukturního hlediska je pro popis krajiny všeobecně nejvíce používán krajinný model *Patch Matrix Model* (PMM), který ostrými hranicemi rozlišuje plochy krajinných prvků jako plošky, koridory a krajinnou matici (Forman a Godron 1993). Krajino-ekologické pojetí Formana a Godrona (1993) se zakládá na hodnocení současného využití krajiny – tedy na její sekundární struktuře (Miklós a Špinerová 2010), která je „*prostorově funkčním vyjádřením člověkem vytvářených využívaných systémů – od zemědělství, lesnictví přes těžbu a průmysl po bydlení, dopravu a rekreaci*“. Jedná se tedy o kulturně–technický subsystém sestávající se z výtvorů člověka přetvořením primární struktury se zdůrazněním funkčního aspektu. Její vznik

je ovlivněn dobou, společností, ekonomikou a je limitována technickými prostředky (Löw a Míchal 2003).

Jako alternativu všeobecně aplikovanému PMM modelu představili McGarigal a Cushman (2005) gradientový model krajiny (Gradient Model — GM), který je některými považován za současný směr krajinně-ekologického výzkumu (McGarigal a Cushman 2005). Struktura krajiny se v rámci PMM kvantifikuje pomocí krajinných metrií. Nevýhody tohoto přístupu spočívají ve ztrátě heterogenity uvnitř plošek, která může vyústit ve ztrátu potencionálně důležitých ekologických informací (McGarigal et al. 2009). Výhodou GM je, že nedochází vlivem zjednodušování, sjednocování a domněnek ke ztrátě informací, zejména pak díky tomu, že nejsou vymezovány ostré hranice homogenních plošek (Cushman et al. 2010), tudíž lépe vystihují realitu. Krajinné charakteristiky jsou ale na rozdíl od PMM vyjádřitelné trojrozměrně. Jednotlivé vrstvy GM je možné vypočítat z kategorických map nebo výpočtem z dat snímaných senzorem (data DPZ – dálkového průzkumu Země). V porovnání s PMM existuje nedostatek standardizovaných krajinných metrií povrchu neboli *surface metrics*. Lausch et al. (2015) konstatují, že krajiny s nízkou hemerobií, tedy vysokou mírou přirozenosti a nízkým antropogenním tlakem, mají vysokou prostorovou i časovou vnitřní strukturní heterogenitu a jsou tudíž lépe popsitelné pomocí GM. Oproti tomu v krajinách s vysokou hemerobií je vnitřní heterogenita plošek v prostoru a čase redukována, proto pro ně doporučují používat PMM model. Příkladem krajin s vysokou hemerobií jsou právě zemědělské krajiny, proto se bude práce dále zakládat na PMM.

3.2 KVANTIFIKACE KRAJINNÉ STRUKTURY

Kvantifikace prostorové heterogenity krajinné struktury je klíčová k porozumění vlastních ekologických procesů a dynamiky (Forman 1995; McGarigal a Marks 1994; Gustafson 1998).

Krajinná struktura v určitém časovém horizontu může být kvantifikována pomocí matematicky definovatelných hodnot neboli krajinných metrií (McGarigal 2013; Popelková 2009), které se tak stávají podkladem pro popis stavu krajinné struktury a jejích změn (Salašová et Psotová 2011; Lipský 2006). Jejich výhodou je vzájemná

porovnatelnost při hodnocení krajinné změny mezi regiony. Lze se soustředit na určitou třídu krajinných složek, ale i na celkovou strukturu krajiny (Popelková 2009).

Jedním z hledisek třídění krajinných metrií je, zda popisují kompozici či konfiguraci krajiny (Botequilha-Leitão et al. 2006). Kompozice krajiny je charakterizována ukazateli jako bohatost (*richness*), rovnoměrnost (*evenness*) a diverzita (*diversity*) (Gustafson 1998; McGarigal 2013). Krajinná kompozice jako jednoduchý ukazatel změny využívání krajiny (Romportl a Chuman 2009) je zjednodušeně dána počtem zastoupených typů elementů či ekosystémů v dané krajině (Sklenička 2002), v užším smyslu je chápána jako stupeň pestrosti přítomných typů prostředí (třídy LU/LC)(Sklenička 2007). Větší počet krajinných plošek s sebou může nést existenci většího rozsahu stanovišť pro organismy vlivem ekotonového efektu (Popelková 2009). Bohatost krajiny je vyjádřena počtem rozdílných typů krajinných plošek neboli tříd krajinného pokryvu či využití, rovnoměrnost odráží relativní četnost jednotlivých typů krajinných tříd. Diverzita krajiny propojuje bohatost a rovnoměrnost rozložení krajinných složek, vyjadřuje rozmanitost a pestrost jejích struktur a bývá popisována např. Shannonovým či Simpsonovým indexem (McGarigal 2013; Romportl a Chuman 2009; Gustafson 1998).

Konfigurace krajiny zahrnuje popis prostorového uspořádání krajinných plošek v krajině (McGarigal 2013). Posuzování prostorové konfigurace prvků se často soustředí na jednu z tříd LU/LC (Miklós a Špinerová 2010). Pro její popis jsou používány krajinné metrie popisující atributy krajinných plošek, jako jsou rozloha plošky, její obvod, tvarová komplexita, rozloha jádra (*core area*), kontrast, míra shlukování (*aggregation*), konektivity či izolace plošek (McGarigal 2013; Gustafson 1998; Romportl a Chuman 2009).

Metrie lze rozdělit do čtyř hierarchických úrovní: buňky, plošky, třídy plošek a krajiny (McGarigal 2013). Na úrovni krajinné plošky jsou při hodnocení krajinné struktury sledovány nejvíce parametry jako rozloha plošky a její obvod. Přestože jsou tyto dvě charakteristiky nejjednoduššími ukazateli prostorovosti, mají velmi vysokou vypovídající hodnotu a lze je dobře interpretovat (Popelková 2009). Na úrovni plošky je posuzována také složitost jejího tvaru. Na úrovni tříd jsou metrie průměrovány z údajů pro plošky dané třídy. Lze kvantifikovat míru izolovanosti či konektivity plošek dané třídy krajinného pokryvu. Dále jsou počítány krajinné metrie vztahující

se k prostorovému uspořádání plošek určité třídy. Rozdrobenosti a vzájemné postavení tříd lze kvantifikovat stejnojmenným indexem – *Interspersion and juxtaposition index* (IJI), který na základě přilehlosti plošek popisuje vzájemnou prostorovou konfiguraci krajinných tříd. Míru prostorového soustředění plošek kvantifikuje index shlukování – *aggregation index* (AI, relativní míra shlukování plošek). Pro posuzování konektivity, izolace a fragmentace jsou používány např. index blízkosti – *mean proximity index* (MPI, vyjadřuje relativní vzdálenost mezi ploškami stejné třídy), průměrná vzdálenost nejbližšího souseda – *mean nearest neighbor distance* (MNND, ukazatel izolovanosti plošek určité třídy), index konektance – *mean connectance index* (CONNECT, relativní vyjádření funkčních spojení plošek určité třídy) (McGarigal a Marks 1994; McGarigal 2013).

Do metrií na krajinné úrovni lze zařadit např. vyjádření podílu jednotlivých tříd v krajině, bohatost neboli množství tříd krajinných plošek, celkový počet plošek, hustotu jejich okrajů či počet plošek na hektar. Ke krajině je vztahován také údaj o rozparcelování – *subdivision* (McGarigal 2013). Pro vybraná území zájmu a jejich vzájemné porovnání mohou být vypočítány krajinné indexy jako např. koeficient ekologické stability (K_{es}) dle různých metodik (Míchal 1985; Miklós 1986; Agroprojekt 1987) či obrácený koeficient antropogenního ovlivnění krajiny (K_{AO}) podle Kupkové (2002). Tyto koeficienty porovnávají plošný podíl různých kategorií krajinného pokryvu či využití při zohlednění míry do jaké jsou dané plochy antropogenně ovlivněné. Také tzv. index *contagion* (CONTAG, relativní míra shlukování plošek různých tříd) vyjadřuje na krajinné úrovni rozdrobenosti a vzájemného postavení tříd v ní. Výše zmiňované metrie MPI, CONNECT a AI lze počítat také na úrovni krajiny jako celku (McGarigal 2013).

Metrie popisující kompozici a konfiguraci krajiny jsou korelované vzhledem k tomu, že jsou odvozené z několika primárních hodnot (McGarigal et al. 2012). Frohn (2006) a Jiao et al. (2012) naznačují, že mnoho metrií na úrovni třídy a krajiny je korelovaných vzhledem k tomu, že se zakládají na stejných attributech na úrovni plošek. Mnohdy použití mnoha vysoce korelovaných metrií neposkytne žádné užitečné informace a vede k problémům interpretace výsledků (Jones et al. 2001; Li a Wu 2004).

K výpočtu ukazatelů vlastností krajinné struktury byly vyvinuty specializované programy jako např. FRAGSTATS v. 4 (McGarigal et al. 2012), Geospatial Modelling Environment (Beyer 2012), ale také rozšíření pro široce využitelný program ArcGIS Desktop (ESRI) — např. Patch Analyst a Patch Grid (Rempel et al. 2012), či Zonal Metrics toolbox (Adamczyk a Tiede 2017). Krajinné metrie lze počítat z vektorových i rastrových podkladových dat.

Vypovídající hodnota krajinných metrií je v praxi problematická (Dramstad 2009). Dříve se studie krajinné změny často spokojily pouze s popisem krajinné kompozice, tedy na analýzu jejích částí bez podchycení komplexnosti povahy krajinného systému (Antrop 2001). Klíčová je znalost ekologických procesů, které v krajině probíhají, ale je nutné si uvědomit, že krajinná struktura ovlivňuje ekologické procesy v ní probíhající, ale zároveň je jimi ovlivňována (Cale et al. 1989). Je také potřeba lépe pochopit, co přesně metrie znamenají a jak se mění v kontextu okolních podmínek (Haines-Young a Chopping 1996; Gustavson et al. 1999; Baldwin et al. 2004; Neel et al. 2004; Corry a Nassauer 2005; Venturelli a Galli 2006; Gimona et al. 2009). Interpretace krajinných metrií je ovlivněná řadou faktorů, které zahrnují např. závislost na měřítku (Corry a Laforteza 2007; Griffith et al. 2000; Lausch a Herzog 2002; Šímová a Gdulová 2012; Plexida et al. 2014), přesnost klasifikace při práci s rastrovými daty (Lechner et al. 2013), podrobnost klasifikace krajinného pokryvu (Bailey et al. 2007; Buyantuyev a Wu 2007; Peng et al. 2010), postup rasterizace dat (Congalton 1997; Shortridge 2004), či velikost minimální mapovací jednotky (Saura 2002). Při hodnocení krajinných metrií je také nutné zohlednit jejich vzájemné vztahy, které se mohou region od regionu lišit (Braumoh 2006; Corry a Laforteza 2007; Plexida et al. 2014; Wu 2006; Szabó et al. 2014). Li a Wu (2004) upozorňují na koncepční chyby v rámci analýz krajinné struktury, kde krajinné metrie nejsou ekologicky relevantní, dochází ke zmatení v měřítku pozorování a měřítku analýzy krajinné struktury, nebo jsou konstatovány neodůvodněné vztahy mezi strukturou a procesy v krajině. Metrie mohou být také použity nevhodně, pokud se omezí jen na popis struktury a nezahrnou procesní složku krajiny, či nepatřičně vyvozují závěry z jedné krajiny nebo nezohlední korelaci mezi metriemi.

Přestože je použití krajinných metrií jako indikátorů pro management krajiny a politické rozhodování velmi problematické, zaznamenalo jejich využití v posledních

desetiletích nárůst (Uuemaa et al. 2013). Důvodem je potřeba hodnotit změnu krajiny pro potřeby strategických dokumentů na národní i mezinárodní úrovni (Dramstad 2009), kde krajinné metrie jsou aplikovatelné k hodnocení a monitoringu krajiny (Botequilha–Leitão *et al.* 2006; Herbst 2007; Lausch a Herzog 2002).

Podle Walze (2011) mohou být v krajinném plánování pomocí krajinných metrií navrhovány ekologické sítě, pro které hraje úroveň konektivity biotopů v kontextu vzrůstající fragmentace významnou roli. Sundell–Turner a Rodewald (2008) zkonstatovali, že vybrané krajinné metrie jsou v kombinaci se stanovením ukazatelů nenahraditelnosti (pravděpodobnost, že potenciální chráněné území bude zařazeno jako součást ekologické sítě - založeno na datech o výskytu ptactva) využitelné pro vymezení chráněných území. Použili metrie vztahující se k lesnímu pokryvu a ukazatele disturbance, tedy relativně snadno dostupné údaje o krajině. Užitečnost krajinných metrií pro výběr chráněných území podporují i (Harrison a Fahrig 1995). Botequilha Leitão a Ahern (2002) stanovili set devíti krajinných metrií aplikovatelných pro udržitelné územní plánování k popisu krajinné struktury a klíčových procesů v ní probíhajících. Vybrané metrie rozdělil na ty popisující kompozici a konfiguraci. Kompozici lze podle nich popsat pomocí metrií jako: bohatost plošek (*patch richness*), plošný podíl tříd, počet a hustota plošek, průměrná rozloha plošky (*mean patch size – MPS*); vybrané konfigurační metrie zahrnují: poměr rozlohy a obvodu plošky jako ukazatele tvaru, kontrast okraje plošek, radius okruhu (*radius of gyration – RGYR*) a korelační délku jako ukazatele kompaktnosti plošky, průměrnou vzdálenost nejbližšího souseda (MNND), průměrný index blízkosti (MPI) a tzv. index *contagion*.

4 ZMĚNA KRAJINY A JEJÍ STRUKTURY

Krajina není ze své podstaty statická, její změna je často řízena či iniciována narůstajícím antropogenním vlivem (Forman 1995). Krajinná dynamika je považována za přirozený proces, který je důsledkem interakcí mezi přírodním prostředím a společností (Antrop 2005). Člověk svou činností může působit na krajinu jak pozitivně, tak i negativně (Lipský 1998). Změna krajiny, která může být chápána jako změna krajinné struktury a funkce v čase, se odráží v jejím prostorovém uspořádání a ekologických procesech v ní probíhajících (Forman a Godron 1993). Změna funkce řídí krajinnou dynamiku, a tím ovlivňuje rozvoj krajiny, což se zpětně odráží v její struktuře (Sirami 2016). V rámci krajinné změny může dojít až k transformaci důležitých charakteristik krajiny, a tedy také ke změně či poškození krajinného typu (Lipský 2000; Lipský 2002). Dále se mění užitkové a ekologické funkce krajiny, její biodiverzita (Jančura 2011).

Dynamičnost krajiny je založena na procesu ekologické sukcese a působení disturbancí (Míchal 1994). Dynamika krajinné struktury je prekurzorem změn její ekologické stability (Lipský 2001), schopnosti daného systému přetrvávat i za působení rušivých vnějších činitelů a reprodukovat své podstatné charakteristiky (McCann 2000). Ekologická stabilita je provázána s biodiverzitou daného systému (Tschardtke et al. 2012). Obecně více odolné systémy jsou ty s vyšší biodiverzitou. Vysoká schopnost resilience a stability ekologických procesů ve stále se měnících environmentálních podmínkách prostředí je vlastní komplexním krajinám (Tschardtke et al. 2012).

Změny krajiny jsou od počátku 20. století častým tématem ekologických studií, které jsou založeny na sledování vývoje jednotlivých krajinných složek: jejich plošného zastoupení, dynamiky a prostorové konfigurace (Lipský 2000; Lipský 2007; Sklenička 2002). Podle Jelečka (1995) lze mluvit o mladém vědním oboru environmentálních dějin, jakožto o průniku výzkumu historického a přírodovědního.

4.1 METODICKÉ PŘÍSTUPY ZKOUMÁNÍ KRAJINNÉ ZMĚNY

Studie krajinné změny mohou být založeny na statistických údajích o využití půdy, ale i zpracování historických podkladů kartografických, literárních či uměleckých. Studium krajinných změn nejen v rámci střední Evropy se obvykle zakládá na použití

podrobných archivních map, satelitních či leteckých snímků z různých časových horizontů, na jejichž základě vznikají vrstvy LU či LC, které vstupují do analýzy změn (Bastian et al. 2006).

V posledních desetiletích studie krajinných změn využívají s výhodou metod geografických informačních technologií (GIT), vzhledem k tomu, že je nutné zpracovat značné množství dat (Walz 2011). Elektronická revoluce posledních desetiletí a rychlý rozvoj geoinformačních technologií ovlivnily pokrok v krajinně-ekologických prostorových analýzách (Forman 1995). Díky vysoké funkčnosti ve smyslu zpracování, analyzování a prezentace časoprostorových dat se GIT staly základním nástrojem na poli krajinných analýz, hodnocení krajiny a krajinného plánování (Pixova a Sklenicka 2006).

Z hlediska struktury dat jsou v lokálním měřítku dobře využitelná data vektorová, nejčastěji vznikající digitalizací nad podkladovou vrstvou, kterou mohou být historické mapy, zpracované letecké snímky nebo ortofotomapy z různých časových horizontů. Při analýzách krajinné změny zahrnující staré kartografické podklady, jsou tedy vektorová data využívána více. Jejich vznik je však časově náročný (Mitchel 1999).

Rastrová data — v tomto případě zejména satelitní a letecké snímky — lze porovnávat vizuálně či pomocí mapové algebry vypočítat rozdílové, popř. podílové rastrové snímky; využitelná je také barevná mapová syntéza (Dobrovolný 1998). U satelitních dat je důležitá porovnatelnost snímků, kdy je praktické, aby byly pořízeny (i) ve stejnou denní a roční dobu; (ii) stejným snímacím zařízením; (iii) ve stejném měřítku; (iv) pod stejným úhlem; (v) ve stejných spektrálních pásmech a (vi) se stejným radiometrickým rozlišením (Jensen 2000). Výhodou je, že u rastrových dat lze využít zonální statistiku či geometrické funkce. Vektorová reprezentace dat o krajině je obecně považována za přesnější než rastrový přístup (Mitchel 1999).

4.1.1 BĚŽNĚ POUŽÍVANÉ PODKLADY

Pro analýzy změn krajiny jsou běžně používána data kartografické povahy, ale i databáze o využívání krajiny. Příkladem nevšedního přístupu může být výzkum Laciny a Halase (2015), kteří změny krajiny hodnotí porovnáváním výtvarných děl a současnosti.

Statistické databáze o land use

Databází o využití půdy je např. FAO Land Use databáze (FAOSTAT 2018), která se soustředí pouze na zemědělskou půdu v globálním měřítku. Dalším zdrojem dat o krajinném pokryvu v evropském měřítku je výsledek projektu PELCOM (Pan-European LU and LC Monitoring), který probíhal mezi 1996 a 1999 pod EEA (PELCOM 2018).

Na území našeho státu mohou být jako zdroje dat o struktuře krajiny použity údaje z první berní ruly (tzv. rustikální katastr z let v letech 1654–56), tereziánského katastru českého a moravského (1757), poř. z katastru stabilního (1817–43) (Lipský 2002).

Jako příklady využití údajů z katastrálního aparátu mohou být jmenovány např. práce Jelečka (1995) a Databáze dlouhodobých změn využití ploch Česka (1845–2000), která vznikla v rámci projektu LUCC (Land Use and Cover Change; 1994 až 2005) ve výzkumném centru změn využití ploch Česka (LUCC CZechia) na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze pod vedením doc. RNDr. Ivana Bičíka, CSc. (projekt Land Use/Land Cover Change in Czechia — LUCC 2018). Zahrnuje údaje o rozloze sedmi kategorií využití ploch (orná půda – OP, trvalé kultury – TK (sady, zahrady, vinice a chmelnice), louky a pastviny – TTP, lesní plochy – LP, vodní plochy – VP, zastavěné plochy – ZaP a ostatní plochy – OsP) pro tzv. základní územní jednotky v horizontech let 1845, 1948, 1990 a 2000 (LUCC 2018). Časový horizont 1845 vychází z mapování Stabilního katastru, jehož písemný operát přibližně odpovídá stavu daného roku. K tomu se přidala data o využití ploch v odpovídající struktuře kategorizace za rok 1948. Tato data byla převedena do elektronické podoby a doplněna časovými horizonty 1990 a 2000 z centrální databáze Katastrálního úřadu v Praze (Kabrda 2018).

Výsledky z této databáze byly souhrnně publikovány v monografii *Vývoj využití ploch v Česku* (Bičík et al. 2010), která tak dokumentuje razantní změny, ke kterým došlo ve využívání krajiny v období tržního hospodářství (1845–1948), totalitní společnosti (1948–1990) a současné politické a hospodářské transformace (1990–2000). Autorský tým databáze publikoval řadu dílčích modelových studií zabývajících se různými problematikami — např. Kupková et al. (2013); Janáč et al. (2010); Kabrda (2004); Bičík a Kabrda (2007); Bičík a Kupková (2006); Laštovička (2014).

Databázi ve své studii využila i Št'astná et al. (2015) pro zhodnocení změn v šesti modelových územích na Moravě a ve východních Čechách.

Vzhledem k tomu, že je databáze volně přístupná, stala se cenným a lehce dostupným zdrojem celostátních ucelených dat o kompozici krajiny za administrativní celky.

Kartografické materiály

Cenným zdrojem informací o stavu krajiny v minulosti jsou historické kartografické podklady. Surové naskenované mapy je většinou potřeba ořezat od mimorámových údajů a zgeoreferencovat (usadit do souřadnicového systému). Již samotná georeference těchto map je problematická (Čada 2003; Cajthaml 2011). Následuje již zmíněná digitalizace obsahu dané mapy, která není vždy objektivní a je časově náročná. U historických map je pro interpretaci mapy určující její klasifikační klíč. Metodám zpracování a interpretace historických map se věnuje například publikace Brůna et al. (2015).

Použití starých map při studiu krajinných změn se rozmohlo zejména s nástupem moderních technologií v archivářství, kdy byla data skenována a tím zpřístupněna široké veřejnosti skrze online aplikace či prohlížečské služby (např. mapový portál Archivní mapy ČUZK - <http://archivnimapy.cuzk.cz>; portál Výzkumného geodetického, topografického a kartografického - <http://mapy.vugtk.cz>; geoportál ČUZK - <http://geoportal.cuzk.cz/>). Historická kartografická díla jako například Müllerova mapa, mapy vojenských mapování či stabilní katastr pokrývají celé území Čech a Moravy, jsou tedy hojně využívána při studiu krajinných změn.

Müllerova mapa Čech (1 : 132 000, 1720) a Moravy (1 : 180 000, 1716) vznikly na základě vojenských, správních a hospodářských požadavků státu (rakouské monarchie). Kromě topografického obsahu (sídla, vodstvo, schematický reliéf a zeleň, komunikace) obsahují lokalizaci zemědělských usedlostí, zaniklých osad, mlýnů, vinic, dolů na zlato, stříbro, cín, měď a další nerostné suroviny, hutě, sklárny, poštovní stanice aj. (Semotanová 2002).

I. vojenské mapování (Josefské, 1764–1768 a 1780–1783 (rektifikace), měřítko 1 : 28 800) bylo zhotoveno pro potřeby státních vojenských i civilních orgánů jako kvalitnější náhrada za již zastaralé mapování Müllerovo. Sekce I. vojenského

mapování jsou tedy podrobnější, přesnější, graficky dokonalejší a kolorované. Pro studium vývoje krajiny jsou v těchto mapách důležitá kartografická znázornění cestních sítí, lokalizace sídel, povrchových vod a zejména lesů, popř. stromů (skupin, alejí) jakožto krajinných struktur, které měly značný vojenský význam. Ve srovnání s mapami stabilního katastru, které byly pořízeny o 50-60 let později, najdeme na mapách I. vojenského mapování mnohem více velkých i menších rybníků, podobně jako na starší Müllerově mapě Čech. Tyto mapy totiž zaznamenaly velký rozsah a početnost vodních ploch těsně před hromadným rušením rybníků na konci 18. a v prvních desetiletích 19. století (Lipský 2002).

Často používaným zdrojem informací o historické krajině jsou Císařské otisky stabilního katastru (Brůna a Křováková 2005) mapované v Čechách v průběhu let 1824–1843 v měřítku 1 : 2 880 (Kuchař 1958). Stabilní katastr byl založen Císařským patentem z roku 1817, který ukládal geometrické zaměření všech pozemků hospodářsky obdělávaných i jiných, jejich zobrazení v mapách, sepsání a popsání, rozdělení podle kultur a zařazení do určité kategorie jakostních tříd u produkčních pozemků. Tím byl dán základ pro spravedlivé vyměřování pozemkové daně (ČUZK 2018). Měřický operát stabilního katastru byl udržován v souladu se skutečností reambulací v 70. letech 19. století a dalšími pravidelnými revizemi. Katastrální mapy vzešlé z této údržby, katastrální mapy pozemkového katastru, mapy v souvislém zobrazení (Jednotná evidence půdy, Mapa evidence nemovitostí a technickohospodářská mapa) až do 80. let minulého století jsou rovněž archivovány (ČUZK 2018).

Při tvorbě II. vojenské mapování (Františkovo, 1836–1852, měřítko 1: 28 800) už byl jako podklad použit zjednodušený obsah map stabilního katastru, což znamená, že jeho kresba je geodeticky mnohem přesnější vzhledem k využití ustanovené trigonometrické sítě (Uhlířová 2002).

Základ III. vojenského mapování (Františko–josefské, 1876–1878 (Morava a Slezsko), 1877–1880 (Čechy), měřítko 1 : 25 000) tvořil soubor rukopisných kolorovaných topografických map v měřítku 1 : 25 000. Jeho velkým pokrokem bylo dekadické měřítko a zdokonalené zakreslení reliéfu pomocí kót, šraf a vrstevnic (Semotanová 2002). Byly z něj odvozeny speciální mapy v měřítku 1 : 75 000 (po roce 1918 převzaty československým státem a vydány s upraveným názvoslovím).

Speciální mapy III. vojenského mapování z 19. století obsahují polohopis i výškopis a jejich výpovědní hodnota je vysoká. Zobrazují krajinu Českých zemí v procesu industrializace a urbanizace včetně drobných krajinných prvků (Semotanová 2002).

Müllerova mapa a historická vojenská mapování poskytují dílčí někdy velmi zajímavé, informace o krajině, ale nemohou být vzhledem k jejich měřítku využity pro studium krajinné změny v detailu (Lipský 2000). Přesnost I. vojenského mapování podle Cajthamla a Krejčího (2008) není pro účely sledování změn krajiny dostačující, upřednostňováno je tedy jen vizuální porovnání změn. Podle Lipského (2000) je III. vojenské mapování dobře využitelné pouze pro hodnocení rozsáhlejší oblasti (okres, část okresu).

Mapy stabilního katastru spolu s jeho písemnou částí tvoří soubor informací mimořádného historického významu, který dokumentuje stav krajiny 1. poloviny 19. století, před i v průběhu industrializace včetně podoby krajiny při počátku průmyslové revoluce (Lipský 2000; Trpák a Trpáková 2002; Semotanová 2002). Obsah stabilního katastru je vzhledem k měřítku polohově výrazně přesnější v porovnání s mapami vojenských mapování. Je v nich zachycen ještě feudální způsob využívání krajiny se zachovalou historickou parcelací (Trpák a Trpáková 2002).

Pro svou podrobnost a možnost detailního sledování krajinné struktury včetně jejího historického vývoje jsou mapy stabilního katastru jedinečné, podle Lipského (2002) mají nenahraditelný význam pro rozmanité krajino—ekologické výzkumy a hodnocení, prognózy vývoje krajiny a projektové práce krajinného plánování v rámci katastrálních územích či povodích. Jsou neopominutelné a projektanty již rutinně využívané, např. při vymezení lokálních ÚSES, registraci významných krajinných prvků, revitalizaci povodí, hodnocení krajinného rázu, pozemkových úpravách a územně plánovací praxi (Lipský 2002). Staré mapy podávají obraz původní, dobové sídelní struktury a představují tak stav hospodářsky využívané krajiny v dobách, kdy byl člověk s krajinou ještě bezprostředně spjat (Brůna 2002).

Nevýhodou těchto historických podkladů je zejména nutnost jejich usazení do souřadnicového systému, následná manuální digitalizace. U některých také může chybět výškopis nebo mohou být doplňující popisky v mapě psány německým kurentem (Brůna 2002) (Brůna et al. 2004; Trpák a Trpáková 2002).

Dalším z často využívaných podkladů jsou archivní letecké měřické snímky. Černobílé historické letecké snímky začaly být pořizovány na území dnešní České republiky mezi lety 1936 až 1938. Celorepublikové letecké snímání začalo mezi lety 1947 až 1956 (Struha 1998). Například v USA byly letecké fotografie snímány mezi 50. a 80. lety minulého století (Schowengerdt 2007), ve Švédsku od 30. let minulého století (Skaloš et al. 2012). Letecké měřické snímky je nutné z jejich původní papírové podoby převést do digitální – ortorektifikovat. Ze získaných dat je možné vytvořit i digitální model terénu (Brůna et al. 2015). V současné době jsou ale již dobře dostupná data zpracovaná do formy využitelné pro digitalizaci krajinného pokryvu, např. přes instituce jako ČUZK nebo CENIA. Historické letecké snímky byly použity jako podklad v množství studií v Čechách i po celé Evropě (Lipský 1995; Skaloš a Engstová 2010; Fjellstad a Dramstad 1999; Olah et al. 2009; Wozniak et al. 2009; Varga et al. 2013; Paudevigne et al. 1997, Pavelková Chmelová et al. 2007).

S výhodou jsou pro studium změn krajiny využívány satelitní snímky pořízené metodami DPZ a následně zpracované a interpretované (Vinciková et al. 2010). Technologie DPZ se ukázala být neefektivnějším způsobem, jak získat informace o krajinném povrchu v různých měřítcích (Šimová a Gdulová 2012). Satelitní data se obecně hodí pro území většího rozsahu. Jejich výhodou je, že jsou prosty abstraktního zjednodušení reality a jsou do určité míry schopny zastoupit časově náročné terénní průzkumy. Jinou výhodou je jejich vzájemná porovnatelnost díky procesu standardizace (Groom et al. 2006). Při výběru vhodných satelitních dat je nutné vzít v potaz množství aspektů, jako jsou prostorové, radiometrické, spektrální a časové rozlišení závislé na vlastnostech senzoru satelitu, kterým jsou data pořízena. Omezením využitelnosti satelitních dat je kromě jejich rozlišení dále i jejich dostupnost a také přesnost klasifikačního procesu (Jensen, 2000). Nejvíce jsou využívána data projektu Landsat, která umožňují pořídit časovou řadu satelitních dat od 80. let minulého století až do současnosti. Důvodem, proč jsou data Landsat tak oblíbená pro studie změn krajinného pokryvu, je i to, že většinu z nich si lze stáhnout zdarma pomocí několika internetových aplikací (USGS 2018).

Pro studium krajinné změny v Evropě je nejvíce využívána evropská databáze projektu CORINE Land Cover (dále CLC), která vznikla jako podklad pro management životního prostředí a přírodních zdrojů. Zakládá se na interpretaci satelitních snímků

z let 1990, 2000, 2006 a 2012. Nomenklatura CLC projektu rozlišuje 3 úrovně kategorií krajinného pokryvu, kdy se zvětšováním měřítka je land cover členěn do více kategorií. V kontinentálním měřítku se sestává z 5 kategorií, v měřítku 1 : 500 000 až 1 : 1 000 000 z 15 kategorií a v měřítku 1 : 100 000 pak více jak 44 kategorií (EEA 2007a).

V prostředí střední Evropy bylo publikováno množství studií, ve kterých byla využita kombinace různých typů dat – satelitní data, letecké snímky, historická kartografická díla jako jsou zmiňované mapy stabilního katastru a vojenská mapování. Příkladem jsou studie Nedbala et al. (2008); Boltžiara et al. (2008); Skaloš et al. (2012); Huzui et al. (2012) či Šantrůčková et al. (2015). Je ale nutné podotknout, že kombinace zmíněných podkladů o krajině jsou metodicky problematické — mapové podklady obvykle obsahují informace o krajinném využití, zatímco podklady pořízené metodami DPZ o krajinném pokryvu. V praxi ale jsou různé kombinace zdrojů o krajině používány, přičemž se pak nutně musí přistoupit k úpravě klasifikačního klíče u rastru a legendy u tématických map tak, aby byly porovnatelné a vhodné k tvorbě závěrů.

4.1.2 ČASOPROSTOROVÁ ANALÝZA ZMĚN KRAJINY

Časoprostorová syntéza spočívá ve vyhodnocení a spojení poznatků z časových a prostorových analýz v daném území, kdy je zachycen vývoj krajinných změn, které jsou v čase a prostoru nerovnoměrně distribuované vlivem variabilní odezvy prostředí. Výsledkem je, že prvky současné krajinné struktury jsou různého věku a původu (Maliniak 2007)

Podkladem pro časoprostorové analýzy jsou vrstvy obsahující informace o LC či LU. Při práci se dvěma časovými horizonty hovoříme o analýze bi-temporální, např. studie Petit a Lambin 2002, a jejím výsledkem jsou mapy krajinné změny (Petit a Lambin 2002). Pokud jsou do analýzy zahrnuty více než dva časové horizonty, pak hovoříme o časoprostorové analýze multitemporální — např. studie Swetnam (2007).

Při práci s vektorovými daty o krajinném pokryvu z více než tří časových horizontů lze z výsledků překryvné analýzy (*overlay*) popsat trajektorie LUCC (Swetnam 2007, Kupková 2002). Příkladem aplikace této metodiky je studie Skokanové (2009), kde

byl sledován vývoj krajiny v pěti časových horizontech mezi lety 1836–1876–1952–1988–2002 v oblasti jihovýchodní Moravy. V závislosti na dynamice změn plošek a na základě prostorových indexů změny (*turnover*), diversity a podobnosti (*similarity*) bylo stanoveno šest tříd stability plošek: stabilní, kvazistabilní, postupné, cyklické, dynamické a bez významného trendu. Vektorový přístup aplikovali také Klich et al. (2013) kvantifikující trajektorie změn mezi jednotlivými kategoriemi krajinného pokryvu v polské části Karpat.

Trajektoriemi neboli "*pathways of land change*" se zabývali také Mertens a Lambin (2000), kteří sledovali změnu lesního pokryvu v oblasti Kamerunu mezi lety 1973 a 1996 na základě dat ze satelitních snímků. Dle dynamiky plošek stanovili 8 tříd krajinné změny. Stejný popis dynamiky krajiny aplikovali Nagendra et al. (2003) hodnotící změnu lesních porostů na vybraném území v Hondurasu mezi lety 1987–1991–1996 v kombinaci s aspekty vzdálenosti ke komunikacím a nadmořské výšky. Dalším příkladem je studie Sun a Zhou (2016), kteří použili jako podkladová data satelitní snímky a rozlišili devět kategorií v rámci zjištěných trajektorií obhospodařovaných ploch mezi lety 1994 a 2010. Pro stanovení trajektorií použili pixelový přístup.

Analýza změn krajiny může být nástrojem pro vymezení hodnotných prvků v běžné krajině, jako jsou např. historické krajinné struktury (Skaloš 2007). Zásady krajinné tvorby by měly vycházet i z historicko-vývojových procesů v krajině (Štefunková a Dobrovodská 1998; Sádlo et al. 2002). Identifikace těchto krajinných hodnot a implementace jejich ochrany v praxi krajinného plánování podle (Slámová 2007) jsou čím dál více a budou hlavním úkolem krajinné ekologie, protože jsou použitelné jako argumenty pro ochranu krajiny (Jeleček 1995).

Aktuálním trendem je propojení studia krajinných změn na mezioborové úrovni, např. výskyt biotopů a kontinuita výskytu rostlinných či živočišných druhů v návaznosti na změny využití krajiny (Holuša et al. 2012), studium vazeb změn využití krajiny na výskyt a četnost povodní (Brázdil et al. 2011), či časoprostorová dynamika řeky v kontextu znečištění jejích sedimentů radioaktivními látkami po těžbě uranu (Matys Grygar et al. 2016).

Výzvou pro krajinnou ekologii je pochopení komplexního propojení mezi sociálními a ekologickými procesy odehrávajícími se v krajině. Cumming et al. (2006)

upozorňují na to, že většina problémů vyvstává v souvislosti s managementem přírodních zdrojů, včetně biodiverzity, kvůli nesourodosti měřítek péče o krajinu a ekologických procesů.

Například zemědělské politiky se soustředí na farmy, zatímco většina ekologických procesů se odehrává v krajinném měřítku. Obdobně ekosystémové služby poskytované životním prostředím se zdají být přinášeny a spravovány na lokálním či krajinném měřítku, zatímco ty samé služby zdá se ovlivňují lidstvo v mnohem větším měřítku jak z hlediska času tak prostoru.

V roce 2017 bylo publikováno několik studií zaměřených na perzistenci určité kategorie LU/LC v české krajině — např. vodních ploch a mokřadů (Skaloš et al. 2017; Šantrůčková et al. 2017), specifických pastvin se stromy (Forejt et al. 2017).

4.2 KRAJINNÉ ZMĚNY V ČECHÁCH A V EVROPĚ

Následující kapitola nejdříve shrne vývoj české kulturní krajiny. Poté zkonstatuje usadí české trendy krajinné změny do evropského kontextu a nastíní problematiku hybatelů daných krajinných změn.

4.2.1 VÝVOJ KULTURNÍ KRAJINY V ČECHÁCH

Vznik kulturní krajiny spadá do období neolitické revoluce, tedy do 5. tisíciletí př. n. l. (Lipský 2000). Ráz krajiny střední Evropy vznikl intenzivním využíváním (Cílek 1997), kdy rozhodující krajino tvornou činností bylo do konce 18. století zemědělství (Lów a Míchal 2003), způsobující trvalé disturbance, díky němuž stávající kulturní krajina neodpovídá současným klimatickým poměrům (Jeleček 1995). Krajina, původně pokrytá hustými opadavými lesy, se změnila působením lidských aktivit v mozaiku tajgy – jehličnaté lesy, stepi – pole, lesostepi – ovocné sady a zahrady, lakustrálních zón – rybníky, zbytků mokřadů a rašelinišť a několika skalnatých stepí (Komárek 2009).

Na přelomu 18. a 19. století se využívání krajiny a osídlení v ní dostalo do relativně harmonických a vyvážených vztahů hospodářských a ekologických (Lów a Míchal 2003). Krajina získala typickou texturu i strukturu (Bukáček 2011). Tehdejší krajina, v průběhu dlouhých staletí vytvářená a prověřená soustava života v krajině bez dodatkové energie fosilních paliv, představovala trvale udržitelný stav

s maximálním užitekem pro člověka. Obraz harmonické krajiny z období baroka zůstal v povědomí lidí jako symbol užitečné krásy, ideálem vnímání kladných estetických hodnot (Löw a Míchal 2003) tak, jak bychom chtěli, aby naše okolí vypadalo. Krajinná struktura ovlivněná typickou rozdrobenou pozemkovou držbou zanesenou ve stabilním katastru je charakteristická mozaikou malých spolí, množstvím mezí, polních cest apod (Jeřeček 1995).

Ekologická rozmanitost české kulturní krajiny byla od druhé poloviny 19. století degradována průmyslovou revolucí a související intenzifikací zemědělství, přechodem ke kapitalismu a agrární krizí (Jeřeček 1995, Lipský 2000). Dynamický rozvoj sídelní struktury ve formě aglomeračního růstu a suburbanizace směrem do zemědělské krajiny šel ruku v ruce s populačním nárůstem. Během průmyslové revoluce se zvýšil podíl orné půdy asi o čtvrtinu a vlivem vysoké poptávky po stavebním dříví došlo k poklesu podílu lesních porostů (Löw a Míchal 2003). Výrazným milníkem pro vývoj krajiny byl odsun německého obyvatelstva z příhraničních oblastí po druhé světové válce (Jeřeček 1995). Zejména v pohraničí tak došlo k zániku množství sídel a část byla posléze zrušena i v rámci zvýšení neprostupnosti tzv. hranice míru (Löw a Míchal 2003). Následující období komunistické diktatury českou krajinu výrazně poznamenalo. Původní mozaika malých polí protkaných mezemi a polními cestami, ač zmenšovala podíl orné, resp. zemědělské půdy, podporovala význam ekostabilizačních a protierozních funkcí krajinných prvků. V 50. letech se však výrazně změnila (Boucníková a Kučera 2005). Rozvoj ústředního plánování socialistické ekonomiky se projevil stíráním regionální variability hospodářských systémů. Přemrštěná honba za výnosy, kdy se minerální hnojení stalo nezbytné, znamenala mnohdy velkoplošné odvodnění, či přizpůsobení velikosti a tvaru pozemku zemědělské technice. Vznikla síť středisek zemědělské výroby neboli JZD. Kolektivizace podle sovětského vzoru bojující s osobním vlastnictvím znamenala scelování pozemků zejména v 50. letech, kdy rozorání mezí, znamenající zrušení fyzických hranic mezi jednotlivými parcelami původních vlastníků, odstartovalo v krajině výrazné erozní procesy. V roce 1948 zaujímala průměrná polní parcela rozlohu zhruba 0.23 ha (Löw a Míchal 2003), u drobných hospodářství 7 arů (Dejmal 2008); v roce 1980 to bylo 10 až 15 ha (výjimkou nebyly souvislé bloky o velikosti 200 ha), čímž došlo ke změně krajinného měřítka. Změna

technologie rostlinné výroby spočívající v zastavení každoročního odvozu semen plevelů mimo pole znamenala významné zaplevelení polí a následný rozvoj aplikace herbicidů, které snížily biodiverzitu krajiny. Život v krajině se omezil na drobná refugia mezi zemědělsky využívanými plochami (Löw a Míchal 2003). Úbytek zemědělské půdy mezi lety 1948 až 1990 byl důsledkem rozsáhlé investiční výstavby v průmyslu, zemědělství, dopravě, bytové sféře, rozmachu povrchové těžby uhlí apod. (Štěpánek 1992). Oblasti s významnou těžbou nerostných surovin (Severočeský hnědouhelný revír, Ostravská a Sokolovská pánev) byly významně pozměněny s rozvojem těžby a skládkování, případně i průmyslovou výstavbou (Bičík a Kupková 2006).

V 80. letech došlo k hospodářské stagnaci vlivem prosazování ochrany zemědělského půdního fondu (Jeleček 1995). Od roku 1972 začínají být prosazovány územní systémy ekologické stability (Löw a Míchal 2003). Zároveň však probíhal proces marginalizace vlivem opouštění tradičního způsobu hospodaření zejména v horských oblastech (Romportl et al. 2008). Pohraniční oblasti se staly marginálními, tedy významově a polohově okrajovými regiony, které jsou poznamenány odlišnými historickými, politickými, ekonomickými, sociálními, kulturními i přírodními podmínkami (Havlíček et al. 2005). Po roce 1989 se nepříznivý vývoj venkovské krajiny probíhající od 50. let podle Lipského (2000) zastavil, avšak hrubozrnná struktura krajiny se nezměnila, jelikož vyhovuje používaným technologiím i celkovému evropskému trendu v zemědělském obhospodařování půdy (Lipský 2000). Celkový hospodářský útlum zemědělství a nedostatek peněz po sametové revoluci znamenal pro krajinu úlevu. Krajina se tak musela vypořádávat s náhlým omezením vstupů agrochemikálií (Löw a Míchal 2003)..

Novým trendem od 90. let se stala zástavba extravilánu zejména skladovými a mechanizačními objekty, která stejně jako intravilánová zástavba má významný vliv na vodní režim v sídlech (Jeleček 1995). Vlivem nadprodukce potravin a její nerentabilnosti dochází k útlumu zemědělské výroby v celoevropském měřítku (Lipský 2000).

Další významné velkoplošné změny krajinné struktury v Česku souvisely se vznikem národních parků vymezováním hranic a postupným zónováním a tvorbou či

opouštěním vojenských prostorů (zejména v posledním desetiletí) (Bičík a Kupková 2006).

Dle studie Seják et al. (2010) došlo od roku 1990 k celkovému poklesu počtu plošek, na kterém se nejvíce podílel proces extenzifikace zemědělské výroby. Mezi lety 1989 a 2003 došlo k nárůstu podílu neobdělávané orné půdy (Boucníková a Kučera 2005). Zpráva o stavu životního prostředí z roku 2016 konstatuje od roku 2000 nárůst ploch ostatních, vodních ploch a TTP; zároveň mírné zvýšení podílu ploch zastavěných, lesních a trvalých kultur. Celkově však došlo k poklesu podílu zemědělsky využívané půdy, zejména orné (Mertl et al. 2017).

Podle studie Sejaka et al. (2010) probíhalo především zatravňování orné půdy v ekonomicky nerentabilních podmínkách podhůří a vrchovin. Naproti tomu byl zaznamenán nárůst počtu tříd LC ve středních polohách, v zázemí velkých sídel, kde vlivem komerční i rezidenční sub/urbanizace, výstavby dopravních sítí a infrastruktury došlo ke zvýšení diverzity a fragmentace krajiny. Procesy extenzifikace vedly také k poklesu hustoty okrajů plošek krajinných tříd. Známé jsou příklady zalesňování enkláv orné půdy či TTP v jinak lesní krajině. Jinde došlo k masivnímu zatravňování mozaiky ploch lesů, TTP a orné půdy, ke změně v krajinu lesně—luční, resp. pastevní s naprostou převahou travních porostů. Tento proces homogenizace se odehrál zejména v marginálních oblastech a dokázal zamezit negativním dopadům vysokého stupně zornění v polohách vrchovin a pahorkatin. Na druhou stranu ale došlo vlivem zalesňování ke ztrátám cenných okrajových biotopů, drobných ploch mezofilních luk a pastvin se zásadním významem pro biodiverzitu zejména vyšších rostlin, bezobratlých a drobných savců. Tento proces byl výrazně regionálně diferenciován. Nárůst okrajů souvisí i s procesy urbanizace, výstavbou infrastruktury či umělých ploch vzniklých těžbou – probíhající regionálně diferencovanou fragmentací krajiny. Dle hodnot SHDI došlo v rámci České republiky mezi lety 1990 a 2006 na většině území, kromě intenzivních produkčních zemědělských oblastí, k nárůstu diverzity krajiny (Seják et al. 2010).

Petřík et al. (2015) shrnují vývoj české kulturní krajiny za posledních 60 let a navrhuje platformu pro její udržitelný management. Ta funguje v rámci programu „*Rozmanitost života a zdraví ekosystémů*“ za podpory Akademie věd. Cílem aktivity je sjednotit výzkum o krajině na jednotlivých vědeckých pracovištích AV ČR,

představit jejich práci a přeložit ji cílovým uživatelům do srozumitelného jazyka. Pomocí Platformy pro krajinu se podařilo vytvořit rámec pro komunikaci na téma vliv extrémního sucha a povodní a jejich dopadů na krajinu v ČR formou strategických a vědecko—naučných dokumentů a navrhnout konkrétní optimální řešení k minimalizaci negativních vlivů na krajinu. Od roku 2017 je klíčovým tématem výzkum v lesích, s cílem zapojit odborníky do veřejné debaty a na základě nových vědeckých poznatků připravit návrhy potřebných změn právní úpravy, reagující na nová zjištění, a seznamovat s nimi veřejnost (Platforma pro krajinu 2018).

4.2.2 TRENDY ZMĚN KRAJINY A JEJÍ HYBATELÉ V EVROPĚ

V evropském měřítku krajinné změny lze vycházet ze zprávy EEA o Land Use (EEA a JRC 2010), která konstatuje trendy změny krajinného pokryvu v EU na základě databáze Corine Land Cover mezi lety 1990, 2000 a 2006. Celková změna krajiny mezi lety 2000 a 2006 ve 36 sledovaných evropských státech představovala 1.3 % z jejich celkové rozlohy, což představuje zmírnění trendu z 90. let 20. století. Mezi státy jsou ale značné rozdíly. Nejvýraznější změna LC proběhla mezi lety 1990–2000 v České republice (0.81 %), mezi 2000–2006 pak v Portugalsku (v ČR už jen 0.33 %).

Celkově je v Evropě sledován trend výrazného nárůstu zpevněných ploch (o 3.4 % rozlohy kontinentu) mezi lety 2000 a 2006 – jedná se zejména o rozvoj ploch obytných, průmyslových a komerčních. V daném časovém horizontu vzrostla i rozloha orné půdy a trvalých kultur o více než 5 tis. km² a zároveň došlo ke ztrátě téměř 8.5 tis. km² plochy těchto typů LC v marginálních oblastech, kde ve větší míře probíhalo i zalesňování zemědělské půdy. Navýšila se také rozloha vodních ploch.

Urbanizační a suburbanizační procesy také způsobují vyšší fragmentaci zbývající přirozené a polopřirozené vegetace zejména rozvojem zástavby a dopravní infrastruktury na úkor ostatních kategorií land cover (kromě lesů a vodních ploch). Celých 30 % z celkové rozlohy Evropské unie je v menší či větší míře fragmentováno, což ovlivňuje konektivitu ekosystémů a zejména populace zvířat a rostlin, které se z důvodu překážek v migraci a šíření stávají v lokálním měřítku zranitelnějšími. V České republice byla zaznamenána jedna z nejvyšších úrovní fragmentace (EEA 2015).

Od 90. let minulého století je sledován sestupný trend podílu polopřirozené vegetace a druhově bohatých habitatů, částečně vlivem intenzifikace zemědělství, ale zejména zalesňováním zemědělské půdy (EEA a JRC 2010). Pokles rozlohy přirozených a polopřirozených stanovišť souvisí s urbanizací v kombinaci s opouštěním zemědělské půdy a intenzifikací zemědělské produkce (EEA 2015). Grădinaru et al. (2015) vyslovili myšlenku, že opouštění zemědělské půdy na perifériích měst v postsocialistických státech je prekurzorem rozvoje zástavby na tyto plochy. Jako praktickou ukázkou předkládají studii změny krajiny v okolí Bukurešti.

Nejvýraznějšími trendy vývoje zemědělské kulturní krajiny v Evropě jsou tedy extenzifikace neboli opouštění zemědělské půdy (doprovázené jejím zarůstáním či přeměnou na TTP, popř. rozvojem křovin) a na druhé straně intenzifikací jejího využití (Plieninger et al. 2016). V marginálních regionech s nevhodnými přírodními podmínkami dochází k úbytku ploch orné půdy a TTP ve prospěch porostů lesních, naopak v nížinných regionech vhodných k hospodaření dochází k zintenzivnění zemědělské výroby (Haines-Young 2009, Kuemmerle et al. 2016). Mezi lety 1990 a 2006 zkonstatovali Kuemmerle et al. (2016) celoevropský pokles intenzity zemědělského hospodaření a managementu ve směru od západu k východu. K poklesu orné půdy došlo od roku 1990 zejména ve východní Evropě (severovýchod a jihovýchod Polska, jihovýchod Čech, jižní Rumunsko, severní a centrální Bulharsko) a ve středomoří – např. střední a jižní Itálie, jižní Španělsko, sever Portugalska. Ohniska opouštění zemědělské půdy se nacházela hlavně na východě Evropy (severovýchod Polska, Litva) a ve Skandinávii. V některých regionech Rumunska a Maďarska došlo ale také k obnovení hospodaření (Kuemmerle et al. 2016). Je třeba si uvědomit, že v evropském kontextu tradiční využití území utváří diverzitu krajiny a právě extenzivní systém hospodaření napomáhá například udržovat cenná polopřirozená travní společenstva (EEA 2010b). Verburg et al. (2009) tvrdí, že trend opouštění půdy spolu s urbanizací je v současnosti v Evropě značně rozšířený a může mít vážné sociální, ekonomické a ekologické důsledky.

Také další konstatované trendy krajinné změny napříč celou Evropou, jako zalesňování a odlesňování, urbanizace a rozvoj infrastruktury v krajině, jsou způsobeny politickými/ institucionálními, přírodními/prostorovými, kulturními

a ekonomickými faktory působícími v různých kombinacích, ne separátně (Forman a Baudry 1984; Baudry et al. 2000). Podle Bürgiho et al. (2017) jsou hybateli těchto procesů v krajině zejména přístupnost a infrastruktura, politické převraty, pracovní trh, technologické inovace a klimatická změna. Dalšími faktory mohou být zemědělské praktiky či politika ochrany přírody (Paudevigne et al. 1997). Pro marginální oblasti je klíčová právě jejich poloha, přírodní nebo socio-ekonomické podmínky či politické vlivy (Bičík a Kabrda 2008).

Van Vliet et al. (2015) ve své meta studii publikací zaměřené na změnu zemědělské krajiny a její hybatele v Evropě, označil za prostředníky samotné krajinné změny farmáře, jejichž rozhodnutí vyústila právě v intenzifikaci či extenzifikaci zemědělských aktivit v dané oblasti. Demografické a sociokulturní faktory podle něj ve studiích nejsou zkoumány dostatečně.

Antrop (2005) mezi hlavní řídicí síly krajinných změn řadí přístupnost, urbanizaci a globalizaci, které jsou variabilní jak z hlediska trvání tak intenzity působení a jejich vnímání.

Další meta analýza publikací vytvořená Skokanovou et al. (2016) shrnuje hybatele krajinné změny v oblasti střední Evropy, kdy porovnává státy demokratické a post-socialistické. Hybatelé intenzifikace zemědělství a urbanizace jsou pro obě skupiny států podobné. Protikladem je proces opouštění zemědělské půdy, který je v demokratických státech ovlivněn zejména industrializací, obchodním prostředím a urbanizací, zatímco post—socialistické státy byly zasaženy kolapsem socialismu a následnými institucionálními reformami a ekonomickými zvraty (Baumann et al. 2011), což se odrazilo ve volném trhu a změnách systému podpory (Lieskovský et al. 2013).

V českém prostředí vymezil Bičík (2004) jako hlavní hybné síly (1) dovršení zemědělské revoluce spočívající ve zvyšování zastoupení orné půdy, (2) přechod k intenzifikaci zemědělství, (3) konjunkturu v zemědělství vlivem 1. fáze vědecko—technického pokroku v podobě vyšších výnosů, (4) pozemkovou reformu, nástup využití elektřiny a spalovacího motoru v zemědělství, (5) velkou hospodářskou krizi 30. let 20. století, (6) odsun českých Němců, pozemkovou reformu a znárodnění pozemků, (7) hospodářskou depresi a proces kolektivizace, (8) hospodářskou

stagnaci a spojování družstev, (9) návrat kapitalismu a tržní ekonomiky, transformaci zemědělství a zvýšení konkurence ze zahraničí (Bičík 2004).

Jako odlišný, ale neméně rozhodující faktorem budoucnosti kulturních krajín byla zkonstatována přítomnost invazních druhů. Montti et al. (2017) na příkladu invazního druhu ptačí zob lesklý (*Ligustrum lucidum*) pocházejícího z Asie ukazuje, jak výrazně tento druh pozměnil strukturu subtropických lesů v Argentině. Informace o jednotlivých vektorech šíření IAS a náchylnosti kulturní krajiny k šíření IAS může být nápomocná pro stanovení adekvátních opatření a umožnění předpovědi ekologických důsledků v předstihu.

4.3 MIMOLESNÍ DŘEVINNÁ VEGETACE A JEJÍ DYNAMIKA

Přítomnost a vývoj krajinných prvků dřevinné vegetace v zemědělské krajině nabývá s poklesem podílu polopřirozených společenstev na důležitosti. Velká pozornost je věnována dynamice lesních porostů a jejich managementu. Příkladem jsou interdisciplinární články zaměřené na vývoj lesa v České republice a jinde ve střední Evropě kombinující různé vědecké obory, jako např. ekologie, krajinná ekologie, historie a lesnictví (Müllerová et al. 2014; Szabó 2010, 2012; Szabó a Hédli 2013; Bürgi et al. 2013), nebo práce v rámci jednoho oboru, např. články Plieninger et al. (2012), či Skaloše et al. (2012) zaměřené na krajinnou úroveň, či Woitsch (2010) zkoumající vývoj lesů pomocí perspektivy historického výzkumu. Krajinným prvkům MDV se věnuje jen omezené množství studií, jejichž počet v posledních letech vzrůstá.

Terminologicky se mimolesní dřevinná vegetace shoduje s pojmy jako nelesní, roztroušená, rozvinutá, mozaikovitá či vysoká zeleň. Pojem rozptýlená zeleň je používán v územním popř. krajinném plánování a odborné literatuře zabývající se tvorbou a ochranou krajiny, životním prostředím apod. (Kolařík et al 2003); dle Marečka (2005) představuje: „*Zobecňující, souborné označení trvalé vegetace ve venkovské krajině, používané zejména v územním a krajinném plánování. Zahrnuje veškeré porosty dřevin, včetně bylinného patra, jež nejsou lesem, ani součástí zeleně intravilánů sídel.*“ Označovány tak jsou samostatně stojící dřeviny i porosty roztroušeně rostoucí ve volné krajině na zemědělské i nezemědělské půdě (Kolařík et al. 2003).

Aby mohly být vegetační plošky v krajině zařazeny do kategorie MDV, musí splňovat také kritéria maximální rozlohy a zápoje dřevin. Podle Skleničky (2003) je horní hranice velikosti plošného prvku MDV obvykle 3 ha, podle Trnky (2001) 0.3 ha a zároveň zápoj menší než 50 %.

Prvky MDV se mohou lišit v jejich původu, půdorysné dispozici, prostorové podobě, druhové skladbě atd. (Kolařík et al. 2003). Bulíř (1988) dle umístění v terénu rozeznává porosty doprovodné/samostatné (vzniklé nezávisle na půdním fondu), dle původu zemědělské/nezemědělské.

Z hlediska tvaru jsou rozlišovány prvky MDV bodové, liniové a plošné (Supuka et al. 1999; Prudký 2001; Sklenička 2003; Supuka et al. 1999). Bodová MDV – solitéry, zahrnuje 1 až 3 jedince (Supuka et al. 1999). Liniová zahrnuje vegetaci podél vodních toků a vodních ploch, podél komunikací; dále pak ochranné lesní pásy – větrolamy, dělící porosty neboli stromové či keřové porosty na hranicích (Prudký 2001). Jejich šířka nemá přesahovat 30 % jejich délky. V rámci této kategorie rozlišují Supuka et al. (1999) stromořadí (jedna řada dřevin), pásy (2 až 3 řady dřevin o šířce 5 až 10 m), pruhy (víceřadé prvky s průměrovou šířkou korun 10 až 30 m), živé ploty (tvarované výsadby keřů), živé stěny (kompaktní tvarované formy stromů), stinné pásy s charakterem větrolamů či ochranných pásů. Kategorie plošné MDV zahrnuje: remízky (stromové a křovinné porosty různé rozlohy), zeleň na plochách nevhodných k hospodaření (obvykle řídké formace stromů a keřů), maskovací (doprovod staveb), shluky a skupiny stromů (Prudký 2001).

Z legislativního hlediska se všechny výše jmenované pojmy označující MDV obsahově překrývají s pojmem „dřevina rostoucí mimo les“ vymezeném v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v §3, písm. g: *„strom či keř rostoucí jednotlivě i ve skupinách ve volné krajině i v sídelních útvarech na pozemcích mimo lesní půdní fond.“* Právě tento zákon zajišťuje MDV ochranu (dle § 7) – stanovuje ochranu před poškozováním a ničením; povazuje vlastníky ošetřování a údržbou dřevin. Pravidla povolení kácení dřevin stanovuje §8 (zákon č. 114/1992 Sb.).

Dále jsou vybrané porosty MDV chráněny jako významné krajinné prvky (VKP), definované v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v §3, písm. b jako: *„ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utváří její typický vzhled nebo přispívá k udržení její stability“*. Mezi VKP jsou zákonem řazeny lesy,

rašeliniště, vodní toky, rybníky, jezera, údolní nivy a další jiné části krajiny, které podle § 6 zaregistruje orgán ochrany přírody jako významný krajinný prvek, zejména pak mokřady, stepní trávníky, remízy, meze, trvalé travní plochy, naleziště nerostů a zkamenělin, umělé i přirozené skalní útvary, výchozy a odkryvy. Pokud jsou tedy dřeviny součástí VKP, je k jejich ošetřování potřeba stanovisko orgánu ochrany přírody, který je vyhlásil (zákon č. 114/1992 Sb.).

4.3.1 FUNKCE MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE

Prvky MDV jsou nepostradatelnou součástí intenzivně využívaných zemědělských krajín, kde je podíl stálé dřevinné vegetace všeobecně malý (Bulíř a Škorpík 1987). Pokud je podíl dřevinné vegetace v krajině dostatečný, tak má mnoho přírodních funkcí pro společnost (Laforteza et al. 2008). V intenzivní zemědělské krajině zůstává MDV posledními přírodě blízkými habitaty a předpokládá se, že plní řadu ekologických a agronomických funkcí (Forman a Baudry 1984; Baudry *et al.* 2000).

Funkce MDV, neboli souhrn reálných nebo potenciálních možností využívání jejich účinků (Špulerová 2006). Prudký (2001) rozdělil do tří skupin – produkční, ekologické a environmentální. Produkční funkce představuje produkci dřevní hmoty, ovocných plodů, využití některých plodů pro farmaceutický průmysl či medonosnost některých stromů a keřů. Ekologické funkce zahrnují 4 typy funkcí: edafické (stabilizace půdy proti erozi, ochrana půdy před negativními účinky škodlivých látek podél komunikací), hydrické (vyrovnávání bilance vody v přírodě, převod povrchového odtoku na podzemní, ochrana pramenišť), klimatické (resp. mikroklimatické skrze snížení výparu z půdy, zvýšení kondenzace vodních par, zmírnění teplotních extrémů, snížení rychlosti proudění vzduchu, prachový filtr, poskytování stínu) a biotické (poskytování úkrytu a potravy pro faunu, vytvoření biologických koridorů). Každý typ MDV plní většinou víc než dvě ekologické funkce v krajině. Environmentální funkce zahrnují také dílčí funkci rekreační (příznivý vliv na duševní zdraví člověka), krajínotvornou (zlepšení estetické hodnoty krajiny a asanování krajinného prostředí pod civilizačním tlakem) a ochránářskou (zajištění genofondu původních dřevin, zabezpečení ochranných pásem, zachování biodiverzity) (Prudký 2001).

Devět typů funkcí, které MDV v krajině může plnit, popisuje také Kolařík (2003), přičemž některé kategorie se překrývají. Jedná se o funkce: biologická (vytváření

přírodních refugií, posílení a stabilizace ekologických vazeb, tvorba biotopů pro organismy vytlačované z intenzivně využívaných ploch), meliorační (zlepšování mikroklimatických a biologických poměrů, úprava vodního režimu), izolační (ochrana okolí před nepříznivými účinky výfukových plynů, prachu, zápachu, hluku, optická bariéra), asanační, kulturní (uchování a zvýraznění kulturního charakteru krajiny), estetická (zvýraznění přirozeného charakteru území, stupňování estetické kvality, odclonění necitlivých zásahů do krajiny), naučná (výchova k estetice, kultuře, ochraně přírody), rekreační, produkční (přímá hospodářská výroba určitého produktu).

Špulerová (2006) dělí funkce MDV do skupin přírodní abiotické a biotické, antropické hospodářské a sociální. Právě kategorii antropických sociálních funkcí je třeba v rámci kulturní krajiny zdůraznit. Dřevinná vegetace je nositelem historického svědectví krajiny a hraje významnou roli v její paměti (např. Shama 2007). Jako krajinné prvky může být MDV neboli v zahraniční terminologii *trees outside forest* považována jako rozhraní mezi přírodou pro její ekologické hodnoty a společností pro její kulturní hodnoty (Naveh a Lieberman 1994; Oreszczyn a Lane 2000). Některé prvky MDV lze zařadit mezi historické krajinné struktury (např. hranice pozemků, valy, terasy), které jsou nositeli cenných hodnot tradiční kulturní krajiny (Jančura 1998).

Největší pozornost je obecně věnována koridorům – zejména živým neboli *hedgerows*, které ohraničují pozemky v krajinách megatypu *bocage* v západní Evropě (Baudry et al. 2000; Deckers et al. 2005). To může vycházet ze skutečnosti, že u nich bylo prokázáno, že podpůrné působí jakožto multifunkčních krajinných prvků (Baudry et al. 2000). Důležitost živých plotů v udržitelnosti zemědělských krajiny je tak čím dál více zdůrazňována (de Blois et al. 2002). Ucar a Hall (2001) a Marshall a Moonen (2002) prokázali jejich schopnost omezit erozi a pohyb pesticidů a hnojiv v krajině. Dokázáno je také jejich působení jakožto útočiště přirozených nepřátel hmyzích škůdců (Forman a Baudry 1984; Forman 1995; Thies a Tschardtke 1999). V nedávné době se o živé ploty, jako nositele vysoké biodiverzity (Roy a de Blois 2008), začali zajímat ochranáři. To souvisí se zjištěními, že tyto krajinné prvky fungují jako stanoviště, koridory či refugia množství rostlinných a živočišných druhů (Le

Coeur et al. 1997; Hinsley a Bellamy 2000; Dover a Sparks 2000; Thomas et al. 2001; Deckers et al. 2004; Gil-Tena et al. 2015).

Je také dokázáno, že MDV fungují jako refugia pro vyšší rostliny a živočichy jinak odkázané pouze na lesní prostředí (McCollin et al., 2000, Deckers et al. 2004, Wehling a Diekmann 2009a) a zároveň propojují fragmenty lesních společenstev (Roy a de Blois 2008; Wehling a Diekmann 2009b).

Předpokladem tedy je, že prostorová konfigurace daných krajinných elementů má vliv na biodiverzitu nejen na úrovni druhů, ale také v celkovém krajinném měřítku. Z krajinného hlediska mají tedy MDV jakožto multifunkční krajinné plošky pozitivní vliv na ekologickou stabilitu krajiny (Mattheck a Breloer 1995; Špulerová 2006).

4.3.2 HISTORICKÝ VÝVOJ MIMOLESNÍ VEGETACE

V českých podmínkách se MDV historicky většinou vyvinula jako zbytková ploška původních dřevinných porostů (Sklenička 2003), přirozenou sukcesí dřevin mimo les či úmyslným zakládáním — výsadbou (uměle) a kombinací posledních dvou zmíněných (Sklenička 2003; Bulíř 1988).

Historicky větší pozornost je věnována stromům, které jsou jedním z nejvýraznějších archetypálních symbolů v řadě lidských kultur (Bednaříková a Kysučan 2006). Strom symbolizuje život, sjednocení podsvětí, země a nebe. Háje a lesy jsou uctívány jak v antice, tak u Keltů, Germánů i Slovanů (Kocourková 2000). Mareček (2005) uvádí množství zvyklostí dokazujících úctu ke stromu projevovanou jak při jeho kácení, tak výsadbě. Pokroková panovnice Marie Terezie od roku 1752 nařídila vysazovat podél všech nových silnic stromy z důvodů hospodářských, estetických, orientačních i bezpečnostních. Kolem silnic celostátního významu bylo doporučeno vysazovat lípy, moruše, jeřáby, jasany, ořešáky, buky, jilmy a divoké ovocné stromy (Vysloužil 2007). O necelá dvě desetiletí později byla dalším nařízením zavedena povinnost sázet stromy nejen v krajině, ale i na vesnicích (Kocourková 2001). V tomto úsilí pokračoval i Josef II., který zavedl povinnost sázet stromy u škol a vyučovat ovocnářství, vysadit před svatbou snoubenců dva ovocné stromy (Kocourková 2000).

Komárek (2006) konstatuje přetrvávání blízkého vztahu ke stromům dodnes, který se podle něj projevuje hysterickými projevy veřejnosti při kácení stromů

a záslužností o výsadby stromů nových. Z této tradice vychází i ustanovení památných stromů dle § 46, odst. 1 zákona č. 114/1992 Sb. definovaných jako: "*mimořádně významné stromy, jejich skupiny a stromořadí.*"

Stromy tedy v porovnání s křovinami jsou společností vnímány více pozitivně. To dokládá také např. slovo "zákeřník" či "křovák" — tedy slova, která jsou od keře odvozená a mají vesmě pejorativní významy (Komárek 2018).

Po druhé světové válce zaznamenala mimolesní dřevinná vegetace české kulturní krajiny zásadní změny. Komunistický politický režim se odrazil v zemědělských technologiích, což vyústilo ve zničení mnoha prvků roztroušené zeleně v krajině s vidinou zvýšení produktivity. Kolektivizace a intenzifikace zemědělství významně zasáhla venkovskou kulturní krajinu. Od 50. let minulého století byly prvky MDV odstraňovány jako překážky velkoplošného způsobu produkce a jako možné identifikátory hranic jednotlivých pozemků. Jak je zmiňováno v kapitole 4.2.1 vývoje venkovské krajiny, došlo k výraznému nárůstu rozlohy jednotlivých polí. Výrazně se tím změnila polyfunkční mozaika zemědělské krajiny (Moldan et al. 1999).

Podle Dejerala (2008) bylo rozoráno na 240 000 ha mezí a 450 000 ha luk. Rozoráno bylo také více než 2/3 polních cest (dle Moldana et al. (1999) — v absolutních číslech 158 000 km); a zlikvidováno kolem 45 000 km liniové zeleně (Moldan et al. 1999 uvádí 4 000 km alejí, 49 000 km valů) a 50 000 ha remízků (Dejeral, 2008). Zcelování polí znamenalo pro průměrný katastr pokácení 350 až 400 vzrostlých stromů, odstranění 2 500 až 3 500 m² křovin (Moldan et al. 1990).

Šarapatka et al. (2008) zkonstatovali pokles MDV v rámci socialismu na 0.3 až 0.5 % rozlohy státu. Mareček a Bulíř (2001) odhadují celkovou výměru odstraněných porostů MDV v letech 1980–90 na 40 000 až 55 200 ha. Přibližně 80 % z nich se nacházelo na půdách nezemědělských, jednalo se zejména o doprovodnou zeleň komunikací a vodních toků.

Od roku 1990 je na území České republiky konstatován trend extensifikace zemědělství, doprovázený procesy sekundární sukcese dřevin zejména v marginálních oblastech (Bičík a Kabrda 2008). Po roce 2000 se projevil snahy o rozvoj tzv. multifunkčního zemědělství, kde má MDV své místo (Volaufová et al. 2008). Členství České republiky v Evropské unii znamenalo implementaci Společné zemědělské politiky (SZP) (MZe 2017). Po určitou dobu zemědělské dotace v rámci

agro-environmentálních programů financovaných EU rozptýlenou zeleň opomíjely – nebyly započítávány do plochy pozemku, na kterou byly poskytovány dotace. To se částečně změnilo přijetím kontrol podmíněnosti (cross-compliance) na úrovni farmy podporující dobré zemědělské a ekologické podmínky v krajině. Standardy dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy (tzv. DZES neboli Good Agricultural and Environmental Conditions), jako součást kontroly podmíněnosti, byly ustanoveny inter alia pro udržení biodiverzity a zajištění minimální údržby krajiny. DZES pravidlo 7 zahrnuje zachování krajinných prvků, včetně živých plotů, stromořadí, skupin stromů či solitérních stromů, okrajů polí a teras tam, kde je to vhodné. Zakazuje také kácení stromů a řezání křovin během období hnízdění ptáků. Stanovuje také opatření k zamezení šíření invazních druhů rostlin (Nařízení EU č. 1306/2013).

Doposud bylo publikováno jen několik studií zaměřených na dynamiku MDV z oblasti střední Evropy. Plieninger et al. (2012) aplikovali analýzu trajektorií změn MDV ve východním Německu mezi lety 1964 a 2008 pro zjištění, zda se lišily ztráty a nárůsty prvků a ploch MDV v socialistickém a post-socialistickém období (před a po roce 1990). Diviaková (2010) se zaměřila na analýzu přírodo-ochranné a krajino-ekologické významnosti liniových prvků MDV v modelovém území ve Štiavnických vrších na Slovensku. Hodnotila interakci liniových MDV s abiotickými podmínkami, vegetačním složením společenstev (fytocenologické snímkování) spolu s prostorovými charakteristikami plošek a významnosti vegetace daného biotopu. Studie zdůraznila důležitost zachování lineární MDV jako polyfunkčních prvků, nositelů estetických hodnot. (Supuka et al. 2013) se zaměřili na celkový vývoj MDV v kulturní krajině Slovenska na příkladu několika katastrálních území mezi lety 1869–1949–2012. Posuzovali početnost, plošnou rozlohu a umístění prvků MDV v krajině. Zaměřili se i na hodnocení druhového složení dřevin.

Demková a Lipský (2015) sledovali změny MDV mezi lety 1949, 1986 a 2011 ve slovenské části Bílých Karpat. Zkoumali vztah charakteristik porostů MDV (jako např. plocha, formace, původ, zápoj, funkce) na podmínkách prostředí. Pomocí krajinných metrií hodnotili změny v jejich rozšíření.

V české krajině se změnami MDV zabývá několik studií. Skaloš a Engstová (2010) se zaměřili na dlouhodobou dynamiku MDV v oblasti východních a severních Čech

založenou na použití archivních mapových podkladů (Císařské otisky stabilního katastru z let 1839–1843) a historických leteckých snímků z let 1938–1950–1966–1975, doplněnou terénním mapováním v roce 2006. Do analýzy zahrnuli i urbánní vegetaci.

Molnářová (2008), Sklenička et al. (2009), Zímová et al. (2013), Houfková et al. (2015) se zaměřili na dynamiku, popis a důležitost historických krajinných struktur zahrnujících i prvky MDV, jejichž vznik je datován až do období středověku.

Další výzkumy se týkají agrárních forem reliéfu, jako např. terasy, valy a haldy, které jsou často zarostlé vegetací, čímž tvoří MDV. V severozápadních Čechách v oblasti Českého středohoří a Krušných hor se vývojem těchto krajinných struktur zabývají například specializované mapy Elznicová a Machová (2010a až a) a studie Machová a Elznicová (2011). Riezner (2011a) konstatuje jejich význam v dané oblasti z hlediska krajinného rázu (Riezner 2011a), stejně tak u agrárních forem reliéfu v oblasti Jesenicka (Riezner 2011b).

V loňském roce byla publikována studie Demkové a Lipského (2017), která porovnávala intenzivně zemědělsky využívanou českou krajinu v nížině na Kutnohorsku a extenzivní krajinu pahorkatin ve slovenské části Bílých Karpat z hlediska časoprostorových změn distribuce a kompozice MDV po roce 1950. Studie analyzuje vztah rozlohy plošek MDV a charakteristik prostředí; krajinné metrie se použily pro zhodnocení rozdílů prostorové struktury a interakcí prvků MDV.

Novotný et al. (2017) sledovali vývoj a trajektorie MDV mezi lety 1953 a 2014 v šesti přírodních typech krajiny dle Romportla et al. (2013). Zvolil přístup kategorizace plošek MDV dle jejich tvaru, velikosti a lokality v krajině jako: remízy, stromořadí samostatné, stromořadí doprovodné podél technického/přírodního prvku, pásy a pruhy dřevinné vegetace samostatné, pásy a pruhy dřevinné vegetace doprovodné podél technického/přírodního prvku, solitérní prvky. Z hlediska trajektorií odlišil MDV zaniklou, perzistentní a nedávnou. Z jeho výsledků vyplývá, že nehledě na kategorii došlo k rozvoji lesa na úkor MDV a že většina nově vzniklých plošek se rozvinula na orné půdě či trvalých travních porostech. Jako nejstabilnější plošky MDV zkonstatoval ty doprovázející vodní prvky.

5 ZEMĚDĚLSKÁ KRAJINA A BIODIVERZITA

Porozumět, jak prostorová a časová heterogenita krajiny ovlivňuje biodiverzitu, je jedním z hlavních cílů moderní krajinné ekologie. Pro pochopení mechanismů ovlivňujících biodiverzitu v heterogenních a dynamických krajinách bez rozdílů jejich měřítek, propojuje krajinná ekologie ekologii společenstev, tradičně zaměřenou na lokální mechanismy ovlivňující biodiverzitu, a biogeografii, zabývající se strukturou a procesy probíhajícími na rozsáhlých územích (Sirami 2016).

Biodiverzita může být měřena a monitorována v několika úrovních. Whittaker (1960, 1972) rozlišil tři úrovně biodiverzity: *alfa* – druhová rozmanitost jednotlivých porostů či krajinných plošek; *beta* – diverzita mezi ploškami různých habitatů a ekosystémů, zahrnující změnu rostlinných společenstev podél environmentálních gradientů; a *gamma* (celková) diverzita, vztahující se k souhrnnému počtu druhů napříč ekosystémy v rámci určité krajiny, která vychází z obou předchozích úrovní.

Hodnocení ekologické kvality na krajinné úrovni se týká zejména diverzity stanovišť, přirozenosti biotopů či jejich integrity s abiotickými podmínkami, prostupnosti krajiny nebo konektivity a fragmentace biotopů (Seják et al. 2010).

Vzhledem k tomu, že široká environmentální diverzita podmiňuje vysokou diverzitu druhovou (Ricotta et al. 2003), může být hodnocení krajinné struktury na základě odborného posouzení podkladem pro hodnocení biologické diverzity na regionální úrovni (Duelli 1997; Bailey et al. 2007; Ortega et al. 2004).

5.1 VLIV KRAJINNÉ STRUKTURY NA DRUHOU BIODIVERZITU

Vztahy mezi krajinnou strukturou a druhovou diverzitou se zabývalo množství studií. Kopecká (2011) konstatuje, že pozitivní vliv na biodiverzitu mají následující vlastnosti krajinné struktury: vysoký podíl biotopů polopřirozené vegetace, velké plošky, vysoká diverzita biotopů, vysoká strukturální diverzita, vysoká konektivita a vysoká geomorfologická diverzita.

Biodiverzita v kulturní krajině je také spojena s prostorovou konfigurací, jak dokládají studie zaměřené na různé druhy rostlin a živočichů. Například (Steckel et al. 2014) zkonstatovali, že míra heterogenity krajiny souvisí s druhovou bohatostí a abundancí včel, vos a jejich antagonistů v travních společenstvech, zatímco lokální intenzita land use takový vliv nemá. Haenke et al. (2014) se zaměřili na vztahy mezi

konfigurací živých plotů, polí a lesů v zemědělské krajině s početností populací pestřenek, zejména na vliv návaznosti živých plotů na pole či na lesní porosty. Zkonstatovali, že pestřenek bylo více v živých plotech navazujících na lesy než ve společenstvech lesních okrajů. Zároveň byly pestřenky početnější na orné půdě než v živých plotech navazujících na lesní okraje, což znamená, že dochází k šíření pestřenek z polopřirozených stanovišť do přilehlých polí. Studie Konvičková et al. (2016) konstatuje porovnáním případových studií v Česku a Polsku, že menší rozloha polí podporuje početnost a druhovou diverzitu populací motýlů v zemědělské krajině. Duflot et al. (2017) hledali spojitost mezi druhovou bohatostí rostlin, početností střevlíkovitých (*Carabidae*) a krajinnou kompozicí a konfigurací. Střevlíkovití byli ovlivněni jak kompozicí, tak konfigurací krajiny, zatímco rostlinná společenstva jen kompozicí krajiny. Z výsledků vyplývá, že návaznost TTP a polí může zlepšit proces doplňování zdrojů mezi stanovišti pro střevlíkovité, zatímco dostupnost stanovišť a kvalita jsou hlavními faktory pro rostliny. V praxi je tedy vhodné podporovat synchronizační vztahy mezi TTP a plodinami a nadále dotovat obhospodařování trvalých travinných společenstev – tedy luk a pastvin pro podporu diverzity rostlin. Studie Liira et al. (2008) se zaměřila na zhodnocení vlivu dostupnosti a kvality stanoviště na druhové složení funkčních skupin a druhovou diverzitu rostlin v evropské zemědělské krajině. Lineární prvky podle nich nejsou s to kompenzovat ztrátu stanovišť, vzhledem k tomu, že většinou podporují generalisty a druhy tolerantní k disturbancím. Jako krok k zachování druhové diverzity vyšších rostlin v zemědělské krajině tak autoři upřednostňují ochranu a rozvoj existujících plošek přírodní a polopřirozené vegetace než spolehnání se na záchranný efekt liniových prvků.

Duflot et al. (2018) ve své další studii konstatují, že přítomnost prvků dřevinné vegetace poblíž trvalých travních porostů pozitivně přispívá k diverzitě společenstev střevlíkovitých brouků a ptáků. Villemey et al. (2015) na základě své studie zaměřené na diverzitu motýlů v kontextu prostorové konektivity travinných společenstev konstatují, že mozaika kvalitních plošek TTP a dřevinných porostů se zdá být pro podporu biodiverzity efektivnější než zlepšování konektivity travinných společenstev.

Také rozšíření ptáků v krajině je ovlivněno její strukturou, jak dokládá Villard et al. (1999), který konstatuje, že rozloha i konfigurace lesních porostů jsou prediktory

přítomnosti různých ptačích druhů. Klingbeil a Willig (2016) se zaměřili na vliv krajinné matrice a krajinné heterogenity na diverzitu lesních druhů ptáků v lesích mírného pásma a v jejich okolí, který byl podle výsledků tohoto výzkumu prokázán. Naopak hypotéza o významném vlivu celkové rozlohy habitatu, který dané druhy osidlují, prokázána nebyla. Výskyt všech druhů ptáků pozitivně koreloval s diverzitou krajinného pokryvu, která souvisí s vyšším podílem okrajových stanovišť. Fylogenetická diverzita ptáků byla konstatována vyšší v oblastech s rozsáhlejšími plochami lesů (Klingbeil a Willig 2016).

Studie Collinse a Fahriga (2017) se zaměřila na vztah mezi abundancí a diverzitou obojživelníků (skokanů a ropuch) a heterogenitou zemědělské krajiny — strukturní komplexity orné půdy. Jejich výsledky naznačují, že zachování dřevinných porostů v zemědělské krajině je nejefektivnějším možným způsobem k zachování diverzity obojživelníků, ale že navýšení heterogenity konfigurace například skrze redukcí rozlohy parcel orné půdy může mít také velmi podpůrný efekt (Collins a Fahrig 2017).

Kopecká (2011) konstatuje, že pozitivní vliv na biodiverzitu mají následující vlastnosti krajinné struktury: vysoký podíl biotopů polopřirozené vegetace, velké plošky, vysoká diverzita biotopů, vysoká strukturální diverzita, vysoká konektivita a vysoká geomorfologická diverzita.

Z výše zmíněných studií vyplývá, že rostlinné a živočišné druhy reagují na kompozici a konfiguraci krajiny odlišně. Klíčovými faktory jsou heterogenita krajinného pokryvu, velikost ploch orné půdy i TTP (jejich kvalita a způsob obhospodařování). Zároveň hrají významnou roli polopřirozená společenstva a jejich prostorová konfigurace, zejména konektivita.

5.2 DŮSLEDKY ZMĚN V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ PRO BIODIVERZITU

Časoprostorová dynamika krajinné struktury hraje významnou roli při změně klimatu v globálním, regionálním i lokálním měřítku, kdy může podporovat nárůst emisí CO₂ do atmosféry při narušování půdy a vegetačního krytu. Nepřímo může LUCC zapříčinit emise dalších skleníkových plynů. Krajinnou změnou je dále ovlivňována biodiverzita a ekosystémové služby, ale může též způsobit znečištění

vod, půdy a ovzduší (EEA a JRC 2010). Významnými procesy, probíhajícími v přírodních krajinách, jsou úbytek habitatů a jejich fragmentace, intenzifikace využití půdy a degradace stanovišť. Z ekologického hlediska tak dochází ke změnám jako je ztráta biodiverzity, vymírání druhů, změna druhového složení a ztráta kritických ekosystémových služeb, které biodiverzita poskytuje (MEA 2005)

LUCC byla uznána jako jeden z hlavních faktorů ovlivňujících globální environmentální změnu (Dale et al. 1993). Změny v důsledku antropogenní činnosti se odrážejí v krajinné heterogenitě a diverzitě zemědělské krajiny. Vzhledem k tomu, že v Evropě je zemědělsky obhospodařováno 40 % jejího území (EUROSTATa 2017), je problematika s ohledem na udržitelné využívání kulturní krajiny zásadní.

Studie Chapina *et al.* (2000) kvantifikovala na základě modelování variability krajiny a s ní spojených tlaků (se zahrnutím vlivu různých scénářů environmentální změny) silný globální úbytek lokální suchozemské biodiverzity – 13.6 % v rámci druhové bohatosti, 10.7 % celkové abundance a 8.1 % variability zvláště chráněných druhů. Druhová diverzita má funkční důsledky pro ekosystémy, jako je přímá změna toků a zdrojů energie či nepřímý vliv skrze abiotické podmínky (např. omezení zdrojů, disturbance, klima). Kromě vlivu na současné fungování ekosystémů ovlivňuje druhová diverzita i resilienci a resistenci ekosystémů k environmentální změně (Chapin et al. 2000). Procesy destrukce, fragmentace a degradace habitatů způsobené vlivem změny land use patří mezi ty, které ohrožující biodiverzitu nejvíce (Council 2010).

V kontextu globální environmentální změny, charakteristické ubýváním polopřirozených stanovišť, je důležité pochopení provázanosti krajinné struktury s biodiverzitou a ekologickými procesy na úrovni ekosystémů/habitatů. Změna krajinné prostorové heterogenity se odrážejí v rozloze a kvalitě klíčových stanovišť (v beta diverzitě) a v poklesu druhového složení přítomných společenstev (alfa diverzitě) (Forman a Godron 1993; Erisman et al. 2016).

Intenzifikace zemědělství způsobuje, kromě ztráty habitatů a jejich znehodnocení přeměnou přirozených ploch na plochy zemědělského využití, také výrazný pokles specifické biodiverzity na zemědělsky obhospodařované půdě (Erisman et al. 2016). Walz (2011) se zaměřil na vliv způsobu obhospodařování na biodiverzitu v zemědělské krajině nedaleko Ontária v Kanadě. Diverzita a početnost zkoumaných

taxonů (ptáků, rostlin, motýlů, pestřenek, střevlíků a pavoukoců) byla zkoumána ve vztahu k průměrné rozloze parcely, podílu obhospodařované krajiny a Shannonově diverzitě pěstovaných plodin. Nejvýraznější byl konzistentně negativní vliv průměrné velikosti pole na jeho biodiverzitu, která s nárůstem velikosti plošky klesala. Přitom průměrná velikost parcely orné půdy v České republice je jedna z největších v Evropě – 0.59 ha (ČUZK 2017) v porovnání např. se Slovenskem – 0.45 ha (Ciaian 2008), Makedonií – 0.3 ha (Noev et al. 2003) či Slovinskem – 0.38 ha (Ministry of Agriculture, Forestry and Food 2007). Brady et al. (2009) konstatují, že průměrná rozloha půdního bloku na Vysočině je desetinásobně až dvacetinásobně větší než ve srovnatelných oblastech Itálie a Švédska.

Kontrastním procesem je fragmentace – fenomén poklesu rozlohy stanovišť, jejímž důsledkem může být ztráta stanovišť, omezení konektivity, narušení metapopulační dynamiky druhů a v neposlední řadě také ohrožení existence vzácných a chráněných taxonů. Fragmentace rovněž umožňuje šíření ekotonových a invazních druhů. Celkově tedy dochází ke změně biodiverzity a schopnosti ekosystémů poskytovat jejich služby (Chytrý et al. 2008a). Z hlediska fragmentace krajiny mají vypovídající hodnotu údaje o rozloze a počtu plošek jádrového území (Bastian et al. 2006). Fragmentace stanovišť jde ruku v ruce s rozvojem infrastruktury a zpevněných ploch (Jaeger et al. 2011).

Daší měřitelnou charakteristikou krajinné konfigurace je konektivita stanovišť, která je jedním ze zásadních parametrů fungování krajiny a zároveň důležitým ukazatelem míry její fragmentace (Bennet 1999). Konektivita je nezbytná pro udržení populací rostlin a živočichů ve fragmentované krajině (Forman a Godron 1993; Bennett 1999), což je také důvodem pro vzrůstající počet studií, které se v současnosti na tuto charakteristiku zaměřují (Correa Ayram et al. 2016). Příkladem je studie Alados et al. (2009), kteří zkoumali křovinná společenstva ve fragmentované krajině národního parku Cabo de Gata v jihovýchodním Španělsku. Studie van Strien a Grêt-Regamey (2016) modeluje interakce různých konfigurací lidských sídel a silniční sítě s konektivitou stanovišť pro vybrané druhy a demonstrovala důležitost vzájemného propojení těchto prostorových sítí v ekologických analýzách. Marrotte et al. (2017) se zaměřili na tok genetické diverzity několika druhů v okolí kanadského Ontaria. Rešerše Correa Ayram et al.

(2016) věnující se konektivě stanovišť z hlediska ochrany biodiverzity konstatuje, že nejčastějším cílem ochranně laděných studií bylo vytvoření strategií ke správě a prostorové ochraně proti procesům jako fragmentace, ztráta stanovišť či rozvoj zástavby. Cíleným výstupem většiny studií byli identifikace a výběr chráněných území na základě konektivity a množství dalších kritérií (zejména vzdálenost šíření fokálního druhu a dostupnost stanovišť) nebo také identifikace a návrh možného koridoru pro umožnění pohybu určitých druhů.

5.3 MONITOROVÁNÍ ZMĚN BIODIVERZITY V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ

Důležitost monitorování biodiverzity je evidentní více než dříve v rámci tvorby strategických plánů ochrany přírody směrem k managementu přírodních zdrojů pro uchování druhové a ekosystémové biodiverzity (Margules a Pressey 2000). Doposud bylo ustanoveno několik indikátorů pro monitoring biodiverzity, např. globální indikátory Úmluvy o ochraně biodiverzity (Strand et al. 2007) a indikátory na úrovni EU (EEA 2007b).

Způsobům monitorování biodiverzity v České republice se věnuje již Absolon (1994). Další aktivitou monitoringu krajiny na ekosystémové úrovni bylo zmapování biotopů pro potřeby vyhlášení CHÚ dle směrnic 2009/147/ES, o ochraně volně žijících ptáků a 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, které ustanovují ptačí oblasti (angl. *Special Protection Areas – SPA*) za účelem ochrany ptáků a evropsky významné lokality) za účelem ochrany přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (angl. *Sites of Community Importance – SCI*). Dohromady tyto kategorie CHÚ implementované v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny tvoří soustavu chráněných území Natura 2000. Vymezení indikátorů pro monitoring a hodnocení biodiverzity na krajinné úrovni v českém prostředí shrnují již Romportl et al. (2008).

V souladu se strategií ochrany biodiverzity v EU - *Naše životní pojistka, náš přírodní kapitál: strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020* (EK 2011) byly explicitně stanoveny cíle pro jednotlivé oblasti. Scénář EU pro biologickou rozmanitost z roku 2010 a aktualizované ukazatele biologické

rozmanitosti (EEA 2012b) představují v tomto rámci klíčové složky. Jednotlivé indikátory jsou přiřazeny ke strategickým cílům v rámci Úmluvy o biologické rozmanitosti a cílům Evropské strategie zachování biodiverzity (BISE 2018).

Cílem na úrovni druhové a ekosystémové diverzity je úplná implementace nařízení o ptácích a stanovištích. V ČR jich je doposud vyhlášeno celkem 41 ptačích oblastí a 1 112 EVL, včetně EVL vyhlášených novelou nařízení vlády č. 73/2016 Sb. (Natura 2000 - AOPK ČR). Pro zhodnocení naplňování cíle "udržování a obnovy ekosystémů a jejich služeb" byly stanoveny indikátory jako např. fragmentace přirozených a polopřirozených oblastí se zaměřením na lesní porosty, ochranný status druhů a stanovišť evropského významu či zábor půdy (BISE 2018). V rámci těchto indikátorů lze zkonstatovat, že se zábor zemědělské půdy v České republice mezi lety 2006 a 2012 odehrál na téměř 13 tis. ha (zhruba na 1.65 % její rozlohy). Zároveň došlo k rozvoji zpevněných ploch, rozšířily se zejména na úkor orné půdy, trvalých kultur, pastvin a smíšených zemědělských ploch, v menší míře pak na úkor lesů a přechodových dřevinných společenstev (EEA 2018).

V rámci cíle zvýšení podílu zemědělství a lesnictví na udržení a posílení biologické rozmanitosti bylo stanoveno, že: "V zemědělství má být do roku 2020 maximalizován podíl zemědělsky využívaných ploch (pastvin, orné půdy a stálých plodin), na něž se budou vztahovat opatření spojená s biologickou rozmanitostí v rámci SZP, aby mohla být zajištěna ochrana biologické rozmanitosti a mohlo být dosaženo měřitelného zlepšení stavu druhů a stanovišť z hlediska ochrany u těch, které závisí na zemědělství nebo jsou jím ovlivňovány, a při poskytování ekosystémových služeb ve srovnání se scénářem EU z roku 2010, a přispět tak k posílení udržitelného řízení" (EK 2011). Jako ukazatele vývoje situace v rámci toho cíle byly stanoveny: abundance a rozšíření běžných druhů ptactva a lučních motýlů, ochranný status druhů a stanovišť propojených s agro-lesnictvím a travními porosty, zemědělské oblasti v režimu managementu podporujícím biodiverzitu - tedy např. ekologické zemědělství, či rozloha zemědělské půdy finančně podporované v rámci Programu rozvoje venkova, který dotuje zemědělské postupy šetrné k životnímu prostředí.

Mezi další patří agro-environmentální ukazatele, které vypovídají o stavu a diverzitě krajiny (krajina — stav a diverzita), popisující dominanci a vnitřní strukturu zemědělské krajiny, její hemerobitu, zájem a vnímání zemědělské krajiny

společností. Pro popis krajinné struktury byly vybrány metrie: index největší plošky (*Largest Patch Index – LPI*) jako ukazatel fragmentace zemědělské krajiny a počet pěstovaných plodin na jednotku plochy jako ukazatel diverzity zemědělské krajiny (EUROSTATb 2017).

Jako měřítko úrovně biodiverzity na krajinné úrovni byl zaveden také agro-environmentální ukazatel "podíl odhadovaných ploch HNV zemědělství" (*High Nature Value farming*) z celkové zemědělsky využívané plochy" (MZe 2014; EUROSTATc 2017). Koncept HNV zemědělství, tj. zemědělství s vysokou přírodní hodnotou, vychází z poznání, že ochrana biodiverzity v Evropě významně závisí na uchování extenzivního způsobu hospodaření (*low-intensity farming, semi-natural farming*). Dané zemědělské systémy, charakteristické produkčními cykly s nízkými vstupy i výnosy a zároveň trvalou udržitelností, se dodnes zachovaly jen v lokalitách s přirozeně nízkou produktivitou danou lokálními přírodními podmínkami a v marginálních oblastech s nízkou hustotou osídlení. Jedná se zpravidla o pastviny, louky, sady či ornou půdu půdu se zachovalými přírodě blízkými prvky typů meze, remízky, živé ploty, mokřady a prameniště. Kromě toho, že jsou tyto oblasti zásadní pro zachování evropské biodiverzity (přírodní i kulturní), poskytují řadu dalších ekosystémových služeb, mimo jiné udržují charakter evropské venkovské krajiny (Maděra 2012). V České republice se jedná především o TTP, které se rozkládají na více než 400 tis. ha, velmi málo je ekologicky obhospodařována orná půda (cca 66 tis. ha) (Mertl et al. 2017).

Zpráva o stavu životního prostředí EU z roku 2015 shrnuje, že intenzifikace zemědělského využití krajiny a opouštění půdy spolu s rozvojem zástavby a infrastruktury jsou v Evropě pro biodiverzitu nejzásadnější. Zemědělství a antropogenní změny přírodních podmínek mají největší dopad na terestrické ekosystémy – nedošlo k žádnému zlepšení status evropských zemědělských druhů a stanovišť od roku 2001. U travinných společenstev a mokřadů byl zaznamenán nejvyšší podíl ploch v nepříznivém či zhoršujícím se stavu (EU 2015). Populace běžných druhů ptáků se od roku 2010 stabilizovaly, ale u druhů volné krajiny pokračoval sestupný trend (EU Resource Efficiency Scoreboard 2015); populace lučních motýlů prudce klesá beze známky stabilizace (Zpráva EU 2015).

Podíl ekologického zemědělství, způsobu obhospodařování, který pozitivně ovlivňuje druhovou bohatost rostlinných společenstev (Rader et al. 2014), v České republice dosáhl v roce 2016 podílu 12% ze zemědělského půdního fondu (506 106 ha) (Mertl et al. 2017), což je výrazně více než průměr 6.2 % pro státy v rámci evropské 28 (v roce 2012). Tak vysokého podílu dosáhli už jen Estonsko, Litva, Slovinsko a Slovensko. Lokalizováno je zejména ve vyšších polohách, kde se jedná převážně o TTP (EU 2016), tedy pastviny a louky s nízkou intenzitou.

V rámci lesního hospodaření má být do roku 2020 dosaženo hodnotitelného zlepšení statusu ochrany druhů a stanovišť, která jsou závislá a ovlivňovaná lesním hospodařením, a souvisejících ekosystémových služeb v porovnání se stavem v roce 2010. Ukazateli v této oblasti jsou: abundance a rozšíření běžných lesních druhů ptactva, ochránářský status lesních druhů a stanovišť evropského významu, objem mrtvého dřeva ponechávaný v lese a poměr vytěženého dřeva a vysazených stromů.

Dalším cílem v rámci zachování biodiverzity je bojovat proti invazním nepůvodním druhům (IAS – invasive alien species), kteří jsou jedním ze specifických hybatelů ztráty biodiverzity. Jako cíl je stanoveno do roku 2020 identifikovat a upřednostnit prioritní druhy ke kontrole a eradikaci a zároveň zamezit dalším druhům v introdukci a uchycení. Indikátorem je abundance jednotlivých invazních druhů rostlin a živočichů (BISE 2018). Pro naplnění cílů bylo vydáno nařízení EU č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů.

6 ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY

Biologické invaze byly označeny po úbytku stanovišť jako druhý nejvýznamnější iniciátor globální ztráty biodiverzity a zároveň i její důsledek (Vitousek et al. 1996; Úmluva o biologické rozmanitosti 2010). Tato dizertační práce se bude věnovat jen invazi vyšších rostlinných druhů.

6.1 TERMINOLOGIE BIOLOGICKÝCH INVAZÍ

Rostlinné invaze jsou způsobeny rostlinnými druhy, které se přesunuly na nové místo postneolitickým působením člověka. Mají schopnost se samostatně rozmnožovat, masově se šířit, vytvářet husté porosty a často silně ovlivňovat původní druhy (Marková a Hejda 2011).

K tomu, aby byl druh označen za invazní v biogeografickém smyslu slova, musí splňovat následující kritéria (Richardson et al. 2000):

- být nepůvodní v dané oblasti (na daném území se přirozeně nevyskytuje, původní areál rozšíření je jinde,
- musí být do oblasti zavlečen člověkem, ať již přímo či nepřímo, úmyslně či neúmyslně,
- musí překonat několik geografických a ekologických bariér,
- musí se v dané oblasti bez pomoci člověka šířit.

Pojem *invazní druh* vychází ze schopnosti šíření druhu, není tedy synonymem pro druh s negativním impaktem (Daehler 2001; Pyšek et al. 2004). Nepůvodní druhy jsou klasifikovány podle Pyška et al. (2004, 2008), Richardsova et al. (2000) dle míry zdomácnění na přechodně zavlečené (angl. *casual species* — druhy jejichž přežívání závisí na opakovaném přísunu diaspor v důsledku lidské činnosti), zdomácnělé neboli naturalizované druhy (angl. *naturalized or established species* – druh v území se pravidelně rozmnožující po dlouhou dobu a nezávisle na lidských aktivitách) a invazní druhy (naturalizované druhy, které se na území šíří rychle a do značné vzdálenosti od mateřské populace).

Nařízení EU č. 1143/2014 definuje invazní druh jako ten, nepůvodní druh, u kterého bylo zjištěno, že jeho zavlečení, vysazení či šíření ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby, nebo na ně má nepříznivý dopad. V české legislativě jsou nepůvodní druhy definovány v zákoně č. 114/1992 Sb.,

o ochraně přírody a krajiny a v zákoně č. 99/2004 Sb., o rybářství; škodlivé organismy v zákoně č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči. Omezení vypouštění nepůvodních druhů je ukotveno i ve vodním zákoně č. 254/2001 Sb.

V rámci terminologie invazní ekologie se odlišují pojmy invadovanost a invazibilita společenstva. Invadovanost (angl. *level of invasion*) představuje počet, podíl či pokryvnost nepůvodních druhů zastoupených ve společenstvu (Chytrý a Pyšek 2008), zatímco invazibilita (angl. *invasibility*) vyjadřuje zranitelnost habitatu a daných společenstev vůči invazi (Williamson 1996; Lonsdale 1999). Jedná se o vlastnost ekosystému ovlivněnou abiotickými podmínkami stanoviště (Lonsdale 1999; Richardson et al. 2000). Důvodem, proč tyto dva pojmy musíme odlišovat je, že z invadovanosti nemůžeme jednoznačně odvodit, jak je určité společenstvo nebo území náchylné k invazím. Společenstvo relativně odolné vůči invazi nepůvodních druhů může být i přesto poměrně silně invadováno a to za předpokladu, že z nějakého důvodu se do něj dostává velké množství diaspor nepůvodních druhů. Naopak společenstvo velmi citlivé k invazím může být invadováno velmi málo, pokud se nachází v místě, kde je přísun diaspor nepůvodních druhů pouze nepatrný (Chytrý a Pyšek 2008).

Impakt šíření IAS označuje ekologické, ekonomické a sociální důsledky invaze, tedy dopad na biodiverzitu, fungování ekosystémů a společenské hodnoty včetně lidského zdraví (Pyšek et al. 2008a).

6.2 POČETNOST INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN V EVROPĚ A ČESKÉ REPUBLICĚ

Evropská databáze nepůvodních druhů Delivering Alien Invasive Species Inventory for Europe (DAISIE 2018) uvádí přes 11 tisíc druhů. Podle van Kleunen et al. (2015) je zhruba 5 tisíc druhů rostlin v Evropě zdomácnělých. Jen zhruba 15 % nepůvodních druhů v databázi negativně ovlivňuje biodiverzitu (DAISIE 2009).

Podle Katalogu nepůvodních rostlin České republiky (Pyšek et al. 2012a) se na našem území vyskytuje 1 454 nepůvodních taxonů (včetně poddruhů a hybridů), z nichž 985 je klasifikováno jako přechodně zavlečených, 408 jako naturalizovaných a 61 jako invazních. Z invazních druhů je však označeno pouze 31 taxonů, které mají

prokazatelný negativním dopad (Křivánek et al. 2004) – tedy zhruba 6 % z nepůvodních přechodně zavlečených druhů.

Invazní nepůvodní druhy rostlin lze rozdělit na archeofyty a neofyty – podle období, kdy se dostaly na území Evropy. Archeofyt je druh zavlečený v období mezi neolitem a rokem 1500 (resp. objevením Ameriky) (Pyšek et al. 2008a). Podle Pyška et al. 2012) v této skupině převládají taxony naturalizované (57.4 % ze všech archeofytů) a méně pak se jedná o taxony zavlečené (39.4 %). Druhá skupina – neofyty – zahrnuje druhy zavlečené po roce 1500 (Pyšek et al. 2008a). Oproti archeofytům převládají v této skupině druhy zavlečené (76.7 % ze všech neofytů), naturalizovaných taxonů zahrnují méně (18.8 %). V české nepůvodní flóře je zastoupeno zhruba 350 druhů archeofytů (24.1 %) a 1 104 druhů neofytů (75.9 %) (Pyšek et al. 2012b)

6.3 ŠÍŘENÍ INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN

Proces invaze nových taxonů na neobsazená místa v krajině lze rozdělit do tří fází. První fází je zavlečení neboli introdukce čili úmyslný nebo neúmyslný přenos taxonů na nové geografické území a vytvoření populací dospělých rostlin. Druhou fází představuje kolonizace, při které se zavlečené taxony množí, a důsledkem toho se zvyšuje početnost taxonů. Třetí a poslední fází je naturalizace, při níž se již nová populace rozsáhle šíří a stává se součástí místní flóry (Richardson et al. 2000).

Nejhojněji globálně rozšířené rostliny mají většinou společné vlastnosti, jako jsou malá semena rozptylovaná větrem a zvířaty, odolnost vůči patogenům a herbivorům, nenáročnost na podmínky obsazovaných habitatů (Stohlgren et al. 2011). Invazní rostlinné druhy jsou většinou krátkověké, rychle rostoucí a produkují velké množství biomasy. Bývají méně náročné na půdní vlhkost a produkují velké množství semen, kterými se rozmnožují, mají vysokou plodnost, semena dobře klíčí, snadno se šíří a jsou schopny přežít v nepříznivých podmínkách (Pyšek 2001).

O konečném zavlečení však nerozhodují jen tyto vlastnosti, ale i klimatická podobnost mezi oblastí původního výskytu s druhotným areálem, nepřítomnost přirozených škůdců a také to, že se druh vyváže z ekologických vazeb, jež v místě svého původního rozšíření regulují velikost jeho populace. Uvádí se, že druhy ve

svém domácím prostředí nedosahují tak statného vzrůstu, jako v oblastech, kde jsou zavlečené (Pyšek 2001).

Rychlost šíření původních druhů a invaze druhů nepůvodních je ovlivněna mnoha faktory, které se vzájemně liší podél prostorové a časové škály. Mezi tyto faktory lze zahrnout klima a počasí, strukturu vegetace, dostupnost zdrojů, množství přítomných druhů v sekundárním areálu, přísun diaspor a související ekosystémové procesy (kompetice, nemoci, adaptace aj.) (Stohlgren et al. 2006). Aspektem šíření je tedy i klimatická změna způsobující změnu biotů a umožňující tak např. přezimování IAS z teplejších regionů (Diez et al. 2012). Zmiňovaný přísun diaspor (angl. *propagule pressure*), neboli množství rozmnožovacích částic nepůvodních druhů, které se dostávají do systémů, může zvýšit šance na úspěšné šíření v dosud neobsazených areálech (Lockwood et al. 2005). Dalším faktorem je i intenzita přísunu diaspor, často podpořená činností člověka (Pyšek et al. 2008b).

Faktorem pro šíření IAS jsou také vzdálenosti od vektorů šíření, jako jsou vodní toky, komunikace, železnice či vzdálenost od zástavby (Křivánek et al. 2004; Pyšek et al. 2012a; Hodkinson a Thompson 1997; Lundgren et al. 2004), kde je zvýšený tlak propagulí těchto druhů (Lonsdale 1999; Levine et al. 2003).

Významným faktorem pro šíření IAS jsou disturbance na všech úrovních (Zurlini et al. 2013; Waldner 2008; Theoharides a Dukes 2007; Stohlgren et al. 2006). Změna režimu disturbancí způsobuje narušení konkurenčních vztahů mezi přítomnými druhy, a tedy destabilizaci společenstva (Prach a Pyšek 1997). Narušená stanoviště a vegetační typy s kolísavým množstvím zdrojů, zejména ta eutrofní, jsou invadována nejvíce (Pyšek et al. 2012b). Mnoho IAS nejprve kolonizuje narušené habitaty a některé se pak šíří do polopřirozených společenstev (McNeely et al. 2001).

Pro šíření invazních druhů má stěžejní význam i struktura krajiny (mozaikovitost, množství liniových prvků apod.), včetně struktury ekonomické a sociální (intenzita pohybu lidí a materiálu, charakter průmyslu aj.) (Prach a Pyšek. 1997) — více viz kapitola 6.5 Invaze a změna krajiny.

6.4 INVADOVANOST STANOVIŠŤ

Míra invadovanosti stanovišť vypovídá o rozsahu či závažnosti IAS přítomných v daném ekosystému (Richardson et al. 2007; Chytrý et al. 2008a). Určité

ekosystémy jsou považovány za více ohrožené invazí než jiné (Chytrý et al. 2005a), kdy invadovanost je ovlivněna mírou shody mezi stanovištěm, nároky daného invazního druhu a invazibilitou daného stanoviště dle kompetičních schopností přítomné vegetace (Lonsdale 1999).

Pro hypotézu, že některá společenstva jsou náchylnější k invazi, chybí přesvědčivé důkazy (Prach a Pyšek. 1997). Obecně rozšířená idea je, že druhová bohatost společenstva ovlivňuje jeho invadovanost (Lonsdale 1999). Teorie biotické rezistence tvrdí, že společenstva s vysokou diverzitou jsou více rezistentní k invazi než společenstva chudá (Kennedy et al. 2002; Elton 1958). Prokázaná ale byla jen závislost poměru druhové bohatosti původních a nepůvodních druhů ve společenstvu v lokálním měřítku. Na regionální a globální úrovni se nejspíš vlivem heterogenity území tato charakteristika stírá (Herben et al. 2004; Stohlgren et al. 2006). Naopak obecný model biotického přijetí v invazní ekologii fungující na mnoha úrovních ekosystémů konstatuje, že přirozené ekosystémy umožňují koexistenci introdukovaných druhů spolu s přítomností a bohatstvím druhů původních (Stohlgren et al. 2006). Kolonizace vyspělého, sukcesně relativně nenarušeného společenstva většinou vyžaduje, aby daný taxon překonal určité další faktory zabráňující šíření (McNeely et al. 2001), jako jsou např. bariéra geografická, environmentální či reproduční nebo omezení šíření a disturbancí přirozených habitatů (Richardson et al. 2000).

Obecně je potvrzeno, že ostrovy jsou invadovány více než pevnina, Starý svět méně než Nový svět, pevninské oblasti temperátní a boreální zóny více než pevninské oblasti tropů, nížiny více než horské oblasti (Chytrý a Pyšek 2008).

Malé množství nepůvodních druhů rostlin se poté vyskytuje v extrémních a na živiny chudých biotopech — např. rašeliništích, vřesovištích, alpinských a subalpinských trávnících a křovinách, ale také přirozených jehličnatých lesích (Chytrý et al. 2005a, 2008a). Naopak většina nepůvodních druhů byla nalezena v pravidelně narušovaných biotopech s kolísavou dostupností živin, což jsou obvykle biotopy ovlivněné člověkem (Bímová et al. 2004), jako jsou ruderalní bylinná vegetace, staveniště, výsypky, orná půda, křovinné porosty, porosty pionýrské lesní vegetace u lesních pasek a porosty nepůvodních dřevin (Sádlo et al. 2007).

Pyšek et al. (2010b) zkonstatovali, že zemědělské a urbánní habitaty poskytují životní prostor nejvyššímu počtu nepůvodních rostlinných druhů, zatímco TTP a křoviny byly obecně invadovány méně. Nejvíce ohrožená invazí a zároveň invadována je plevelová vegetace polních kultur; vysoká invadovanost panuje v jednoleté a trvalé ruderalní, sešlapávané vegetaci. Listnaté lesy jsou invadovány zejména při zakládání porostu. Dále jsou invazemi IAS významně zasaženy skládky a jejich okolí nebo člověkem ovlivněná vysokobylinná společenstva (Chytrý et al. 2005b, 2008a, 2008b). Mnoho druhů invaduje biotopy pobřežní a aluviální (Chytrý et al. 2005b, 2008a; Pyšek et al. 2010b; Kalusová et al. 2013). IAS jsou spojeny s prostředím měst mnohem více než druhy původní (Chytrý et al. 2008a).

Skupina archeofytů a neofytů se ve stanovištních preferencích liší. Archeofyty se vyskytují zejména na orné půdě, v jednoleté vegetaci antropogenně vytvořených habitatů, na ruderalních plochách v nižších a teplejších polohách, v krajinách s nízkou vertikální členitostí. Obecně tedy v regionech s vyšší hustotou populace a delší historií jejího obhospodařování. Neofyty nejvíce upřednostňují habitaty vytvořené a ovlivněné lidskou činností (Chytrý et al. 2008a), které se rozkládají zejména v okolí měst (Hill et al. 2002). Hojně se vyskytují v porostech disturbované dřevinné vegetace, jako jsou výsadby porostů listnatých lesů, paseky, v křovinné vegetaci podél vodních toků, v habitatech stojatých vod a jejich litorálních zónách. Vzhledem k tomu, že neofyty neinvadovaly zatím všechny vhodné habitaty, představují pro původní flóru větší hrozbu než archeofyty (Chytrý et al. 2008a).

IAS mohou mít dopady na strukturu a druhové složení ekosystémů, které přeměňují utlačováním či zabráněním šíření původních druhů – přímo konkurencí ve využívání jejich zdrojů (McNeely et al. 2001) či nepřímo změnou toku živin od mikrobiální úrovně až po vyšší rostliny (Souza-Alonso et al. 2016; Akamatsu et al. 2011). Výskyt invazních druhů může blokovat vývoj ekosystému a nahrazovat původní druhy (Palmer et al. 1997; Davis a Slobodkin 2004); odolávající porosty pak následně mění i abiotické podmínky prostředí a jsou jedním z biotických faktorů blokujících sukcesí. Vedle ztráty biodiverzity způsobuje šíření IAS značné ekonomické škody (EEA 2012c, 2012a). Rumlerová et al. (2016) zmiňují kromě environmentálních také socio-ekonomické dopady IAS. Z environmentálních již byly zmiňovány přímé dopady na rostlinná společenstva, ovlivňována je ale také fauna (např. změna

dostupnosti a chutnosti potravy). Největší vliv měly IAS na kompetici a fungování ekosystémů. Dopad může mít i přenos chorob a parazitů, či hybridizace. Ze socioekonomického hlediska můžeme uvažovat o dopadech pro zemědělskou produkci, lesnictví, infrastrukturu nebo vodní hospodářství (vodní rostliny v nádržích, přehradách, kanálech atp.). Nejvýznamněji je však vnímán dopad na lidské zdraví, což staví mj. druhy bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) a ambrózie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*) na přední příčky v *black listu* IAS na území našeho státu (Pergl et al. 2016b).

6.5 INVAZE A ZMĚNA KRAJINY

Struktura krajiny může ovlivnit šíření IAS a invazibilitu společenstev tím, že (1) posílí šíření nad určitou prahovou úroveň narušení krajiny přímo či nepřímo prostřednictvím vlivu krajiny na vektory šíření; (2) ovlivňuje jednotlivé fáze invazního procesu; (3) interaguje s distribucí IAS za účelem usnadnění šíření (např. vznik ohnisek šíření); (4) podporuje nebo mění interakce druhů zvyšující invazibilitu společenstva (např. okrajový efekt); (5) kompromituje adaptivní potenciál původních druhů odolávat invazi nebo posiluje adaptivní reakce invazních druhů ve fragmentované krajině; a (6) interaguje s dynamikou disturbancí s cílem vytvořit časoprostorové výkyvy v dostupnosti zdrojů, čímž je podporována invazibilita daného ekosystému (With 2002).

Šíření IAS je spojeno s krajinným pokryvem, využitím krajiny a ostatními lidskými aktivitami, které v krajině probíhají (Pimentel et al. 2000; Pyšek et al. 2010a; Sutton et al. 2007). Změny ve využití krajiny a biologické invaze jsou dva komponenty globální změny ovlivňující biodiverzitu na světové úrovni (Vilà et al. 2011). Ve světle trendů krajinné změny tak biologické invaze představují významnou hrozbu (Aronson et al. 2007). Waldner (2008) vymezila pět možných propojení problematik krajinné změny a biologických invazí: (1) změna využití krajiny umožňuje invazi; (2) některé invazní druhy fyzicky mění své stanoviště, a (3) tím i land use dané lokality. (4) Invadující druhy interagují s ohroženými druhy a jejich habitaty, mohou výrazně ovlivnit lokální ekonomii. (5) Některé trasy introdukce, jako například tvorba krajiny ve městě a jeho okolí či obnova mokřadů realizované pod kontrolou místních

vládních orgánů, mohou potencionálně hrát důležitou roli v ochraně zranitelných ekosystémů.

Z hlediska krajinné struktury vzrůstá počet původních a nepůvodních druhů se střední úrovní přírodních a antropogenních disturbancí, spojených s vysokou strukturní a stanovištní heterogenitou urbánních, říčních a maloplošných ekosystémů v extravilánu (Deutschewitz et al. 2003). Bohatství nepůvodních druhů koresponduje s faktory prostředí jako hustota lidské populace, podíl orné půdy či veřejných ploch v krajině (Decker et al. 2012). Jejich výskyt je pozitivně korelovan s krajinnými metriemi jako hustota okrajů, Simpsonův index a IJI; negativně pak s průměrnou rozlohou plošky (Kumar et al. 2006). IAS invadují více okraje plošek než jejich jádrová území. Prostorová konfigurace a historické využití území mají také vliv na přítomnost IAS (Vilà a Ibáñez 2011).

Příkladem mohou být prvky MDV, které jsou v krajině obecně vnímány pozitivně. V rámci procesu šíření IAS ale mohou být i příčinou rychlého šíření rostlinných IAS (Wiens 2002; With 2004). Příkladem můžou být křídlatky (*Fallopia* spp.), které se až na vzácné výjimky šíří v sekundárních areálech vegetativně (Bímová et al. 2004; Pyšek et al. 2003b). Liniové vegetační prvky tak pro tyto taxony představují vektor šíření napříč nevhodnými prostředím, například v zemědělsky obhospodařované krajinou. Podél liniové MDV se šíří i *H. mantegazzianum*, kterému se v konceptu krajinné struktury v Německu věnuje například Thiele et al. (2008). Také na území ČR bylo studií Müllerové et al. (2005) prokázáno úspěšné šíření tohoto IAS podél liniové vegetace v krajině, zejména na počátku invaze.

Pyšek a Sádlo (2004) konstatují, že krajina České republiky je k invazi poměrně náchylná z důvodu její zranitelnosti pro poměrně vysokou hustoty osídlení a sítí řek, silnic i železnic. Nejvíce jsou invazemi zasaženy dopravní koridory, urbanizovaná území a jejich blízké okolí. Zranitelná jsou tedy zejména okolí silnic a železnic, vodních toků (Křivánek et al. 2004). Oblastmi s nejvyšší hustotou invazních druhů v krajině jsou města (Pyšek et al. 2012a), které jako tepelné ostrovy umožňující existenci a postupnou adaptaci druhů teplomilných, které by se v přirozených podmínkách nebyly schopny rozmnožovat (Křivánek et al. 2004). Dále se velké množství invazních druhů vyskytuje na území vesnic a v jejich okolí (Pyšek et al. 2012a).

Pochopení procesu šíření IAS v urbánních, polopřirozených a přírodních krajinách je klíčové vzhledem k udržení jejich ekologické integrity (Aronson et al. 2007), o to naléhavěji v kontextu krajinné změny nárůstu podílu antropogenně ovlivněných habitatů.

6.6 MANAGEMENT INVAZNÍCH DRUHŮ

Problematika IAS v Evropě je momentálně velmi aktuální, jak dokládá nedávné nařízení EU č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, které definuje invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Unii, kdy negativní dopad daného druhu už vyžadují koordinovanou součinnost na úrovni EU. Pro Českou republiku byl v roce 2016 publikován tzv. *black, grey a watch* seznam IAS (Pergl et al. 2016b). Ten invazní druhy rostlin i živočichů klasifikuje dle jejich dopadů, populačního statutu a relevantního managementu. Daný seznam je dobrým odrazovým můstkem pro stanovení priorit v prevenci, systému včasného varování a managementových opatřeních (Pergl et al. 2016a).

Management invazí začíná již prevencí zavlečení. Většina invazí začíná příchodem malého počtu jedinců, kdy náklady na jejich likvidaci jsou obvykle minimální ve srovnání s náklady a úsilím spojenými s pozdější kontrolou po rozšíření a uchycení populace (Mack et al. 2000).

Možnosti jednotlivých zemí omezovat pohyb biotických nepřátel přes své hranice se odvíjí od uzavřených mezinárodních smluv. Klíčová mezi nimi je Dohoda o používání hygienických a fyto-sanitárních opatření. V rámci této dohody mohou členové Světové obchodní organizace omezit pohyb druhů, které mohou představovat hrozbu pro člověka, zvířata či rostlinný život (WTO: dohoda o obchodu se zbožím 1994). Mezinárodní úmluva o ochraně rostlin (IPPC) z roku 1951 (aktualizovaná 1987) se zabývá karanténou proti škůdcům plodin a sekretariát IPPC koordinuje fyto-sanitární standardy. Zásadní roli má aktualizovaná Úmluva o biologické rozmanitosti (2010), kde je jedním z jejích cílů do roku 2020 identifikovat a stanovit prioritní invazní druhy a cesty jejich šíření, prioritní druhy kontrolovat a eradikovat, aplikovat managementová opatření k omezení jejich introdukce a uchycení (Úmluva o biologické rozmanitosti 2010). Tento cíl přejala i Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020 (EEA 2012b).

Na globální a evropské úrovni byly pro dosažení těchto cílů stanoveny základní indikátory pro monitoring invazí se záměrem vytvořit pozorovací a monitorovací systém pro biologické invaze. Základními indikátory jsou přítomnost druhu, jeho status a impakt (Latombe et al. 2017).

Výše zmiňované nařízení EU (č. 1143/2014) stanovuje celounijní rámec pro prevenci, minimalizaci a zmírnění nepříznivých účinků IAS na biologickou rozmanitost. V rámci prioritizace nejnebezpečnějších druhů byl stanoven tzv. unijní seznam IAS – tedy seznam druhů s významným dopadem v rámci celé EU. Samotné nařízení zahrnuje tři typy opatření založené na celosvětově uznávaném hierarchickém přístupu v boji proti IAS. Jedná se o prevenci, včasné varování a okamžitou odpověď a management již introdukovaných invazních druhů.

Pro management IAS je v české legislativě použitelný seznam druhů monitorovaných ÚKZÚZ (zákon č. 326/2004 Sb. a příloha č. 8 vyhlášky č. 215/2008 Sb.), který se invazních druhů týká jen okrajově. Standard AOPK ČR "*Likvidace vybraných invazních druhů rostlin (včetně následné péče o lokality)*" popisuje možnosti a podmínky, jak proti nepůvodním druhům zasahovat. Dle zákona o ochraně přírody a krajiny je záměrné šíření geograficky nepůvodních druhů rostlin a živočichů do krajiny možné jen s povolením ochránců ochrany přírody. V CHÚ je zákaz zpřísněn. Z hlediska aktivního managementu a regulace IAS jsou využitelná ustanovení § 68 - opatření ke zlepšení životního prostředí a § 69 – možnost finančního příspěvku majitelům a nájemcům pozemků na aktivity související s ochranou přírody.

Klíčovou aktivitou pro prevenci IAS je monitoring jejich výskytu, který na území našeho státu provádějí organizace: AOPK ČR skrze mapování biotopů na stanovištích přírodě blízkých (mapování biotopů a evropsky významných biotopů), ÚKZÚZ na zemědělských pozemcích a ÚHUL v lesních porostech. AOPK ČR také spravuje portál pro informace o invazních druzích (www.invaznidruhy.nature.cz) a mobilní aplikaci pro sběr dat v terénu – BioLog (Pergl et al. 2016a).

Metody likvidace neboli eradikace lze rozdělit na mechanické, fyzikální, chemické a biologické. Mechanické metody se doporučují při likvidaci maloplošných výskytech IAS, v CHÚ nebo v kombinaci s chemickými metodami likvidace. Používá se převážně vytrhávání, kosení, vyrývání a orba. Vzhledem k tomu, že účinnost fyzikální metody

eradikace je v porovnání s mechanickým a chemickým způsobem zpravidla nižší, používá se jen zřídka. IAS se v tomto případě ničí nejčastěji ohněm či plamenometem. Chemické metody eradikace jsou u nás i v zahraničí nejpoužívanější. Nejčastěji používaným herbicidem je glyfosát (obchodní název – Roundup, Roundup biaktiv), který byl v roce 2015 Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny zařazen mezi pravděpodobné karcinogeny pro člověka. V současnosti se hledá jeho náhrada pro použití v oblasti ochrany přírody. Biologické metody likvidace jsou založeny na znalosti organismů, většinou hmyzu, který invazní rostliny oslabuje tím, že se jí živí či na ní jinak cizopasí. V praxi zatím není tato metoda příliš používána, vzhledem k nedostatečné průkaznosti a znalosti účinků (Zárubová – Prausová 2001).

Na boj s IAS bylo i v ČR vynaloženo množství prostředků. Příkladem může být projekt za 80 mil. Kč na „*Omezení výskytu invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji*“ (2013–2015) zaměřený na likvidaci *H. mantegazzianum*, křídlatek (*Fallopia* spp.) a netýkavky žláznaté (*I. glandulifera*) v daném regionu. Množství obdobně zaměřených projektů bylo finančně podpořeno z Operačního programu životního prostředí (OPŽP), např. likvidace *Fallopia* spp. v povodí Odry (dvě etapy v letech 2010–2013, zhruba za 11 mil. Kč), v povodí Ostravice (2013–2015, zhruba za 5.5 mil. Kč), v povodí Rožnovské Bečvy (2014–2015, zhruba za 3 mil. Kč); projekt likvidace zejména *H. mantegazzianum* v oblasti Mariánských lázní (2010–2013, zhruba za 8.9 mil. Kč) (OPŽP 2018). Z evropského rozpočtu bylo doposud v rámci programu LIFE+/LIFE financováno také několik projektů, které zahrnovaly v rámci managementu lokalit i zabráněním šíření IAS – např. trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) v Moravském krasu (2004–2007); borovice černé (*Pinus nigra*), *Robinia pseudoacacia*, šeříku obecného (*Syringa vulgaris*) v Lounském středohoří (2011–2016); *Fallopia* spp. v povodí řeky Morávka (2007–2010); šťovíku alpského (*Rumex alpinus*) a vlčího bobu mnoholistého (*Lupinus polyphyllus*) v Krkonoších (2012–2018) (LIFE 2018).

Účinnost managementu není ve většině případů nijak hodnocena, případně není popularizována (Pergl et al. 2016a). Po ukončení projektů tedy není možné vyhodnotit efektivitu vynaložených nákladů na eradikaci IAS (Pluess et al. 2012).

6.7 HROZBA INVAZÍ PRO CHRÁNĚNÁ ÚZEMÍ

Šíření invazních rostlinných druhů v krajině ohrožuje i chráněná území (Hulme et al. 2013), která jsou vytvářena právě za účelem ochrany biodiverzity. Chráněná území hrají klíčovou roli v ochraně biologické rozmanitosti, avšak efektivita této ochranné sítě je narušena negativními vlivy jako je například fragmentace biotopů a právě biologické invaze (Braun et al. 2016; Genovesi a Monaco, 2013).

Prioritami managementu IAS je zamezení šíření nepůvodních druhů do lokalit ochrany přírody (Pergl et al. 2016a). V mnoha CHÚ jsou lokality IAS situovány podél cest, kolem rozcestí značených cest a jiných narušených ploch (Tu 2009). Prevence v CHÚ je úzce spojena s identifikací cest a vektorů šíření invazních druhů – jakým způsobem invazní nebo potenciálně invazní druhy mohou migrovat na nové místo. I když mohou existovat stovky nebo tisíce nepůvodních druhů, které by se mohly stát invazní v dané oblasti, existuje poměrně omezené množství cest, kterými tyto druhy mohou do CHÚ vniknout a usadit se tam (Mack 2003).

Hlavními dokumenty v rámci managementu CHÚ jsou plány péče. Ty by měl obsahovat i strategii ochrany před nepůvodními druhy, která by měla dle Tu (2009) zahrnovat: zhodnocení hrozeb invazních druhů (stávajících i potenciálních), prevenci nových invazí a šíření zdomácnělých druhů, kontrolu prioritních invazních druhů na prioritních místech a obnovu původních druhů a společenstev na prioritních místech.

Kvůli své nepatrné rozloze a faktu, že naše CHÚ ve většinou sousedí přímo s narušovanou krajinou, jsou dobře dosažitelná diasporami nepůvodních druhů z blízkého okolí (Pyšek et Krahulec 2001). Stupeň invadovanosti CHÚ popisuje množství studií, méně pozornosti je věnováno managementu v rámci této problematiky (Hulme et al. 2013).

Na území našeho státu lze najít CHÚ národní a síť CHÚ Natura 2000, která jsou legislativně ukotvena v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů. Velkoplošná a maloplošná zvláště CHÚ se s lokalitami soustavy Natura 2000 významně překrývají. Celková rozloha CHÚ v ČR v roce 2016 dosahovala 23 % jejího území (Mertl et al. 2017).

Braun et al. (2016) se pomocí dotazníkového šetření zaměřili na zjištění přítomnosti IAS a jejich managementu ve velkoplošných CHÚ ve střední Evropě

(účast 44 CHÚ). Zkonstatovali, že v 96 % CHÚ byl přítomen alespoň jeden IAS, průměrně $11,2 \pm 6,9$ IAS. V 80 % CHÚ byl prováděn management na jejich potlačení. Nejvíce bylo potlačováno šíření IAS *Fallopia japonica*, *H. mantegazzianum* a *I. glandulifera*.

Ve studii Pyšek et al. (2003), zabývající se invadovaností maloplošných ZCHÚ v České republice, je konstatováno, že ve dříve založených rezervacích se nachází méně IAS než v těch ustanovených později. Zároveň je v CHÚ s delší historií přítomno více druhů původních a archeofytů oproti neofytům (Pyšek et al. 2003a). V rámci studie Pyška et al. (2002) hodnotící invadovanost více než 300 maloplošných ZCHÚ zaujímaly plochy výskytu IAS 6.1 % jejího území, převažovaly archeofyty nad neofyty. Nejméně invadovaná byla vlhká travní společenstva. Počet nepůvodních druhů pozitivně koreluje s počtem původních druhů v CHÚ (Pyšek et al. 2002) a zároveň s počtem návštěvníků, kteří se stávají významným faktorem pro jejich šíření (Lonsdale 1999). Pyška et al. (2002) konstatují, že pozice maloplošného CHÚ v rámci velkoplošného výrazně snižuje pravděpodobnost, že bude invadováno potencionálními IAS.

7 ZMĚNA BIODIVERZITY ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY

Tato případová studie se věnuje sledování vývoje biodiverzity na krajinné úrovni na příkladu zemědělské krajiny, která pokrývá velkou část rozlohy České republiky, a tudíž je pro udržitelnost péče o krajinu podstatná. Výsledky naplňují cíl zhodnotit změnu diverzity zemědělské krajiny ve vybraných zájmových územích.

7.1 METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE

Kapitola vymezuje regiony vybraná jako zájmová území, představuje použité podklady a postup tvorby dat, která vstupují do prostorové analýzy.

7.1.1 ZÁJMOVÁ ÚZEMÍ

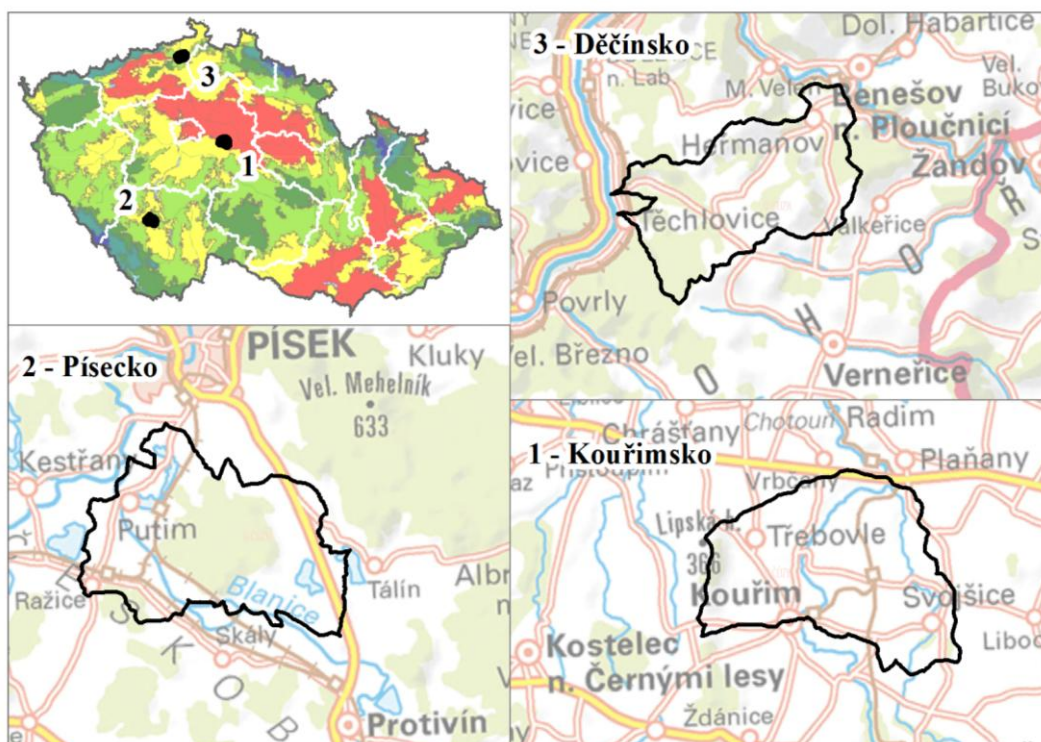
Tato případová studie se soustředila na českou zemědělskou krajinu. Zájmová území (ZÚ), zahrnující vždy několik navazujících povodí III. řádu, byla vybrána dle jejich příslušnosti k rámcovým přírodním typům krajin dle Romportla et al. (2013). Ty odráží primární diferenciaci přírodních podmínek České republiky na základě kombinace klimatických a geomorfologických regionálních charakteristik. Zde se jedná o tři přírodní krajinné typy: *krajiny teplých nížin, mírně teplé krajiny pahorkatiny a pánví a mírně chladné krajiny pahorkatiny a vrchovin*. Vybraná ZÚ se nachází v severních, jižních a středních Čechách (viz Obrázek 1).

Krajinný typ teplých nížin reprezentuje ZÚ Kouřimsko ve středních Čechách, rozkládající se mezi městy Kouřim a Plaňany na ploše cca 36 km², v nadmořské výšce mezi 215 a 327 m n. m. Tamní krajina je charakterizována teplým klimatem, převládajícími černozeměmi a hnědozeměmi, což ji předurčuje k intenzivnímu zemědělskému využívání tedy přítomnosti rozlehlých ploch orné půdy. V ZÚ se nenacházejí žádná chráněná území, kromě prvků ÚSES podél potoka Bečvárka ve východní části.

Druhé ZÚ leží v jižních Čechách mezi městy Písek, Putim a Protivín na ploše téměř 37 km², v nadmořské výšce od 366 do 474 m n. m. Klima je zde teplé, převažující půdní typy zahrnují kambizemě, fluvisoly a psedogleje. Z hlediska využití krajiny se jedná o mozaiku lesů, orné půdy a rybníků, těch je zde více než 20. ZÚ zahrnuje PP Ražický rybník a částečně taky NPP Řežabinec a Řežabinecké tůně, obojí zřízené za účelem ochrany rybníků a navazujících mokřadních společenstev.

Třetí ZÚ ležící v severních Čechách mezi městy Těchlovice a Františkov nad Ploučnicí se rozkládá na ploše cca 28 km². Je charakterizováno jako extenzivně zemědělsky využívaná marginální oblast s nadmořskou výškou v rozmezí 124 až 680 m n. m. Vládne zde mírně teplé klima a z hlediska půdních poměrů převažují kambizemě a luvisoly. Celé ZÚ leží v CHKO České středohoří, vyhlášeného za účelem ochrany geomorfologické a s tím spojené druhové diverzity. Z MCHÚ je v ZÚ částečně zahrnuta PP Stříbrný roh, vyhlášená pro ochranu přirozených starých bučin na skalních výchozech, a také PR Vrabinec, jejímž předmětem ochrany je bazaltový vulkanický výchoz a přilehlé sutě a suťové lesy s jejich termofilními společenstvy. Krajina zájmového území spadá pro její specifickou krajinnou strukturu do krajinného megatypu *semibocage*.

Zájmová území spadají do zemědělské (Kouřimsko), lesozemědělské (Děčínsko) a rybníční krajiny (část ZÚ Písecko) podle rámcových krajinných typů využití (Lów a Novák 2008). Mohou tedy být považovány za vzorky české zemědělské krajiny.



Obrázek 1: Lokalizace modelových území případové studie
(zdroj: Romportl et al. (2013), ArcČR 520, CENIA automapa ČR 2008)

7.1.2 POUŽITÉ PODKLADY A TVORBA DAT

Pro tvorbu a zpracování dat byl použit software ArcGIS Desktop (ESRI). Jako podklad pro vytvoření vektorových dat o historickém krajinném pokryvu zájmových území byly použity archivní letecké snímky z roku 1953/54 (© CENIA 2010, © GEODIS BRNO, spol. s r. o., poskytnuté VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2009), doplněné informacemi z vojenské topografické mapy z roku 1952 (WMS ČÚZK – <http://archivnimapy.cuzk.cz>, sekce TOPO S–1952). Mladší horizont se zakládal na digitalizaci ortofotomapy z roku 2014 (ČÚZK 2014), která byla doplněná terénním šetřením během vegetační sezóny 2015. Rozloha minimální mapované plošky byla 30 m² a minimální šířka 2 metry. Vektorová vrstva krajinného pokryvu byla vytvořena v měřítku 1 : 5 000.

Pro kategorizaci krajinných plošek byl použit klasifikační klíč (viz Tabulka 1). S ohledem na zaměření této studie byly plochy obytné, průmyslové, komerční a ostatní zpevněné povrchy sloučeny do jedné kategorie. Vzhledem k tomu, že byl jako podklad použit letecký snímek, byly louky a pastviny sloučeny do kategorie trvalých travních porostů (TTP). Historická topografická mapa pomohla odlišit na sporných ploškách ornou půdu od TTP.

Tabulka 1: Klasifikační klíč krajinného pokryvu použitý v rámci případové studie

NÁZEV KATEGORIE	ZKRATKA	SPECIFIKACE
PLOCHY URBÁNNÍ, PRŮMYSLOVÉ A KOMERČNÍ	URB	<i>obytná zástavba souvislá, roztroušená; navazující zahrady; zahrádkářské a chatové kolonie; průmyslový a komerční areály; plochy výstavby, těžby a skladování; ostatní zpevněné plochy; umělé nezemědělsky využívané plochy vegetace</i>
ZEMĚDĚLSKY VYUŽÍVANÉ PLOCHY	OP	<i>orná půda, pole</i>
	TTP	<i>trvalé travní porosty — louky a pastviny</i>
	SAD	<i>výsadba ovocných dřevin</i>
PŘÍRODĚ BLÍZKÁ STANOVIŠŤE – NEZAPOJENÉ POROSTY	PBS	<i>lada (vzrostlá bylinná společenstva s pokryvem křovin a dřevin do 10 %), plochy dočasného bezlesí</i>
LESNÍ POROSTY	LES	<i>plochy porostlé stromy o rozloze větší než 400 m² a s korunovým zápojem větším než 20 %, šířka plochy minimálně 10 metrů</i>
MIMOLESNÍ DŘEVINNÁ VEGETACE	MDV	<i>plochy dřevinná vegetace nesplňující kritéria kategorie les; v případě obklopení zemědělskou půdou rozloha až 2 000 m²</i>
OBNAŽENÝ SUBSTRÁT	OS	<i>skály, suťová pole apod.</i>
VODNÍ PRVKY A MOKŘADY	VP	<i>vodní plochy a toky, mokřady, prameniště, rašeliniště</i>

Při rozlišování MDV a lesního porostu byla stanovena kritéria pro les: minimální rozloha 400 m², korunový zápoj min. 20 %, šířka v neušším místě 10 metrů. Dále bylo pro diferenciaci lesů a MDV použita vrstva přehledové mapy – Les OPRL ze serveru ÚHUL (WMS ÚHUL), kde jsou odlišeny plochy lesnický obhospodařované. Při zařazování plošky do kategorie MDV, v případě remízů uprostřed zemědělské půdy, byla hranice maximální rozlohy posunuta na 2 000 m².

Pro všechna ZÚ byly na základě dat DMR 4G (ČUZK 2014) vytvořeny digitální modely terénu (DMT) a odvozy hodnoty expozice a sklonu.

7.1.3 ANALÝZA DAT

Prostorová bi-temporální analýza změn krajinné struktury, v níž byly použity nástroje jako *Intersect*, *Symmetrical difference* a *Spatial join (Analysis tool – Overlay)*, se zaměřila na celkové zhodnocení dynamiky LC. V rámci zpracování byla data z atributových tabulek exportována a upravena v Microsoft Office Excel. Skrze filtrování dat a kontingenční tabulky byly zjištěny trajektorie změny jednotlivých tříd LC pro všechna ZÚ.

Změna kompozice krajiny byla konstatována na základě podílu jednotlivých kategorií LC ve dvou časových horizontech. Pomocí prostorové analýzy byly stanoveny trajektorie změny kategorií LC mezi lety 1954 a 2014. Změna antropogenního tlaku v krajině v souvislosti se stanovením míry extenzifikace krajinného využití byla pro ZÚ v obou časových horizontech hodnocena pomocí K_{AO} (Kupková 2002) upraveného dle klasifikačního klíče této studie, dle vzorce:

$$K_{AO} = \frac{URB + OP}{TTP + LES + MDV + VP}$$

kde *OP* = podíl orné půdy, *URB* = plochy urbánní, průmyslové a komerční, *TTP* = trvalé travní porosty, *LES* = lesní porosty, *MDV* = mimořesní dřevinnou vegetaci, *VP* = vodní prvky a mokřady; vše v % celkové rozlohy jednotky v daném roce; trvalé kultury nejsou pro svou různorodost uvažovány. Koeficient nabývá hodnot od 0 do nekonečna. Platí, že čím je nižší, tím je antropogenní tlak menší. Pokud se $K_{AO} = 1$ znamená to vyrovnanost ploch s větší a menší antropogenní zátěží.

Krajinná diverzita zkoumaných ZÚ a její změna byla posuzována pomocí metrií popisujících bohatost (richness) neboli mozaikovistost krajiny – bohatost plošek,

rozparcelování (subdivision) – hustota plošek a jejich okrajů, rovnoměrnost (evenness) – Simpsonův index rovnoměrnosti a diverzitu (diversity) – Simpsonův index diverzity. Jmenované metrie, dále rozvedené v Tabulka 2, se použily pro srovnání ZÚ mezi sebou a mezi časovými horizonty 1954 a 2014. Statistická významnost změn byla hodnocena χ^2 testem ($p = 0,05$). Statistické analýzy v rámci této případové studie byly počítány v programu R (R Development Core Team 2015), jednoduché v MS Office Excel.

Tabulka 2: Krajinné metrie použité pro posouzení diverzity krajiny v zájmových územích v letech 1954 a 2014 (upraveno dle McGarigal 2013)

NÁZEV ČESKY - ANGLICKY, ZKRATKA - JEDNOTKA	VZOREC NABÝVANÉ HODNOTY	POPIS
bohatost plošek patch richness PR	$PR = m$	$m = \text{počet tříd krajiny}$
Simpsonův index rovnoměrnosti Simson's evenness index SIEI — bezrozm.	$SIEI = \frac{1 - \sum_{i=1}^m P_i^2}{1 - \left(\frac{1}{m}\right)}$ $P_i = \text{plošný podíl plošek třídy krajiny } i$ $m = \text{počet tříd krajiny}$ $0 \leq SIEI \leq 1$	$SIEI = 0$ pokud krajina obsahuje pouze jednu plošku a blíží se 0 se vzrůstající nerovnoměrností distribuce rozlohy plošek mezi různé krajinné třídy. $SIEI = 1$ pokud je rozloha mezi třídami plošek perfektně rovnoměrně distribuovaná (tzn. podíl krajinných tříd je stejný). Rovnoměrnost je doplňkem dominance.
Simpsonův index diverzity Simpson's diversity index SIDI — bezrozm.	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$ $P_i = \text{plošný podíl plošek třídy krajiny } i$ $m = \text{počet tříd krajiny}$ $0 \leq SIDI < 1$	$SIDI = 0$ pokud je v dané krajině přítomna jen jedna 1 ploška; blíží se jedné s nárůstem počtu různých tříd plošek a s rovnoměrností distribuce rozlohy plošek mezi třídami. Oproti SHDI je méně citlivý na přítomnost vzácných krajinných tříd a je také více intuitivně interpretovatelný. Hodnota Simpsonova indexu představuje pravděpodobnost, že jakékoliv dva náhodně vybrané pixely budou spadat do různých krajinných tříd.
hustota plošek patch density PD — n/ha	$PD = \frac{N}{A}(10\ 000)(100)$ $N = \text{celkový počet plošek v krajině}$ $A = \text{celková rozloha krajiny (m}^2\text{)}$ $PD > 0$, omezeno velikostí pixelu rastru	$PD = \text{počet plošek všech tříd přepočtený na 100 ha rozlohy dané krajiny}$
hustota okrajů edge density ED — m/ha	$ED = \frac{E}{A}(10\ 000)$ $E = \text{celková délka okrajů plošek v krajině (m)}$ $A = \text{celková rozloha krajiny (m}^2\text{)}$ $ED \geq 0$, bez omezení	$ED = \text{délka okrajů plošek všech tříd přepočtená na 1 ha rozlohy dané krajiny}$

7.2 VÝSLEDKY

Kapitola i všechny následující kapitoly předkládající výsledky této dizertační práce jsou pro přehlednost strukturovány dle výzkumných otázek stanovených v rámci cílů práce (viz kapitola 2).

Zde se jedná o **CÍL 1: zhodnotit změnu diverzity zemědělské krajiny ve vybraných zájmových územích.**

VO 1a: Odpovídá prostorová dynamika sledovaných zájmových území celostátnímu trendu změny české krajiny?

Na základě kvantifikace krajinné kompozice vybraných území se posuzovalo, jak se různé typy české zemědělské krajiny liší v intenzitě využití, jak se různé trajektorie změn jednotlivých tříd land cover mezi lety 1954 a 2014 a pomocí vybraných krajinných metrií, jak se změnila diverzita na krajinné úrovni.

Celkové změny krajinného pokryvu v zájmových územích

Zastoupení krajinných tříd ve třech sledovaných typech zemědělské krajiny se mezi lety 1954 a 2014 se změnilo s různou intenzitou, což je zřejmé z grafu na Obrázek 22 a map krajinného pokryvu pro dané časové horizonty na Kouřimsku —Obrázek 3, Písecku — Obrázek 4 a Děčínsku — Obrázek 5. Celkový podíl ZÚ, kde byla zaznamenána změna LC činí na Kouřimsku 20.5 %, Písecku 33.5 % a Děčínsku 65.5 %.

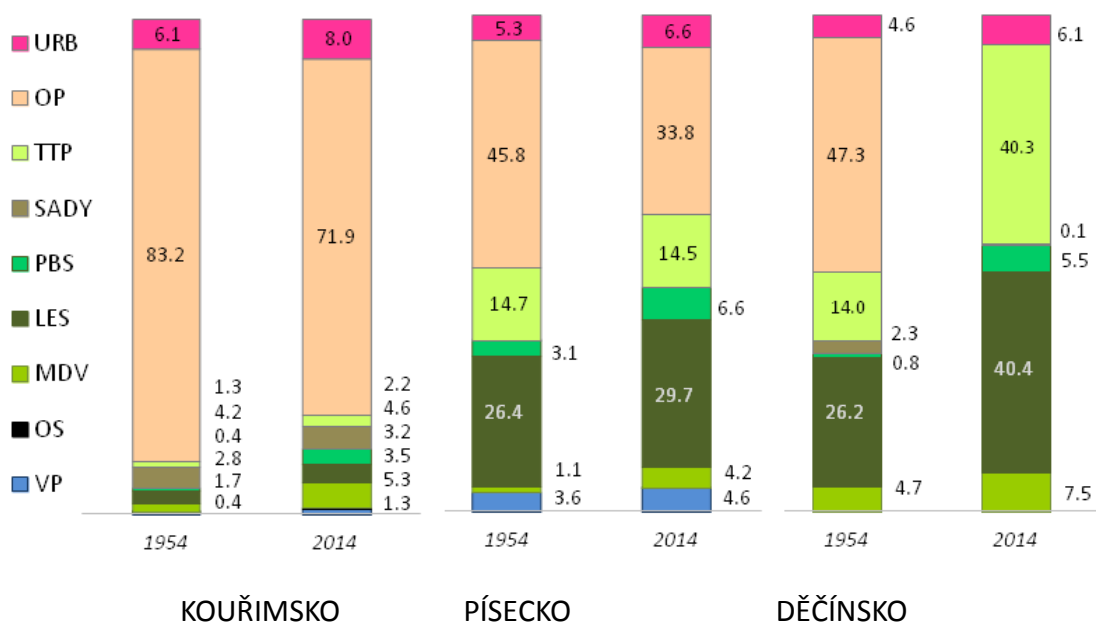
Na Kouřimsku a Písecku lze sledovat pokles podílu orné půdy o více než 400 hektarů (viz Tabulka 3). Na Děčínsku došlo k výraznější změně (pokles OP o 1 334 ha) v kontextu opouštění půdy po odsunu německého obyvatelstva po 2. světové válce z této oblasti, která spadá do Sudet. Podíl orné půdy v tomto ZÚ klesl téměř na nulu, zůstalo jen několik polí hektarů. Podíl TTP vzrostl o více než 25 %, což představuje 741 ha. Zároveň ale došlo k poklesu počtu plošek této kategorie, což značí, že velikost luk a pastvin se výrazně rozrostla. V ostatních dvou ZÚ došlo oproti tomu k nárůstu počtu plošek této kategorie LC (na Kouřimsku o více než trojnásobek, na Písecku o více než polovinu původního počtu). Sady se nacházely na Kouřimsku Děčínsku. V druhém jmenovaném ZÚ došlo prakticky k jejich zániku (zbyly jen 2 plošky dané kategorie, na Kouřimsku došlo k nárůstu rozlohy sadů, ale zároveň k poklesu počtu plošek této kategorie o více než polovinu (ze 144 na 88). V současnosti se tedy jedná většinou o velkoplošné intenzivní sady.

Z hlediska kategorií LC nesouvisejících se zemědělským využíváním krajiny – LES, PBS a MDV – byl konstatován všeobecný nárůst rozlohy. Lesní porosty na Kouřimsku nejsou zastoupeny nijak výrazně již v roce 1954; k roku 2014 došlo k nárůstu o 27 ha – z 14 plošek na 58 plošek. K nárůstu rozlohy (o 118 ha, 3.3 % z celkové rozlohy) i počtu plošek (o 109) došlo i na Písecku. K nejvyššímu nárůstu rozlohy lesa došlo na Děčínsku (o více než 400 ha, 14.2 % z celkové rozlohy), kde byl ale zároveň zkonstatován pokles počtu plošek (o 19) – viz Tabulka 3 a Obrázek 2.

Celkový nárůst byl zaznamenán u krajinné třídy MDV, kdy na Kouřimsku a Písecku přesáhl nárůst 100 ha, zatímco na Děčínsku vznikly nové prvky MDV jen na 79 ha jeho území (o 2.8 % jeho rozlohy). Počet plošek MDV vzrostl nejvíce na Písecku, nejméně na Děčínsku (viz Tabulka 3 a Obrázek 2).

V ZÚ Písecko je nejvyšší podíl vodních ploch a prvků vzhledem k tomu, že se jedná o rybníkářskou oblast.

Antropogenní ovlivnění v zájmových územích obecně snížil u všech ZÚ. Nebylo prokázáno, že by se mezi sebou ZÚ v hodnotách K_{AO} mezi lety 1954 a 2014 statisticky významně lišila. Na Písecku došlo k nejnižšímu poklesu K_{AO} z 1.04 na 0.68 (o 35 %), zatímco na Děčínsku k nejvyššímu z 1.13 na 0.06 (o 94 %). Na Kouřimsku došlo k poklesu K_{AO} z 13.51 na 5.15 (o 62 %), což odráží fakt, že se stále jedná o intenzivně zemědělsky obhospodařovanou krajinu. Dle těchto výsledků lze konstatovat, že míra extensifikace využití krajiny stoupá s narůstající nadmořskou výškou. Zároveň byl ale ve všech ZÚ zaznamenán nárůst podílu urbanizovaného území (viz Obrázek 2) – nejméně na Písecku (o 1.3 % z celkové rozlohy), nejvíce na Děčínsku (o 2.5 % z celkové rozlohy), což je v kontrastu s výraznými trendy extensifikace v tomto regionu.

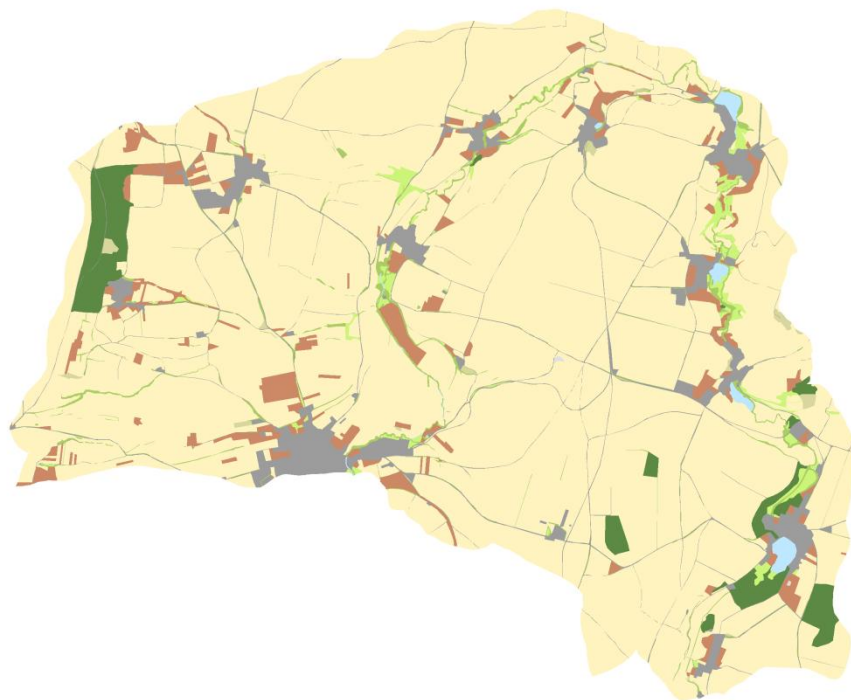


Obrázek 2: Změna kompozice krajiny - relativní podíl tříd krajinného pokryvu v zájmových územích v letech 1954 a 2014 (v procentech)

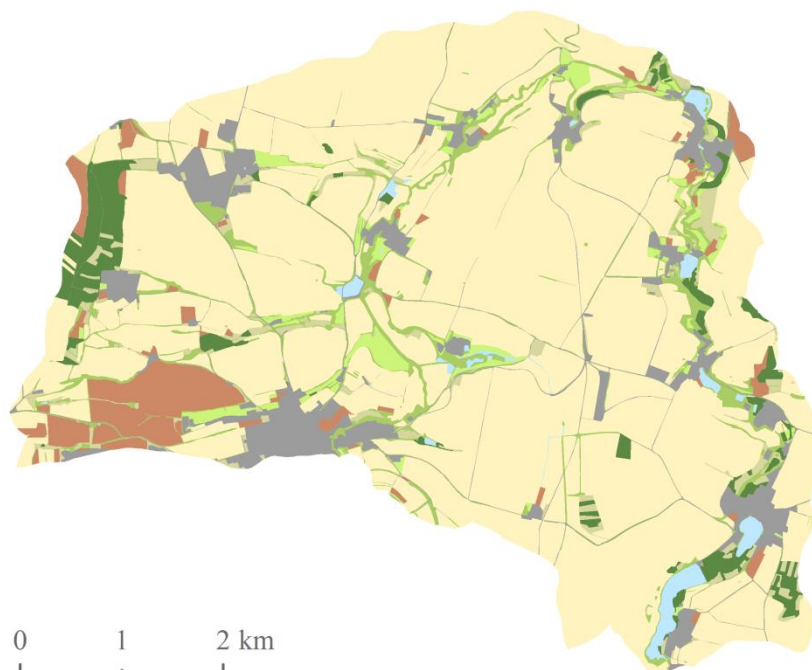
Tabulka 3: Absolutní změna jednotlivých tříd LC (v ha) v zájmových územích mezi lety 1954 a 2014 v kontextu s dynamikou počtu plošek v daných krajinách; zkratky LC viz Tabulka 2.

	KOUŘIMSKO			PÍSECKO			DĚČÍNSKO		
	absolutní změna (ha)	počet plošek 1954	změna	absolutní změna (ha)	počet plošek 1954	změna	absolutní změna (ha)	počet plošek 1954	změna
URB	68	119	95	50	101	73	41	167	-87
OP	-406	184	-44	-440	193	-36	-1334	285	-278
TTP	35	22	63	-7	102	62	741	235	-50
SADY	17	143	-88	-1	1	-1	-63	72	-70
PBS	99	57	274	129	172	350	131	100	265
LES	27	14	44	118	67	109	402	145	-19
MDV	131	358	149	114	148	294	79	707	61
OS	-1	2	-1	0	0	1	1	0	5
VP	30	20	19	36	58	23	1	2	29
celkem		919	511		842	875		1713	-144

1 9 5 4



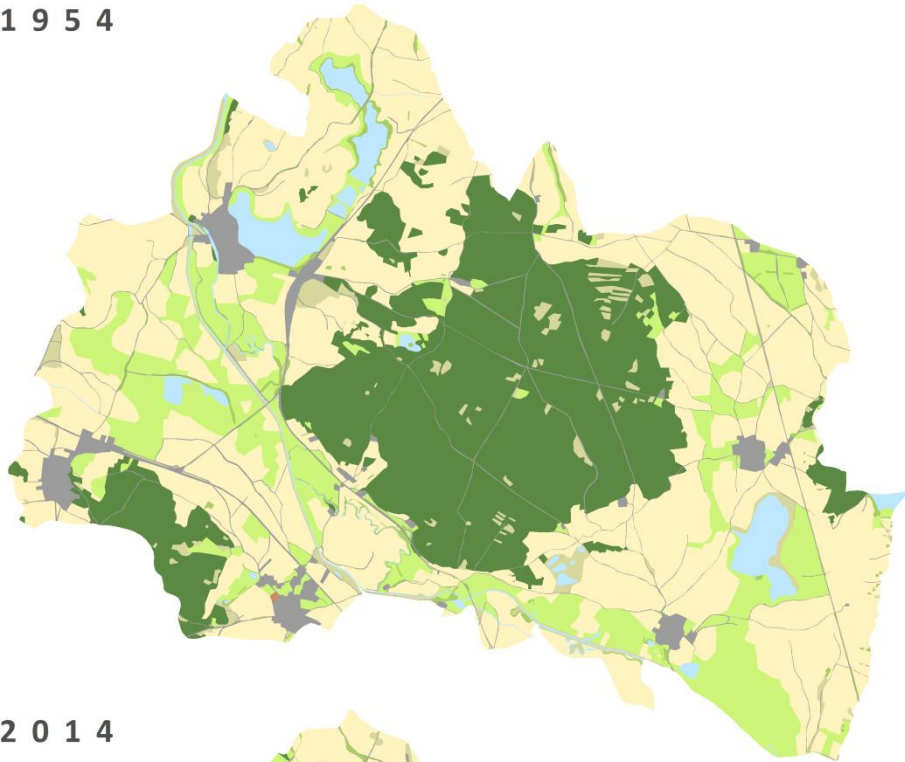
2 0 1 4



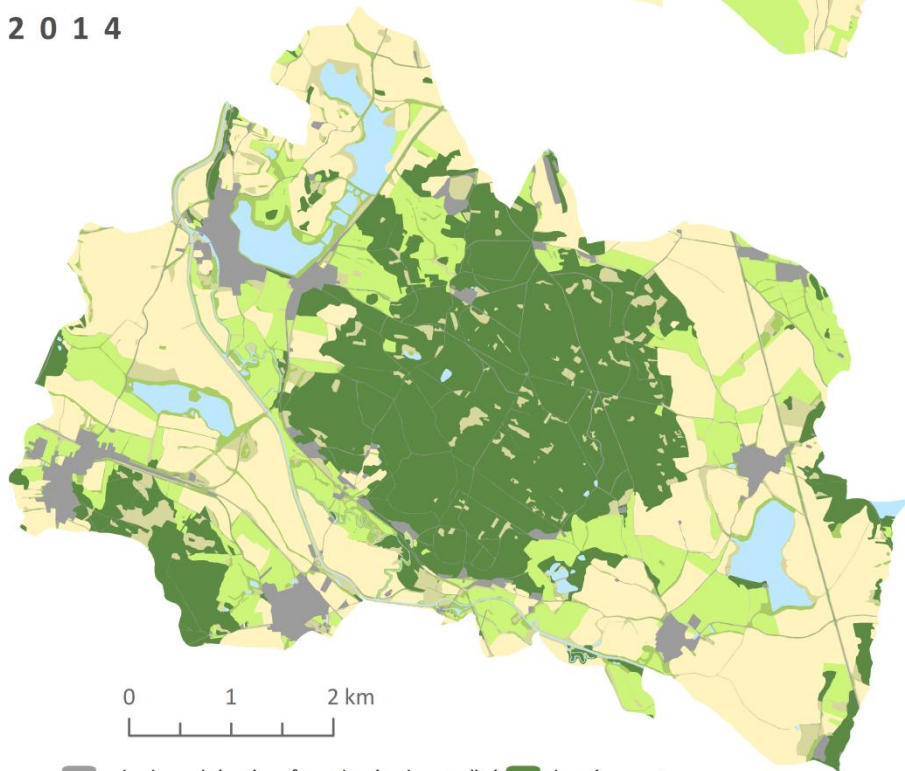
- | | |
|--|-------------------------------|
| ■ plochy urbání, průmyslové a komerční | ■ lesní porosty |
| ■ orná půda | ■ mimolesní dřevinná vegetace |
| ■ trvalé travní porosty | ■ obnažený substrát |
| ■ sady | ■ vodní prvky a mokřady |
| ■ přírodě blízká stanoviště | |

Obrázek 3: Krajinný pokryv na Kouřimsku v letech 1954 a 2014

1954



2014

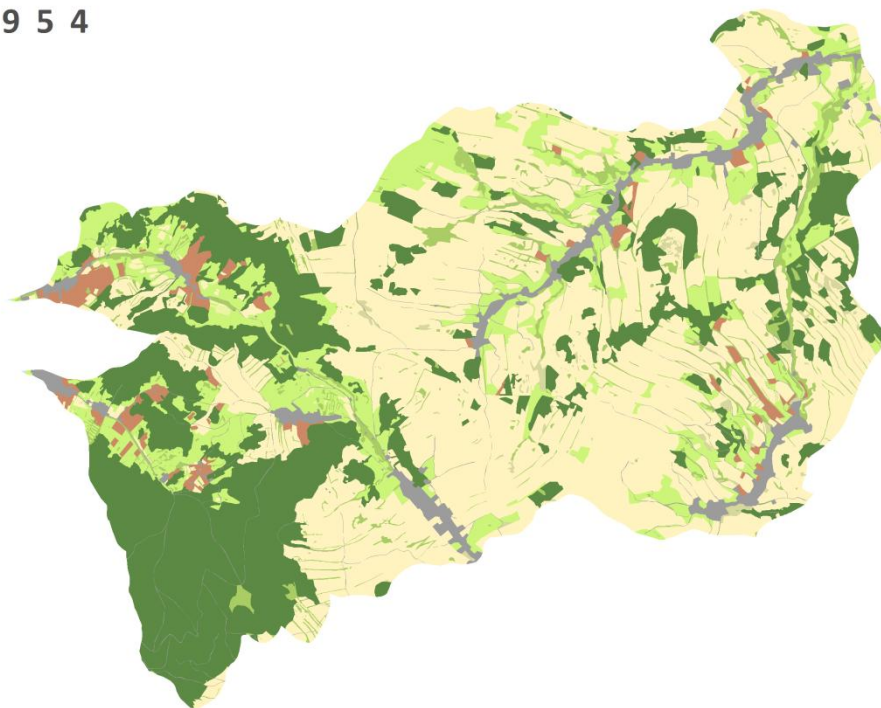


0 1 2 km

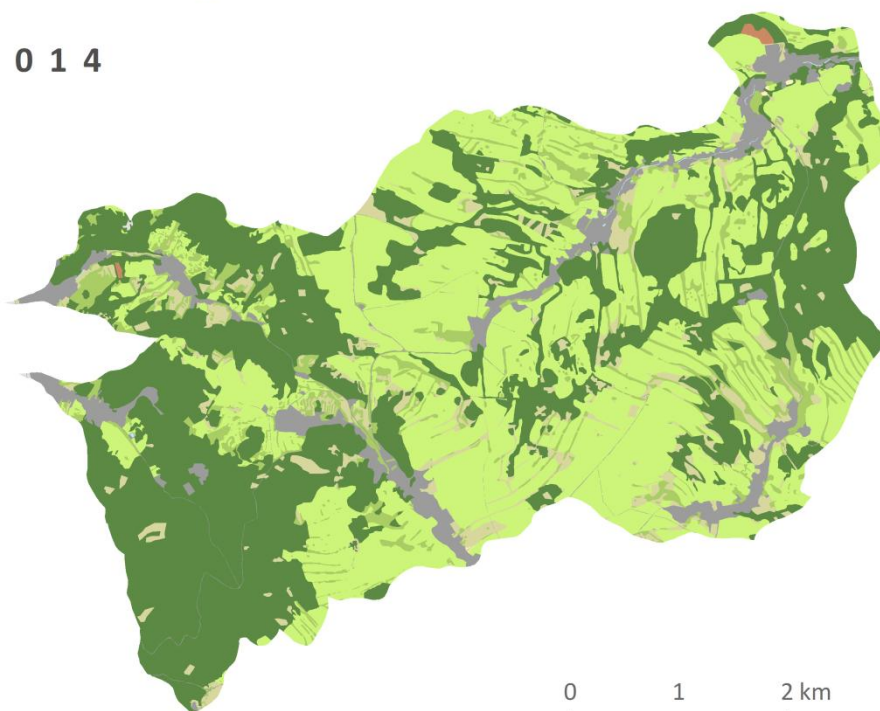
- | | |
|---|-------------------------------|
| ■ plochy urbánní, průmyslové a komerční | ■ lesní porosty |
| ■ orná půda | ■ mimolesní dřevinná vegetace |
| ■ trvalé travní porosty | ■ obnažený substrát |
| ■ sady | ■ vodní prvky a mokřady |
| ■ přírodě blízká stanoviště | |

Obrázek 4: Krajinný pokryv na Písecku v letech 1954 a 2014

1 9 5 4



2 0 1 4



0 1 2 km

- | | |
|--|-------------------------------|
| ■ plochy urbání, průmyslové a komerční | ■ lesní porosty |
| ■ orná půda | ■ mimolesní dřevinná vegetace |
| ■ trvalé travní porosty | ■ obnažený substrát |
| ■ sady | ■ vodní prvky a mokřady |
| ■ přírodě blízká stanoviště | |

Obrázek 5: Krajinný pokryv na Děčínsku v letech 1954 a 2014

Rozdílnost trajektorií změn krajinného pokryvu v zemědělských krajinách

Z hlediska trajektorií změny krajinného pokryvu mezi 1954 a 2014 (viz Tabulka 4) lze konstatovat, že ve všech ZÚ jsou časoprostorově nestabilnější třídy LES a VP (průměrně 86.4 % a 84.4 % v daném pořadí). Nejvíce se v les transformovaly na Kouřimsku a Písecku plochy tříd PBS (21.3 % a 52.2 % z původní rozlohy dané třídy, v uvedeném pořadí) a celých 6.3 % a 17.5 % (v uvedeném pořadí) z rozlohy lesů v roce 2014 původně spadalo do třídy MDV. Na Děčínsku došlo k výraznějšímu nárůstu ploch lesů na úkor dalších tříd LC, nejvíce o 185.1 ha OP a 134.7 ha TTP (13.9 % z původní rozlohy OP a 34 % z původní rozlohy TTP), méně pak o ca 14 ha z URB (10.8 % původní rozlohy třídy) a PBS (dokonce 59.6 % původní rozlohy třídy). Les pohltil zhruba 11 ha sadů, 81.9 ha plochy této třídy se rozvinulo na úkor MDV.

Kategorie PBS zaznamenala jiný vývoj – nejméně stabilní byla na Děčínsku (3.2 % z původní rozlohy třídy), nejvíce na Kouřimsku (na 8.6 ha, 41.8 % z původní rozlohy třídy). Z hlediska rozlohy ale plošky této třídy setrvaly nejvíce na Písecku na 22.9 ha (20 % původní rozlohy). Obecně nejvíce PBS se rozvinulo na OP na Písecku (88.4 ha) a Děčínsku (72.3 ha) a ve větší míře i na úkor třídy TTP (65.6 ha – 63.5 %, 53.3 ha – 9.9 %, 43 ha – 10.9 % na Kouřimsku, Písecku a Děčínsku v uvedeném pořadí).

Samotná třída TTP na Kouřimsku zaznamenala úbytek – dochovalo se jen 2.4 % z původní rozlohy, na Písecku a Děčínsku je tento podíl vyšší vzhledem k tomu, že je tam celkově vyšší podíl této krajinné třídy. Většina nových ploch TTP na Písecku i na Děčínsku se rozvinula na úkor orné půdy (631.5 ha, 967.3 ha v uvedeném pořadí). Na Děčínsku došlo k rozvoji TTP i na úkor tříd SADY, MDV a URB.

Orná půda se dá na Kouřimsko považovat za poměrně perzistentní (zůstalo 85.8 % její původní rozlohy), na Písecku došlo k převodu více TTP na OP na více než 1/5 jeho rozlohy. Na Děčínsku je zaznamenána výrazná změna, kdy došlo k poklesu podílu OP téměř na nulu. Naprostá většina OP z roku 1954 byla převedena na TTP, nebo dokonce zarostla lesem.

Oproti tomu plochy třídy URB jsou poměrně stabilní ve všech ZÚ, nejvíce na Kouřimsku (zůstalo 80.9 %); méně pak na Děčínsku (69.3 %) a nejméně na Písecku (66.3 %). Obecně nejvíce urbánních ploch se rozrostlo na úkor sadů (Kouřimsko 20.8 %, Písecko 100 %, Děčínsko 22.2 %).

VO 1b: Zlepšil se stav krajinné diverzity české zemědělské krajiny po více než 25 let od změny politického režimu?

Krajinný pokryv ve vybraných zemědělských krajinách se změnil různě intenzivně (viz Obrázek 2 a Obrázky 3, 4 a 5). Jak již bylo zkonstatováno výše, vývoj koeficientu antropogenního ovlivnění mezi 1954 a 2014 poukazuje na celkový pokles lidských aktivit ve všech ZÚ. Krajina Děčínska zaznamenala obecně nejvýraznější změny (jak změna podílů krajinných tříd, tak hodnot K_{AO}).

Mozaikovitost krajiny nezaznamenala výrazné změny. Počet krajinných tříd byl v ZÚ poměrně stálý, na Kouřimsku beze změny, na Písecku byl zaznamenán zánik sadů a zároveň rozvoj kategorie OS; na Děčínsku taktéž rozvoj kategorie OS – tedy ploch obnaženého substrátu.

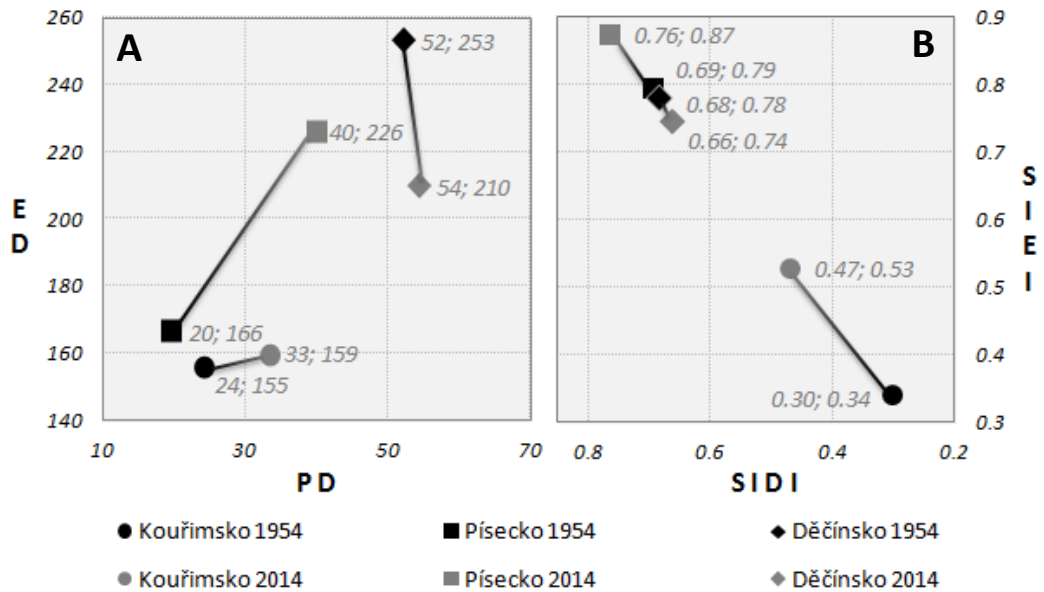
Z hodnot krajinných metrií v zájmových územích lze konstatovat (viz Obrázek 6), že nelze pozorovat žádný souhrnný trend jejich vývoje mezi sledovanými časovými horizonty v rozparcelovanosti krajiny, diverzitě či rovnoměrnosti jejich tříd.

V ZÚ Kouřimsko i Písecko došlo k nárůstu hustoty okrajů i plošek, přičemž na Písecku byla tato změna výraznější (nárůst o 20 plošek/ha, o 60 m okraje/ha) než na Kouřimsku (nárůst o 9 plošek/ha, o 4 m okraje/ha). Na Děčínsku došlo naopak k nevýraznému poklesu hustoty plošek (o 2 plošky/ha), ale zároveň k celkem výraznému poklesu hustoty okrajů (o 43 m okraje/ha) – viz Obrázek 6–A. Jako statisticky významný byl prokázán jen rozdíl ED mezi 1954 a 2014 v zájmových územích ($\chi^2 = 12.89$, $df = 2$, $p = 0.0016$).

Obecně hodnoty SIEI konstatují nižší míru rovnoměrnosti distribuce krajinných tříd na Kouřimsku, kde je výrazně převažující podíl orné půdy a jejich plošek, což odráží zároveň i SIDI. Vyšší hodnoty SIEI a SIDI jsou zaznamenány pro ostatní dvě ZÚ, což dokládá jejich větší prostorovou heterogenitu. Diverzita a rovnoměrnost krajinných tříd na Kouřimsku i Písecku vzrostla (SIEI 0.30 – 0.47, SIDI 0.34 – 0.53 na Kouřimsku, SIEI 0.69 – 0.76, SIDI 0.79 – 0.87 na Písecku), zatímco na Děčínsku velmi mírně poklesla (SIEI 0.78 – 0.74, SIDI 0.68 – 0.66). Hodnoty SIDI a SIEI na Kouřimsku byly obecně nižší než ve zbývajících dvou typech zemědělské krajiny, zároveň jejich nárůst od roku 1954 je výraznější (viz Obrázek 6–B). Změny SIEI a SIDI mezi ZÚ ve vybraných časových horizontech nebyly statisticky významné (obě $p = 0.985$).

Tabulka 4: Kontingenční matice změny kategorií krajinného pokryvu v zájmových územích (hodnoty v hektarech a procentech z původní rozlohy dané kategorie) – v diagonální části jsou podíly a rozlohy ploch, které zůstaly v kategorii; směrem od diagonály nahoru – světle šedé pozadí (1954) a dolů – bílé pozadí (2014) jsou změny podílu a ploch vůči ostatním kategoriím LC; zkratky LC viz Tabulka 2.

		2014 (ha, %)																	
KOUŘIMSKO		URB		OP		TTP		SADY		PBS		LES		MDV		OS		VP	
1954 (ha, %)	URB	177.3	80.9	15.5	7.1	1.7	0.8	1.6	0.7	6.1	2.8	2.3	1.0	13.6	6.2	-	-	0.8	0.4
	OP	63.9	2.2	2522.3	85.8	66.7	2.3	134.8	4.6	2.9	0.1	31.5	1.1	91.3	3.1	0.02	-	26.0	0.9
	TTP	4.3	4.2	4.1	3.9	2.5	2.4	4.0	3.9	65.6	63.5	4.3	4.2	16.0	15.5	0.01	-	2.5	2.4
	SADY	31.1	20.8	46.8	31.3	8.1	5.4	24.7	16.5	7.7	5.2	7.7	5.2	23.0	15.4	0.01	-	0.3	0.2
	PBS	1.3	6.1	1.2	5.6	1.0	5.1	-	0.2	8.6	41.8	4.4	21.3	4.1	19.7	-	-	0.03	0.1
	LES	4.7	4.7	0.2	0.2	-	-	0.1	0.1	19.3	19.1	74.0	73.1	2.3	2.3	-	-	0.5	0.5
	MDV	4.3	7.0	6.4	10.5	0.5	0.9	1.3	2.2	3.5	5.7	3.8	6.3	39.5	64.9	-	-	1.5	2.5
	OS	0.004	0.7	-	-	-	-	0.2	26.5	0.4	72.8	-	-	-	-	-	-	-	-
	VP	0.2	1.54	-	-	-	-	0.02	0.1	-	0.1	0.1	0.4	1.9	11.5	-	-	13.9	86.25
PÍSECKO		URB		OP		TTP		SADY		PBS		LES		MDV		OS		VP	
1954 (ha, %)	URB	128.7	66.5	12.4	6.4	5.5	2.8	-	-	13.7	7.1	18.1	9.4	15.0	7.8	-	-	0.4	0.2
	OP	58.7	3.5	1024.2	60.8	361.2	21.5	-	-	88.4	5.3	86.7	5.2	58.3	3.5	0.21	-	5.7	0.3
	TTP	25.6	4.7	199.8	37.0	160.4	29.7	-	-	53.3	9.9	28.7	5.3	48.2	8.9	-	-	24.8	4.6
	SADY	0.6	100.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PBS	7.0	6.1	3.1	2.7	1.9	1.7	-	-	22.9	20.0	59.8	52.2	11.4	9.9	-	-	8.6	7.5
	LES	19.4	2.0	0.9	0.1	2.7	0.3	-	-	59.8	6.2	888.7	91.4	0.7	0.1	-	-	0.7	0.07
	MDV	3.7	9.4	1.0	2.5	2.3	5.7	-	-	2.4	6.1	6.9	17.5	14.6	37.1	-	-	8.6	21.7
	OS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	VP	0.3	0.2	2.4	1.8	0.2	0.1	-	-	2.9	2.2	1.9	1.5	5.2	3.9	-	-	119.9	90.3
DĚČÍNSKO		URB		OP		TTP		SADY		PBS		LES		MDV		OS		VP	
1954 (ha, %)	URB	90.0	69.3	0.1	0.05	9.4	7.2	-	-	4.9	3.8	14.0	10.8	10.7	8.3	-	-	0.9	0.7
	OP	25.1	1.9	0.3	0.02	967.3	72.5	2.9	0.2	72.3	5.4	185.1	13.9	81.2	6.1	-	-	-	-
	TTP	30.3	7.7	0.3	0.09	134.5	34.0	0.1	0.03	43.0	10.9	134.7	34.0	52.4	13.2	0.31	-	0.3	0.1
	SADY	14.7	22.2	-	-	15.4	23.2	0.5	0.8	7.8	11.9	10.9	16.5	16.7	25.3	-	-	0.1	0.1
	PBS	2.6	10.8	-	-	2.4	10.3	-	-	0.8	3.2	14.1	59.6	3.8	16.2	-	-	-	-
	LES	3.6	0.5	-	-	0.9	0.1	-	-	23.7	3.2	701.1	94.8	9.9	1.3	0.4	-	0.0	-
	MDV	4.7	3.5	0.0	0.02	7.1	5.3	-	-	2.1	1.6	81.9	61.3	37.8	28.3	-	-	0.1	0.04
	OS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	VP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.02	0.24	0.1



Obrázek 6: Změny krajinných metrií popisujících diverzitu krajiny v zájmových územích mezi lety 1954 a 2014: A – hustota okrajů (ED) ve vztahu k hustotě plošek (PD); B – Simpsonův index rovnoměrnosti (SIEI) ve vztahu k Simpsonovu indexu diverzity (SIDI)

SHRNUTÍ VÝSLEDKŮ

Z hlediska dynamiky LC sledovaných zemědělských krajin lze konstatovat celkový pokles intenzity zemědělského využití. Nejvýraznější změna se odehrála na Děčínku, ZÚ specifickém svou polohou v marginální oblasti a navíc poznamenanou odsunem německého obyvatelstva po 2. světové válce. V tomto ZÚ došlo k výraznějšímu nárůstu lesního pokryvu a podílu MDV v porovnání s ostatními ZÚ, orná půda byla nahrazena TTP. Na Písecku a Kouřimsku došlo k poklesu podílu orné půdy. Kouřimsko si ale zachovává charakter intenzivně zemědělsky obhospodařované krajiny s malým podílem MDV a lesů. Oproti tomu na Písecku, krajině spíše rybníkářské, došlo k mírnému rozvoji lesních porostů a vodních ploch. Krajinné zrno se na Kouřimsku a Písecku zmenšilo (na Písecku více), zatímco na Děčínku došlo k poklesu počtu plošek.

Na základě hodnot K_{AO} lze v ZÚ konstatovat pokles antropogenního tlaku s narůstající nadmořskou výškou. Zároveň ale došlo ve všech ZÚ k nárůstu podílu urbanizovaného území — nejméně na Písecku nejvíce na Děčínku, což je v kontrastu s výraznými trendy extensifikace v tomto regionu.

Trajektorie změn LC ve studovaných zemědělských krajinách odpovídají trendu extensifikace využití. Nejvíce perzistentní byly plochy kategorií URB, VP A LES. Na

Kouřimsku je stabilní podíl OP, na Písecku a Děčínsku se výrazně nezměnily lesní porosty. Orná půda byla převedena převážně na TTP, rozvinula se na ní PBS. Lesy se rozšířily zejména na úkor PBS a MDV, na Děčínsku i na úkor OP a TTP. Došlo k rozvoji MDV zejména namísto OP a TTP. Urbánní plochy pohtily převážně sady.

Nejvýraznější změny byly zaznamenány na Děčínsku (jak změna podílů krajinných tříd, tak hodnot K_{AO}). To odpovídá i změně diverzity v krajinném měřítku mezi lety 1954 a 2014. Děčínsko má odlišný vývoj ED, PD, SIEI a SIDI od ostatních dvou ZÚ (pokles ED a PD, mírný pokles SIEI a SIDI). Na Písecku došlo k výraznějšímu zjemnění zrna krajiny než na Kouřimsku a zároveň ale nárůst ukazatelů diverzity (SIEI a SIDI) není tak výrazný jako na Kouřimsku. U Kouřimska lze konstatovat obecně nižší hodnoty sledovaných krajinných metrií. V rozparcelovanosti krajiny, diverzitě či rovnoměrnosti jejích tříd tedy nelze pozorovat žádný souhrnný trend vývoje. Statisticky významný je rozdíl hodnot ED mezi sledovanými časovými horizonty pro ZÚ.

8 DŘEVINNÉ VEGETACE V KRAJINĚ ZASAŽENÉ A NEZASAŽENÉ TĚŽBOU

V této případové studii je využit potenciál analýz prostorových změn lesních porostů, které pomáhají porozumět dlouhodobé dynamice dřevinné vegetace na krajině úrovni. Publikované studie důsledně a systematicky nerozlišují mezi lesní, nelesní a rekultivované vegetační prvky, což se zdá být výzvou pro výzkum, protože tyto prvky mají různorodé struktury, funkce a historické dynamiky (Forman a Godron 1993; Laforteza et al. 2008; McCollin 2000).

Výstupy této případové studie byly publikovány v indexovaném časopise *Applied geography* ($IF_{2015} = 2.565$, $Q1$) — viz Příloha 1:

Skaloš J., Novotný M., Woitsch J., **Zacharová J.**, Berchová K., Svoboda M., Křováková K., Romportl D., Keken Z. 2015. What are the transitions of woodlands at the landscape level? Change trajectories of forest, non-forest and reclamation woody vegetation elements in a mining landscape in North-western Czech Republic. *Applied Geography*, 58: 206–216

8.1 METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE

Kapitola vymezuje zájmové území této případové studie, představuje použité podklady a metodický postup vytváření dat, která jsou podkladem pro následnou prostorovou analýzu.

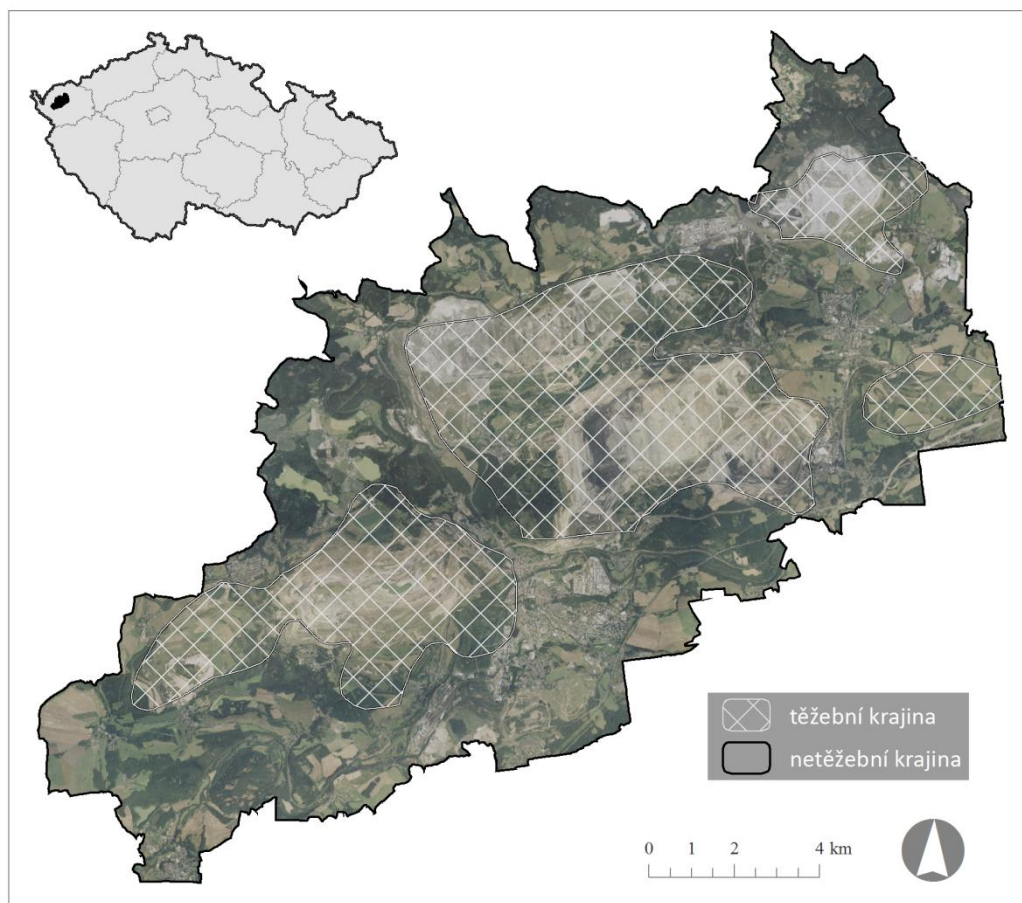
8.1.1 ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ

Studovaný region se rozkládá na zhruba 210 km² na Sokolovsku v severozápadních Čechách - viz Obrázek 7. Sestává se ze 49 historických katastrálních území. Část zájmového území je zasažena hnědouhelnou povrchovou těžbou hnědého uhlí (76.8 km², 36.6 % zájmového území). Zbytek regionu nezasažený těžbou reprezentuje krajinu netěžební a rozkládá se na 132.9 km², tedy 63.4% území. Počátek dolování hnědého uhlí v tomto regionu je datován do druhé poloviny 18. století. Povrchová těžba se rozvinula v polovině 19. století a vedla k radikální změně existujících krajiných prvků, včetně dřevinných porostů (Majer a Matějček 1985; Matějček 1984).

8.1.2 POUŽITÉ PODKLADY A TVORBA DAT

Vstupní data této případové studie byla zpracována v rámci projektu Ministerstva zemědělství NAZV QH-82106 Rekultivace jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí. Jako podklad pro historický časový horizont byly použity císařské otisky stabilního katastru (ČUZK 2010). Mapy land use vytvořené v měřítku 1 : 2 880 z této oblasti jsou datovány do let 1842 a 1843, zdigitalizované skenováním byly georeferencovány polynomicou transformací 1. řádu a posloužily jako podklad pro tvorbu vektorové vrstvy LU. Jako druhý časový horizont byl použit rok 2010, jehož podkladem pro vektorizaci LC byla ortofotomapa (ČUZK 2008) doplněná terénním mapováním (v měřítku 1 : 2 000) během vegetační sezóny 2010. V rámci plošek dřevinné vegetace nebyly odlišeny koridory (vektorizovány taktéž jako polygony). Stromořadí a doprovodná vegetace vodních toků nebyla analyzována vzhledem k tomu, že v mapách stabilního katastru jsou tyto krajinné prvky vymezeny jen orientačně. Jako nejmenší mapovaná jednotka byl brán polygon o rozloze 30 m². Data a analýzy se zpracovávaly v programu ArcGIS Desktop (ESRI).

Zájmové území bylo rozděleno na oblasti krajiny dotčené a nedotčené povrchovou těžbou hnědého uhlí (viz Obrázek 7). Dřevinná vegetace, definovaná jako plocha s převážně hustým porostem stromů a keřů (Merriam-Webster 2013), byla pro potřeby této studie rozdělena na tři kategorie: lesní, mimolesní (spontánní sukcese dřevin) a rekultivační dřevinné porosty. V mapách stabilního katastru tedy byly odlišeny jen porosty lesní a mimolesní dřevinné vegetace, jelikož velkoplošná povrchová těžba teprve začínala. Vliv těžebních aktivit se odrazil až v LC z roku 2010. Během terénního šetření byly nasbírány údaje jako výška a věk porostu pro určení kategorie dřevinné vegetace. Rozdělení tedy nebylo založeno na údajích z katastrálního aparátu, ani nebyla aplikována žádná kritéria rozlohy plošek. Vzhledem k tomu, že se studie zaměřila na volnou krajinu, nebyly do ní zahrnuty plochy sadů, parků, zahrad aj. urbánní zeleň. Aby byla vstupní data porovnatelná, upravila se dle klasifikačního klíče, viz Tabulka 5 a Příloha 2 s podrobnou tabulkou propojení klasifikačních klíčů.



Obrázek 7: Modelové území Sokolovsko (zdroj: ArcČR 520, ortofotomapa ČUZK 2008)

8.1.3 ANALÝZA DAT

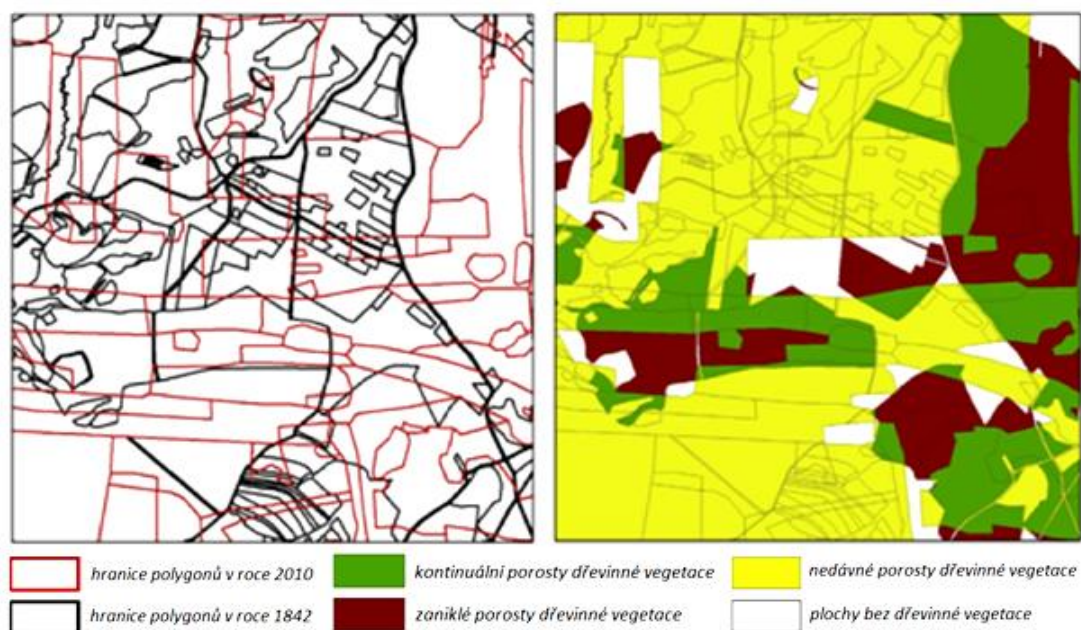
Následně se data podrobila bi-temporální analýze umožňující sledování trajektorií změn LU/LC. Pro prostorovou analýzu byly nadále použity jen polygony dřevinné vegetace. Pomocí nástroje *Intersect (Analysis Tools – Overlay)* se odlišily časově kontinuální plochy. Nástroj *Symmetrical Difference (Analysis Tool – Overlay)* pomohl zjistit po propojení s původním vektorem LU z roku 1842, kterou kategorii daná ploška dřevinné vegetace nahradila, a po propojení vrstvy s vektorem LC z roku 2010, jakým typem land cover byly nahrazeny. Odlišily se tři kategorie časové perzistence plošek dřevinné vegetace: kontinuální (perzistentní plochy přítomné v obou časových horizontech), zaniklé (plošky zaznamenané jen v roce 1843) a nedávné (přítomné jen v roce 2010) – viz Obrázek 8.

V rámci statistické analýzy, pro kterou byl použit statistický software R (R Development Core Team 2015), se hodnotila dynamika plošného podílu tříd

LU/LC a dřevinných porostů různé úrovně perzistence v těžební a netěžební krajině. Plošný rozsah kontinuálních, zaniklých a nedávných plošek dřevinné vegetace byl hodnocen pomocí dvoucestné analýzy variance (ANOVA) s interakcemi, kdy přítomnost těžebních aktivit, rok (1842 a 2010) a typ dřevinného krajinného prvku byly použity jako nezávislé proměnné a rozloha daných prvků (logaritmicky transformovaná) byla proměnnou vysvětlovanou. Výsledný model byl aditivní, jelikož interakce mezi faktory byly shledány jako statisticky nevýznamné. Po výpočtu ANOVA byl proveden Tukeyho HSD test pro mnohonásobná porovnání. Rozloha plošky a příslušnost ke kategoriím v kontextu časového horizontu a trajektorie byly porovnávány pomocí kontingenčních tabulek a χ^2 testu. Analyzována byla originální data (rozloha v hektarech).

Tabulka 5: Sjednocené kategorie dřevinných porostů pro oba časové horizonty.

KATEGORIE DŘEVINNÝCH POROSTŮ	2010	1842
	Ortofotomapa 2008 – doplněno terénním mapováním	Císařské otisky stabilního katastru
mimolesní dřevinná vegetace (MDV)	nálety dřevin	remízy a houštiny
	polozapojená sukcesní stádia s náletem dřevin	
	Ruderální vegetace s náletem dřevin	
	subxerofytní porosty s náletem dřevin	
	<i>Calamagrostis</i> s rozptýlenou zelení	
lesní porosty (LES)	listnaté lesy	lesy
	jehličnaté lesy	
	smíšené lesy	
	paseky, mýtiny	
rekultivační dřevinná vegetace (REK)	listnatá rekultivace zarostlá <i>Calamagrostis</i>	kategorie nebyla zastoupena
	lesnická rekultivace vyšší než 2 m – jehličnatá, listnatá, smíšená	
	lesnická rekultivace 1-2 m – jehličnatá, listnatá, smíšená	
	lesnická rekultivace 0.5-1 m – jehličnatá, listnatá, smíšená	
	lesnická rekultivace do 0.5 m – jehličnatá, listnatá, smíšená	
	lesnická rekultivace suchá	



Obrázek 8: Detail metodického přístupu v rámci prostorové bi-temporální analýzy změny dřevinných porostů

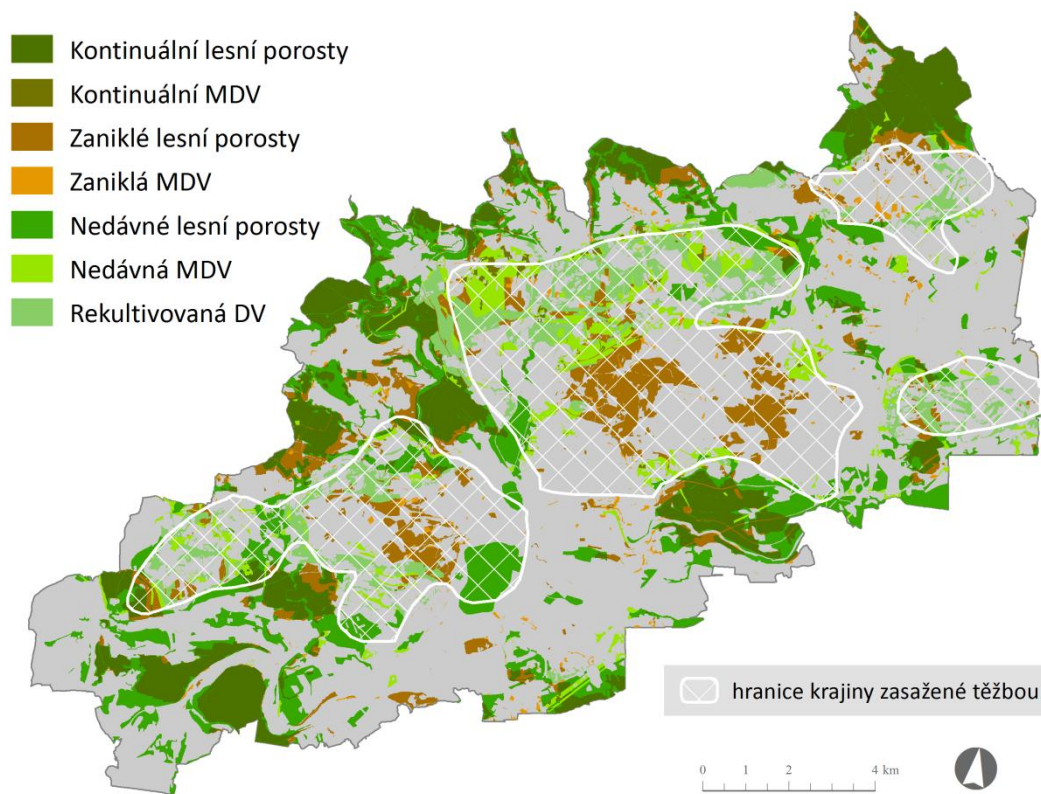
8.2 VÝSLEDKY

Případová studie si dala za cíl posoudit, jak významný vliv měla povrchová těžba hnědého uhlí na dynamiku dřevinné vegetace na Sokolovsku (CÍL 2).

VO 2: Jak se liší změny a hlavní trajektorie prvků dřevinné vegetace v krajině zasažené a nezasažené těžbou?

Celkové změny dřevinných porostů

Rozloha a prostorové uspořádání dřevinných porostů zaznamenaly v zájmovém území dramatické změny (viz Obrázek 9). Nárůst v celkovém podílu dřevinných porostů v rámci zájového území byl zaznamenán jak v krajině zasažené (ze 17 na 32 % z celkové rozlohy zájmového území), tak nezasažené povrchovou těžbou uhlí (z 10 na 20 % z celkové rozlohy; $\chi^2 = 8\,220.5$, $df = 1$, $p < 10^{-6}$). Ačkoliv byl v netěžební krajině zaznamenán nárůst lesní dřevinné vegetace (z 16 na 24; $\chi^2 = 308.5$, $df = 1$, $p < 10^{-3}$), podíl lesních porostů v daném území poklesl z 93 na 74 %. Obdobný trend nastal i v krajině zasažené těžbou, kdy podíl lesních porostů výrazně poklesl z 90 na 31 %. Tento fakt může být vysvětlen tím, že v obou typech krajiny došlo ke zvýšení fragmentace krajiny komunikační sítí.



Obrázek 9: Prostorová distribuce dřevinné vegetace různých kategorií časové perzistence na Sokolovsku

Celkový podíl lesní dřevinné vegetace v těžební krajině poklesl z 8.57 na 6.06 % z celkové rozlohy území ($\chi^2 = 89.9$, $df = 1$, $p < 10^{-3}$), viz Obrázek 10—C. V rámci daného krajinného regionu zároveň vzrostl podíl mimolesní dřevinné vegetace (spontánní sekundárně sukcesní porosty) z 10.3 na 28.5 % z plochy dřevinné vegetace (viz Obrázek 10—A), z 1 na 5.6 % z celkové rozlohy zájmového území (viz Obrázek 10—C). Zároveň došlo k nárůstu podílu MDV i v netěžební krajině (ze 7.4 na 13 % z plochy dřevinné vegetace, z 1.3 na 4.1 % z celkové rozlohy zájmového území, viz Obrázek 10 — B a D; $\chi^2 = 29.2$, $df = 1$, $p = 0.0062$). V roce 2010 byl podíl rekultivované dřevinné vegetace 28.5 % ze všech typů dřevinné vegetace a 8 % z celkové rozlohy v regionu zasaženém těžbou uhlí (Obrázek 10—A a C). V rámci současné posuzované netěžební krajiny podíl rekultivovaných dřevinných prvků, tvořený zejména mladými lesními porosty vzniklými zalesněním, je 13 % z dřevinné vegetace a 4.2 % z celkové rozlohy regionu (Obrázek 10—B a D).

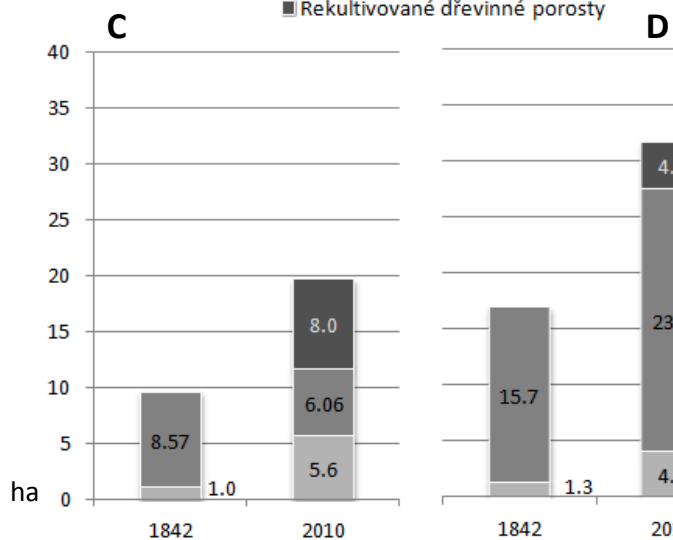
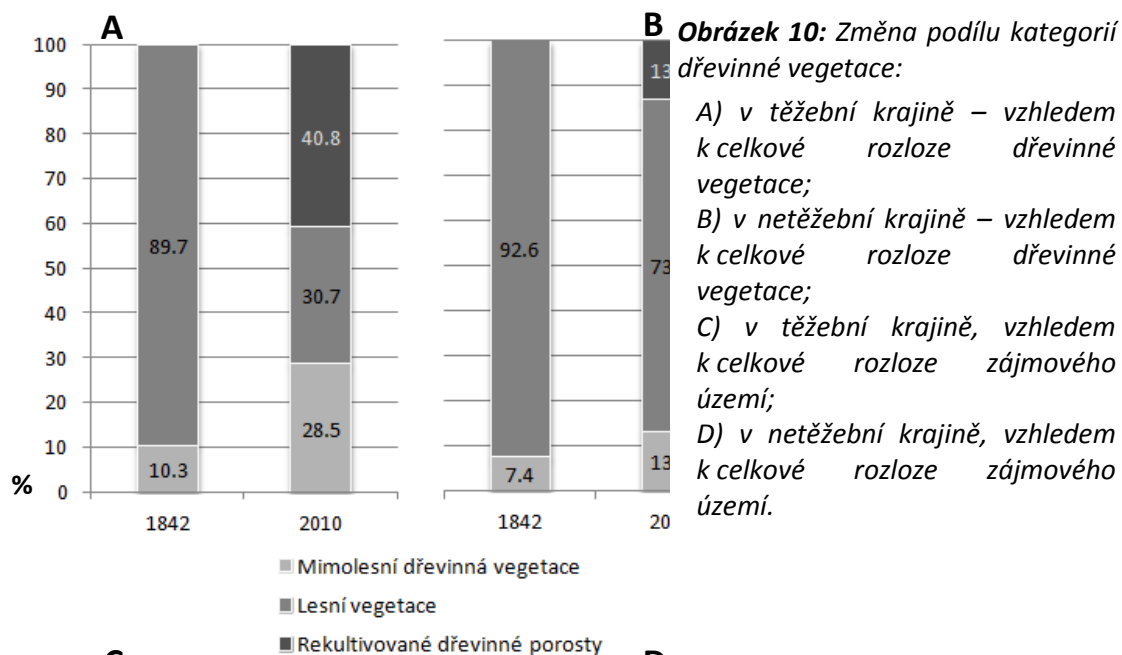
Časoprostorové změny jednotlivých kategorií dřevinné vegetace

V oblastech nezasažených těžebními aktivitami byl statisticky významně vyšší podíl kontinuálních porostů dřevin, zejména 42.1 % z celkových dřevinných porostů, v porovnání s jen 15.4 % v těžební krajině ($\chi^2 = 1\,162.6$, $df = 1$, $p < 10^{-6}$). Naopak, podíl zaniklé dřevinné vegetace v netěžební krajině je nižší než v té zasažené těžbou (10.8 % ve srovnání s 23.3 %, $\chi^2 = 927.3328$, $df = 1$, $p < 10^{-6}$). Totéž platí pro porosty dřevinné vegetace nedávné (47.1 % versus 61.3 % v netěžebních a těžebních krajinách, resp. $\chi^2 = 8.6266$, $df = 1$, $p = 0,003$)(viz Obrázek 9 a Tabulka 6).

Plošky časově kontinuálních lesů v netěžební krajině (beze změny LU/LC mezi lety 1842 a 2010) jsou podstatně rozsáhlejší než plošky jiného kategorie perzistence (ANOVA, $F(2,1342) = 291.2$, $p < 10^{-6}$). V krajině zasažené těžbou jsou nově založené lesy výrazně méně plošně rozsáhlé než plošky kontinuálních a zaniklých prvků dřevinné vegetace, což je dáno tím, že zaniklé rozsáhlejší lesní porosty mohly být zalesněny až po ukončení těžební činnosti.

Kontinuální dřevinná vegetace

V krajině neovlivněné těžbou převládá většina kontinuálních dřevinných porostů zůstala beze změny a většinou se jedná o porosty lesní (87 %), viz Tabulka 7. Ty byly nahrazeny rekultivovanými lesními porosty (zejména mladé lesy) v mnohem menší míře (5 %). Lesní kontinuita reprezentovaná změnami z mimolesní na lesní dřevinnou vegetaci (3 %) a naopak (3 %) se objevila velmi málo. Přeměna mimolesní dřevinné vegetace na jinou kategorii dřevinné vegetace byla zaznamenána ještě méně (1 %). Naproti tomu kontinuita lesů v krajině narušené těžbou povrchového uhlí se z největší části uskutečnila přeměnou vegetace lesních porostů na rekultivační (33 %) nebo na mimolesní (28 %), viz Tabulka 8. Pokud jde o jednotlivé prvky kontinuální vegetace, původní lesy se změnily v těžební krajině v menší míře (24 %) než v krajině netěžební (87 %, $\chi^2 = 1\,861.146$, $df = 1$, $p < 10^{-6}$). Mimolesní dřevinná vegetace se zachovala (6 %) nebo se transformovala v rekultivační porosty (7 %). Lesy nahradily porosty nelesních dřevinné vegetace ve srovnatelné míře jako v krajině neovlivněné těžbou (2 %). Porovnání oblastí jednotlivých trajektorií vykazuje velmi významné rozdíly v těžebních a netěžební krajině (v těžební: $\chi^2 = 13.1$, $df = 2$, $p = 0.0014$; netěžební: $\chi^2 = 161.2$, $df = 2$, $p < 10^{-6}$).



Tabulka 6: Časová perzistence plošek dřevinné vegetace v těžební a netěžební krajině Sokolovska

KATEGORIE	TĚŽEBNÍ KRAJINA			NETĚŽEBNÍ KRAJINA		
	počet plošek	rozloha (ha)	%	počet plošek	rozloha (ha)	%
Kontinuální	702	690.3	15.4	1 275	2 665.3	42.1
Zaniklá	835	1 054.9	23.3	1 181	683.7	10.8
Nedávná	8 168	2 775.1	61.3	9 761	2 977.5	47.1
Celkem	9 705	4 491.3	100	12 217	6 326.6	100

Tabulka 7: Trajektorie v rámci kontinuálních dřevinných porostů v netěžební krajině (% - z celkové rozlohy kontinuálních dřevinných porostů).

ZMĚNA MEZI KATEGORIEMI	ha	%
Les 1842 – les 2010	2 315.8	86.9
Les 1842 – Rekultivace 2010	128.6	4.8
MDV 1842 – les 2010	89.9	3.4
Les 1842 – MDV 2010	77.5	2.9
MDV 1842 – MDV 2010	31.5	1.2
MDV 1842 – Rekultivace 2010	22	0.8
Celkem	2 665.3	100

Tabulka 8: Trajektorie v rámci kontinuálních dřevinných porostů v těžební krajině (% - z celkové rozlohy kontinuálních dřevinných porostů).

ZMĚNA MEZI KATEGORIEMI	ha	%
Les 1842 – Rekultivace 2010	230	33.3
Les 1842 – MDV 2010	193.8	28.1
Les 1842 – les 2010	166.4	24.1
MDV 1842 – Rekultivace 2010	48.9	7.1
MDV 1842 – les 2010	40	5.8
MDV 1842 – MDV 2010	11.1	1.6
Celkem	690.3	100

Zaniklá dřevinná vegetace

Zaniklé prvky dřevinné vegetace se vztahují k lesům, které zmizely z krajiny mezi lety 1842 a 2010. V krajině, kterou těžba neovlivnila, byly lesy nahrazeny primárně zastavěnými plochami (36 % zaniklých ploch dřevin), ornou půdou (13 %), těžebními plochami (12 %), TTP (9 %) a neúrodnou půdou (9 %). Zánik nelesních dřevin byl také způsoben rozvojem zastavěných ploch (7 %). Četnost jiných typů transformací je zanedbatelná. V krajině zasažené těžbou zanikly lesní plochy z největší části ve prospěch těžebních ploch (54 % zaniklé dřevinné vegetace), v menší míře ve prospěch neúrodné půdy (15 %), vodních ploch (6 %) a TTP (6 %). Frekvence jiných typů transformací jsou zanedbatelné. Srovnání původních rozloh jednotlivých trajektorií vykazuje velmi významné rozdíly v těžební i netěžební krajině (těžební: $\chi^2 = 87.9$, $df = 6$, $p < 10^{-6}$; netěžební: $\chi^2 = 79.4$, $df = 6$, $p < 10^{-6}$).

Nedávná dřevinná vegetace

Podíl dřevinné vegetace v těžebních a netěžebních regionech celkově od roku 1842 vzrostl, nejvyšší nárůst byl zaznamenán u rekultivačních porostů, menší pak u mimolesní dřevinné vegetace. Podíl lesní vegetace vzrostl výrazněji jen v krajině nenarušené těžebními aktivitami. Prostorová analýza odhalila komplexitu těchto změn a nabízí detailnější informace o nedávných porostech dřevinné vegetace. V krajině nezasazené těžbou podíl lesů a rekultivovaných dřevinných porostů (většinou mladé lesní porosty založené úmyslně v rámci zalesňování) vzrostl primárně na úkor TTP (50 %, 48 % a 47 % z celkové rozlohy nedávných dřevinných porostů, v uvedeném pořadí), a orné půdy (44 %, 44 % a 43 %). V krajině narušené těžbou rekultivované a lesní dřevinné porosty nahradily zejména TTP (49 % a 52 % z celkové rozlohy nedávných dřevinných porostů, v uvedeném pořadí). Mimolesní dřevinná vegetace naproti tomu byla v netěžební krajině nahrazena ornou půdou (48 %) a TTP (45 %). Srovnání původních rozloh prvků jednotlivých trajektorií vykazuje velmi významné rozdíly mezi těžební a netěžební krajinou (těžební: $\chi^2 = 78.9$, $df = 6$, $p < 10^{-6}$; netěžební: $\chi^2 = 82.6$, $df = 6$, $p < 10^{-6}$).

SHRNUTÍ VÝSLEDKŮ

VO 2: Jak se liší změny a hlavní trajektorie prvků dřevinné vegetace v krajině zasažené a nezasazené těžbou?

Celkový podíl dřevinné vegetace v těžebních a netěžebních regionech v zájmovém území na Sokolovsku vzrostl. Zároveň byl konstatován pokles podílu lesů v rámci dřevinné vegetace — výraznější v krajině zasažené těžbou, kde došlo také v souvislosti s těžbou hnědého uhlí k nárůstu vyššího podílu rekultivovaných dřevinných porostů. Celkově ale došlo k nárůstu podílu lesních porostů a MDV v obou regionech, přičemž navýšení plochy lesů v krajině nezasazené těžbou bylo vyšší, ale zároveň u MDV nižší v porovnání s regionem těžbou zasaženým.

Podíl kontinuálních dřevinných porostů je v těžební krajině podle očekávání nižší než v krajině netěžební. Zároveň podíl nedávné dřevinné vegetace je tam vyšší, což souvisí s rozvojem rekultivačních porostů. I v krajině netěžební zanikly plochy dřevinné vegetace, ale výrazně méně než v krajině zasažené těžebními aktivitami.

Dynamika v rámci dřevinných porostů mezi dvěma regiony jsou odlišné, zejména co do perzistence lesů, které jsou v krajině nezasažené těžbou poměrně stabilní, okrajově došlo i k přeměně lesa na MDV. Zároveň i porosty lesa v krajině nezasažené těžbou byly přeměněny na rekultivační pravděpodobně v souvislosti s tvorbou výsypek v okolí lomů. V těžební krajině se zhruba třetina lesů transformovala v porosty rekultivační, ale také téměř třetina v MDV a 1/4 zůstala perzistentní. Porosty MDV se přeměnily nejvíce na rekultivační a v lesní porosty.

V netěžební krajině byla dřevinná vegetace nahrazena zejména zástavbou, ornou půdou, těžebními plochami, TTP a neúrodnou půdou; v těžební krajině podle očekávání došlo k přeměně zejména ve prospěch těžebních ploch, méně pak neúrodné půdy, vodních ploch a TTP. Lesy a rekultivované porosty se v těžební krajině rozvinuly nejvíce na TTP, v netěžební krajině i na orné půdě. Stejně tomu bylo i u MDV.

9 POROSTY MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V SOUVISLOSTECH SE ZMĚNAMI ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY

Případová studie předkládá zhodnocení vývoje mimolesní dřevinné vegetace, jejíž důležitost v zemědělské krajině je konstatována v kapitole 4.3 výše. Oproti zmiňovaným studiím, které se zabývají MDV na území České republiky, je kladen větší důraz na zhodnocení její prostorové variability, jenž má vliv na její funkčnost

9.1 METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE

Následující podkapitoly vymezují zájmová území a vstupní data, specifikují použitou aplikovanou prostorovou a statistickou analýzu.

9.1.1 ZÁJMOVÁ ÚZEMÍ A POUŽITÉ PODKLADY

Zájmová území studie byla využita stejná, jako v případě kapitoly 7 (Změn biodiverzity české zemědělské krajiny) – tedy Kouřimsko, Písecko a Děčínsko (viz Obrázek 1). Vstupními daty byly vrstvy LC pro roky 1954 a 2014 vytvořené dle metodiky výše zmíněné studie. Dále pak linie silniční sítě převzatá z databáze ZABAGED® (ČUZK 2015); zdrojem vrstvy vodních toků byla databáze HEIS Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka (vodní toky - jemný úsek).

9.1.2 ANALÝZA DAT

Prostorová bi-temporální analýza změn krajinné struktury, v níž byly použity nástroje jako *Intersect*, *Symmetrical difference* a *Spatial join (Analysis tool – Overlay)*, se zaměřila na celkové zhodnocení dynamiky LC a změnu konfigurace MDV v ZÚ. V rámci zpracování byla data z atributových tabulek exportována a upravena v Microsoft Office Excel. Skrze filtrování dat a kontingenční tabulky byly zjištěny trajektorie změny jednotlivých kategorií LC pro všechna ZÚ.

Případová studie se věnuje časoprostorové změně plošek MDV. Zda se údaje o počtu a rozloze MDV v jednotlivých ZÚ v letech 1954 a 2014 liší, bylo posuzováno χ^2 testem. V rámci vyhodnocení dynamiky MDV byly její plošky rozřazeny do šesti kategorií – zcela zaniklé, zaniklé, stabilní 1954, stabilní 2015, rozvinuté, nedávné (specifikace viz Tabulka 9). To bylo provedeno pomocí nástrojů prostorové analýzy, kombinací prostorových a atributových dotazů, a manuálním hodnocením překryvu plošek při jejich současném zobrazení s určitou průhledností vrstvy.

Při posuzování, zda jsou prvky MDV všeobecně časově perzistentní, byl porovnáván počet a podíl kategorie c (*stabilní 1954*) a d (*stabilní 2015*) s celkovými počty a rozlohou plošek MDV v jednotlivých zájmových územích. U kategorií perzistence MDV bylo také hodnoceno, zda se liší mezi ZÚ v rozloze a tvaru plošek pomocí mnohorozměrné analýzy variance (MANOVA). Údaje o rozloze ($A = \text{Area} - \text{m}^2$) a obvodu ($P = \text{Perimeter} - \text{m}$) plošky byly použity k výpočtu indexu tvaru (shape index – *SI* – bezrozm.) dle následujícího vzorce:
$$SI = \frac{P}{\sqrt[2]{\pi * A}}$$

Jak ovlivňují tvar a rozlohu plošek MDV přírodní podmínky bylo zjišťováno pomocí korelace. Vstupními údaji o vybraných přírodních podmínkách, které byly jednotlivým ploškám MDV přiřazeny pomocí nástrojů zonální statistiky, byly průměrná nadmořská výška (ELEV) a sklon (SLP) dané plošky, které byly dopočítány z digitálního modelu terénu (rozlišení rastru 5 x 5 m) zájmových území.

V rámci další analýzy byly hodnoty indexu tvaru a rozlohy plošky vzhledem k jejich nenormální distribuci log-transformovány. Vybrán byl model: $\log(SI) + \log(A) \sim KAT + ZÚ$, kde *KAT* ~ *kategorie perzistence MDV*.

Tabulka 9: Kategorie perzistence plošek MDV

KATEGORIE PERZISTENCE PLOŠKY	KÓD	KRITÉRIA ZAŘAZENÍ DO KATEGORIE
zcela zaniklé	1	<i>plošky MDV 1954 v roce 2014 již nevyskytující se</i>
zaniklé	2	<i>polygony MDV 1954 s malým překryvem s ploškou z roku 2014 (< 50 %), tedy s velmi omezeným rozvojem</i>
stabilní 1954	3	<i>polygony MDV v roce 1954 s překryvem > 60% plochy plošky 2014</i>
stabilní 2014	4	<i>polygony MDV v roce 2015 s překryvem > 60% plochy plošky v roce 1954</i>
rozvinuté	5	<i>polygony navazující na plošky z roku 1954, překrývají se s původním polygonem méně než z 60 % vlastní rozlohy</i>
nedávné	6	<i>plošky MDV v roce 2015 nepřítomné v roce 1954 a plošky s překryvem do 25 % s ploškami z roku 1954</i>

Analýza vztahu mezi vybranými přírodními podmínkami a časoprostorovou perzistencí plošek MDV v zemědělské krajině se zakládala na χ^2 testování. Vstupními údaji byla příslušnost dané plošky ke kategorii perzistence a údaje o vybraných přírodních podmínkách (ELEV, SLP). Z DMT byla dopočítána i expozice ke světovým

stranám (ASP). Dále byl každé plošce MDV přiřazen dle WMS (CENIA 2014) převažující půdní typ (PUDA) – rozlišené kategorie viz Tabulka 10).

Na základě prostorových dotazů doprovázených manuální kontrolou bylo stanoveno pro jednotlivé plošky MDV, zda doprovází vodní tok, silnici či nikoliv (VT, SILN – 0 ne/1 ano).

Jak moc ovlivňují přírodní podmínky velikost a tvar plošky MDV v ZÚ, bylo hodnoceno pomocí analýzy MANOVA: $\log(SI) + \log(A) \sim ELEV + ASP + SLP + VT + SILN + PUDA$. Vstupní hodnoty indexu tvaru a rozlohy plošky MDV byly opět log transformovány.

Pro zkonstatování změny prostorové konfigurace MDV v různých typech zemědělské krajiny, které reprezentovala ZÚ, bylo přistoupeno k výpočtu vybraných krajinných metrií (viz Tabulka 11). Tento výběr zohlednil jejich vypovídající hodnotu k problematice prostorové konfigurace – tvarové komplexity (MSI, SHAPE_RA), fragmentace (PD, ED, MPS, CORE), konektivity (MNN, CONNECT_MN) a izolovanosti (MPI, AI) plošek MDV. Pro jejich výpočet byl použit software FRAGSTAT verze 4.2 (McGarigal 2013), do kterého vstupovala data v rastrovém formátu (rozlišení 1 m). Stanovené změny byly posuzovány v kontextu změny podílu MDV v ZÚ mezi lety 1954 a 2014 pomocí χ^2 testu.

Statistické analýzy v rámci této případové studie byly počítány v programu R (R Development Core Team 2015) , jednoduché v MS Office Excel.

Tabulka 10: Kategorie půdních typů v zájmových územích

KÓD	POPIS
CEL	černozem luvická
CEm	černozem modální
FLG	fluvizem glejová
HNL	hnědozem luvická
HNm	hnědozem modální
KAa	kambizem kyselá
KAe	kambizem eutrofní
KAm	kambizem modální
LUg	luvizem oglejená
PGm	pseudoglej modální
PGp	pseudoglej pelický
SEm	šedozem modální

Tabulka 11: Krajinné metrie použité pro zhodnocení prostorové konfigurace MDV v zemědělské krajině zájmových území

NÁZEV ČESKY NÁZEV ANGLICKY ZKRATKA - JEDNOTKA	VZOREC NABÝVANÉ HODNOTY	POPIS
průměrný index tvaru <i>mean shape index</i> MSI – bezrozm.	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{1/4 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i}$ <p>a_{ij} = rozloha plošky j třídy i; n = počet plošek dané třídy i; $j = 1, 2, \dots, n$ = počet plošek, $MSI > 1$, bez omezení</p>	<p>MSI = průměrná hodnota indexu tvaru pro třídu plošek MSI se počítá z hodnot rozlohy a délky okraje plošky, připodobněním k nejjednoduššímu tvaru – tedy kruhu. Čím více se MSI blíží 1, tím více se plošky dané třídy podobají kruhu; naopak čím vyšší je MSI, tím složitější je tvar plošek dané třídy (např. protáhly, s různými výčnělky apod.)</p>
variance indexu tvaru <i>shape index range</i> SHAPE_RA – bezrozm.	SHAPE_RA = $SI_{\max} - SI_{\min}$	SHAPE_RA = variance indexu tvaru plošek dané třídy Rozdíl nejvyššího a nejnižšího SI v dané třídě plošek.
hustota plošek <i>patch density</i> PD _{MDV} – n/100 ha	$PD = \frac{n_i}{A} (10\ 000)(100)$ <p>n_i = počet plošek dané třídy i; A = celková rozloha krajiny (m^2) PD > 0</p>	PD _{MDV} = počet plošek třídy přepočtený na 100 ha rozlohy dané krajiny Hodnota je omezena velikostí pixelu rastru. Čím vyšší je hodnota PD, tím více rozdrobená je daná třída – tím méně kompaktních plošek dané krajinné třídy. PD se posuzuje v kombinaci s hodnotami ED.
hustota okrajů <i>edge density</i> ED _{MDV} – m/ha	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10\ 000)$ <p>e_{ik} = celková délka okrajů plošek všech tříd i v krajině (m); A = celková rozloha krajiny (m^2) ED ≥ 0, bez omezení</p>	ED _{MDV} = délka okrajů třídy přepočtená na 1 ha rozlohy dané krajiny ED = 0 pokud v krajině nejsou plošky dané třídy Čím vyšší je hodnota ED, tím jsou tvary plošek dané třídy složitější. ED se posuzuje v kombinaci s hodnotami PD.
průměrná rozloha plošky <i>mean patch size</i> MPS – ha	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10\ 000} \right)$ <p>a_{ij} = rozloha plošky j třídy i (m^2); n_i = počet plošek třídy i, MPS > 0, bez omezení</p>	MPS = průměr z rozlohy plošek dané třídy V kombinaci s ED a PD má vypovídající hodnotu o rozdrobenosti plošek dané třídy.
rozloha jádrového území plošek <i>core area</i> CORE – ha	$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10\ 000} \right)$ <p>a_{ij}^c = rozloha jádrového území plošky ij (m^2) daná hodnotou hloubky okraje - v tomto případě 10 m CORE ≥ 0, bez omezení</p>	CORE = souhrnná rozloha jádrových plošek dané třídy, částí plošek ve vzdálenosti 10 m od okraje; CORE = 0 pokud žádná z plošek nemá vnitřní plochu ve stanovené vzdálenosti od okraje. Se snižováním hodnoty hloubky okraje a se zjednodušováním jejich tvaru se CORE blíží hodnotě rozlohy plošek.

Tabulka 11 - pokračování: Krajinné metrie použité pro zhodnocení prostorové konfigurace MDV v zemědělské krajině zájmových území

<p>průměrná vzdálenost nejbližšího Euklidovského souseda <i>mean Euclidean nearest neighbor distance</i> MNND – m</p>	$MNND = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n_i}$ <p>h_{ij} = Euklidovská vzdálenost mezi nejbližšími ploškami dané třídy; n_i = počet plošek třídy i MNND > 0, bez omezení</p>	<p>MNND = průměrná vzdálenost plošek k nejbližšímu sousedovi – plošce dané třídy krajiných plošek. Založeno na nejkratší přímé Euklidovské vzdálenosti plošek od okraje k okraji. Metrie je jednoduchým ukazatelem prostorového kontextu plošky. Používá se k hodnocení izolovanosti.</p>
<p>index konektance <i>mean connectance index</i> CONNECT_MN – %</p>	$CONNECT = \left[\frac{\sum_{j=k}^n c_{ijk}}{n_i(n_i - 1)} \right] (100)$ <p>c_{ijk} = spojení mezi ploškou j a k (0 = nepropojené, 1 = propojené) všech plošek třídy i, založeno na definované minimální vzdálenosti (search radius); n_i = počet plošek třídy i $0 \leq CONNECT \leq 100$</p>	<p>CONNECT_MN = počet funkčních spojení mezi ploškami dané třídy (součet $c_{ijk} = 0$, pokud ploška j a k nejsou do Euklidovské vzdálenosti stanoveného radiusu hledání od sebe, a $c_{ijk} = 1$, pokud jsou v Euklidovské vzdálenosti stanoveného radiusu hledání od sebe) dělený celkovým počtem možných propojení mezi všemi ploškami dané třídy navzájem; násobeno 100 pro převod na procenta Index konektance je vyjádřen jako procento z maximálního možného počtu propojení daného počtu plošek určité třídy.</p>
<p>průměrný index blízkosti <i>mean proximity index</i> MPI – bezrozm.</p>	$MPI = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}}{n_i}$ <p>a_{ijs} = rozloha plošky ij do určité vzdálenosti; h_{ijs} = Euklidovská vzdálenost mezi nejbližšími ploškami dané třídy; n_i = počet plošek třídy i MPI ≥ 0</p>	<p>MPI = průměrný index blízkosti plošek dané krajinné třídy. Index blízkosti byl vyvinut Gustafsonem a Parkerem (1992) a zahrnuje velikost a vzájemnou vzdálenost plošek, jejichž okraje jsou v určité dané vzdálenosti od fokální plošky. MPI = 0, pokud žádná z plošek nemá souseda stejné třídy do určité vzdálenosti. MPI vzrůstá s poklesem izolovanosti a prostorové fragmentovanosti. Horní limit MPI je dán délkou radiusu hledání a minimální vzdáleností plošek.</p>
<p>index míry shlukování <i>aggregation index</i> AI – %</p>	$AI = \left[\frac{g_{ij}}{\max \rightarrow g_{ij}} \right] (100)$ <p>g_{ij} = počet napojení (like adjacencies) mezi pixely plošek dané krajinné třídy i; $\max \rightarrow g_{ij}$ = maximální počet napojení (like adjacencies) mezi pixely plošek dané třídy i $0 \leq AI \leq 100$</p>	<p>AI = počet napojení pixelů plošek dané třídy děleného počtem maximálního možného počtu napojení pixelů plošek dané třídy, násobeno 100 pro převod na procenta. Hraniční plošky v krajině jsou vynečány. AI stoupá s narůstající mírou agregace neboli shlukování plošek dané třídy. AI = 1, pokud je dosaženo maximálního možného počtu napojení – tedy, když jsou plošky třídy maximálně shluklé v jednu kompaktní plošku.</p>

9.2 VÝSLEDKY

Výstupy v rámci této případové studie naplňují cíle 3 a 4 skrze odpovědi na výzkumné otázky viz níže.

CÍL 3: vyhodnotit prostorové změny mimolesní dřevinné vegetace v kontextu změny krajiny vybraných zájmových území

VO 3a: Jaké jsou trajektorie MDV v kontextu změny české zemědělské kulturní krajiny

Podíl MDV ve všech ZÚ vzrostl, což je patrné z map krajinného pokryvu v zájmových území ve studovaných časových horizontech (Obrázek 3 až 5), změny podílu MDV znázorněné na **Obrázek 2** a v mapách distribuce MDV a jejích kategorií perzistence na Obrázcích 11, 12 a 13 pro jednotlivá území. Nejvíce došlo k nárůstu na Kouřimsku o 3.6 % (z 1.7 % v roce 1954, na 5.3 % v roce 2014). Na Písecku a Děčínsku bylo zaznamenáno navýšení podílu MDV o 3.1 % (1.1 % – 4.2 %, 4.4 % – 7.5 % v daném pořadí). Změna rozlohy MDV v ZÚ mezi lety 1954 a 2014 podle χ^2 testu není statisticky významná ($\chi^2 = 1959.56$, $df = 2$, $p = 0$). Souhrnná absolutní změna rozlohy plošek MDV na Děčínsku byla nejnižší (79 ha), stejně tak jako nárůst počtu plošek (o 61) - viz Tabulka 3. V kontextu nejvyššího podílu MDV a počtu plošek (768) v daném ZÚ lze konstatovat, že se jedná o plošně rozlehlé krajinné prvky. Děčínsko je v přítomnosti a charakteru MDV specifické, což je patrné z mapy na Obrázek 13. Naopak na Kouřimsku byl zaznamenán nejvyšší absolutní nárůst rozlohy MDV (131 ha). Na Písecku pak nejvyšší nárůst počtu plošek MDV (o 294). Změna počtu plošek MDV mezi ZÚ v letech 1954 a 2014 byla prokázána jako statisticky významná ($\chi^2 = 73.573$, $df = 2$, $p < 10^{-6}$).

Z hlediska trajektorií se MDV (viz Tabulka 4) rozrostla ve všech ZÚ na úkor orné půdy (Kouřimsko 91.3 ha, Písecko 59.3 ha, Děčínsko 81.2 ha). Na Písecku a Děčínsku také na úkor TTP (16 ha, 52.4 ha daném pořadí). Ve všech územích byla zaznamenána přeměna MDV na urbánní plochy (Kouřimsko 13.6 ha, Písecko 15 ha, Děčínsko 10.7 ha), přičemž podíl této transformace z původní rozlohy dané krajinné třídy stoupal s rostoucí nadmořskou výškou. Na Kouřimsku a Děčínsku došlo k přerodu kategorie sadů na MDV na rozloze 23 a 16.7 ha (v daném pořadí). Došlo

také k rozvoji MDV podél vodních prvků – nejvíce na Písecku (na rozloze 8.6 ha), v malé míře i na Kouřimsku (1.5 ha).

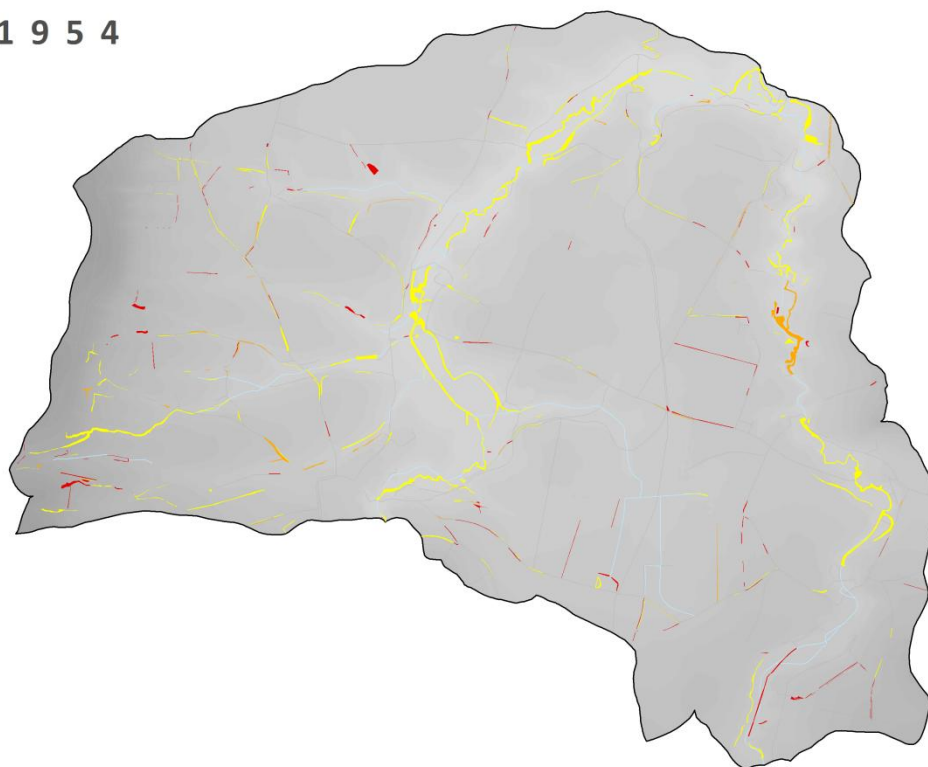
Naproti tomu původní MDV se transformovalo na 4.3, 3.7 a 4.7 ha urbánní plochy na Kouřimsku, Písecku a Děčínsku, 7 %, 9.4 % a 3 % MDV v roce 1954 – v daném pořadí. Na Kouřimsku zaniklo 6.4 ha MDV ve prospěch OP, 0.5 ha ve prospěch TTP. Celkem 3.5 a 3.8 ha mimolesní dřevinné vegetace (5.7 % a 6.3 % z původní rozlohy MDV) bylo pohlceno PBS a lesem (v daném pořadí). Oproti tomu na Děčínsku bylo 81.9 ha MDV (61.3 % MDV v roce 1954) pohlceno lesem a 2.1 ha PBS (1.6 % MDV v roce 1954), na Písecku 6.9 ha (17.5 % z původní rozlohy MDV) a 2.4 ha (6.1 % z původní rozlohy MDV). Na Písecku zanikly plošky MDV na 1 ha OP a 2.3 ha TTP (viz Tabulka 4).

V kontextu celkový změn LC se trajektorie změn mezi zájmovými územími liší – Děčínsko je specifické vysokým podílem MDV a mírou rozvoje, Kouřimsko vysokou perzistencí ploch MDV (64.9 % stabilních). Na Písecku je podíl v obou horizontech v porovnání s ostatními ZÚ nízký, zato počet plošek je relativně vysoký, což značí vysokou míru rozdrobenosti plošek této krajinné třídy (viz Tabulka 12).

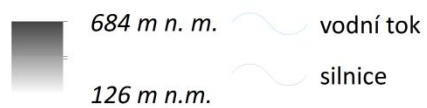
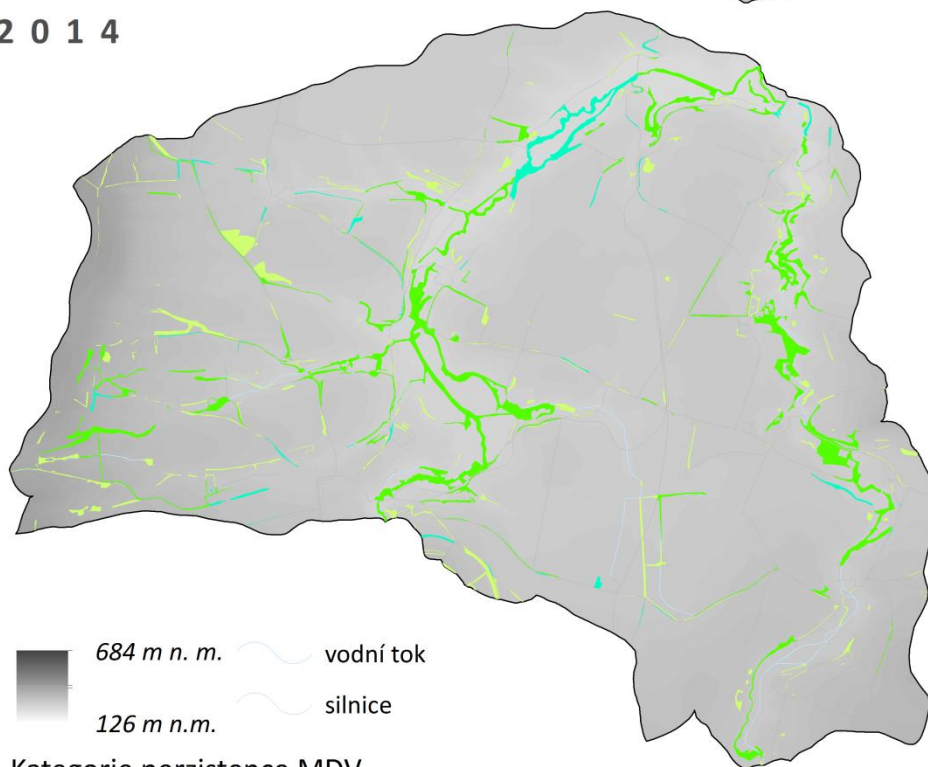
Tabulka 12: Souhrnná rozloha plošek MDV různých kategorií perzistence a jejich podílu z MDV v daném časovém horizontu v zájmových územích

KATEGORIE PERZISTENCE	KOUŘIMSKO		PÍSECKO		DĚČÍNSKO	
	rozloha (ha)	podíl MDV (%)	rozloha (ha)	podíl MDV (%)	rozloha (ha)	podíl MDV (%)
zcela zaniklé	9	14.1	8	20.1	48	38.5
zaniklé	7	11.5	14	35.9	37	29.6
stabilní 1954	45	74.4	17	44.0	40	31.9
stabilní 2014	22	11.6	5	3.4	11	5.0
rozvinuté	117	61.0	17	10.8	93	43.7
nedávné	53	27.4	132	85.8	109	51.2

1 9 5 4



2 0 1 4

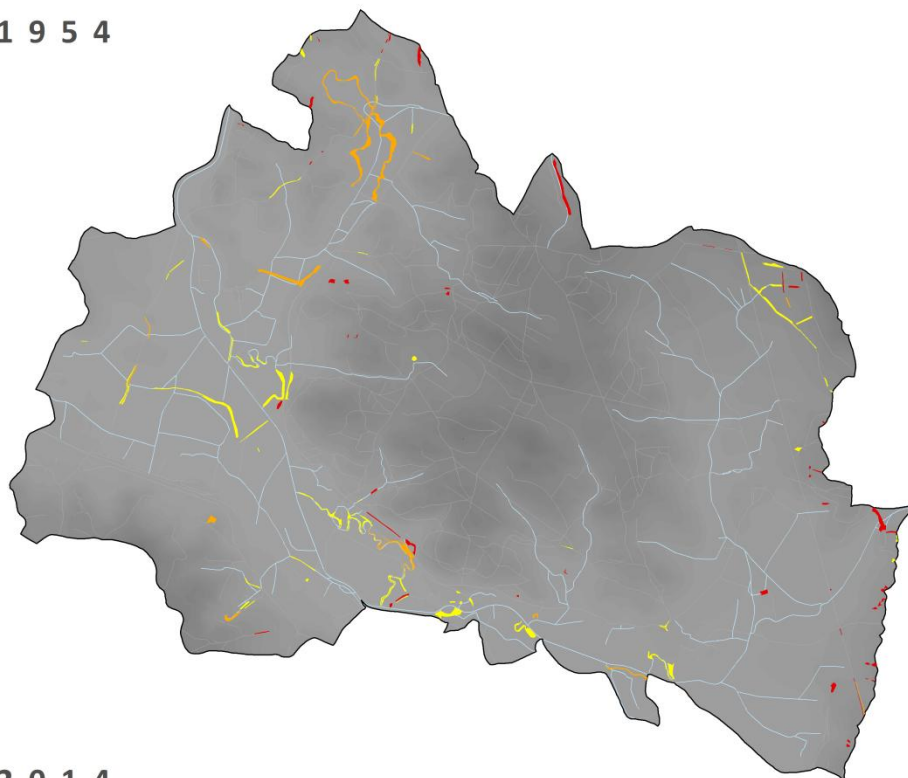


Kategorie perzistence MDV

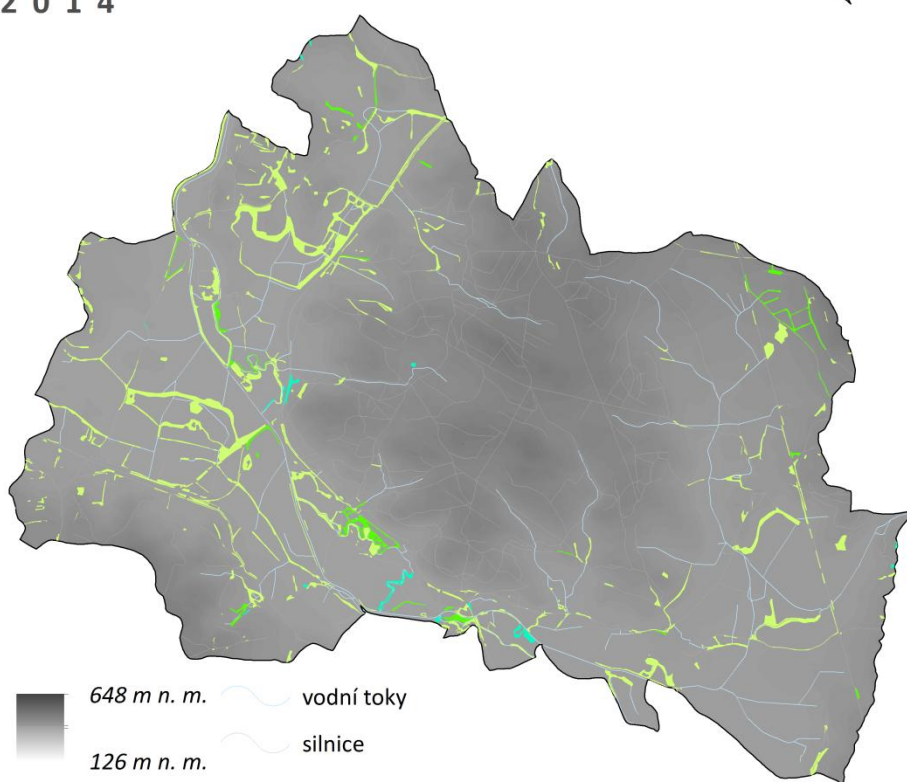


Obrázek 11: MDV různých kategorií perzistence na Kouřimsku v letech 1954 a 2014

1954



2014



648 m n. m. vodní toky
126 m n. m. silnice

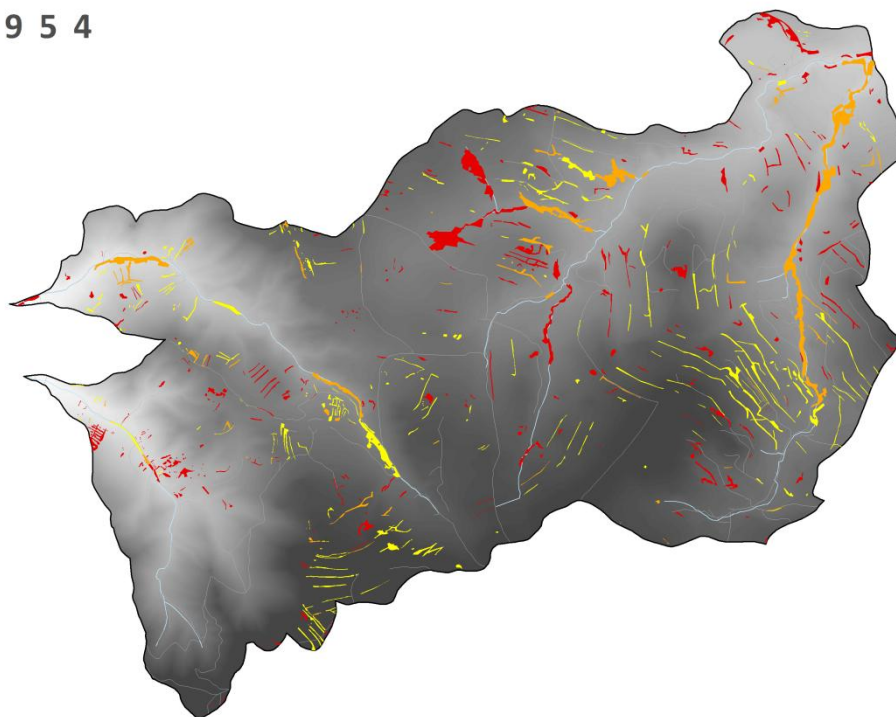
Kategorie perzistence MDV

■ zcela zaniklé	■ stabilní 2014
■ zaniklé	■ rozvinuté
■ stabilní 1954	■ nedávné

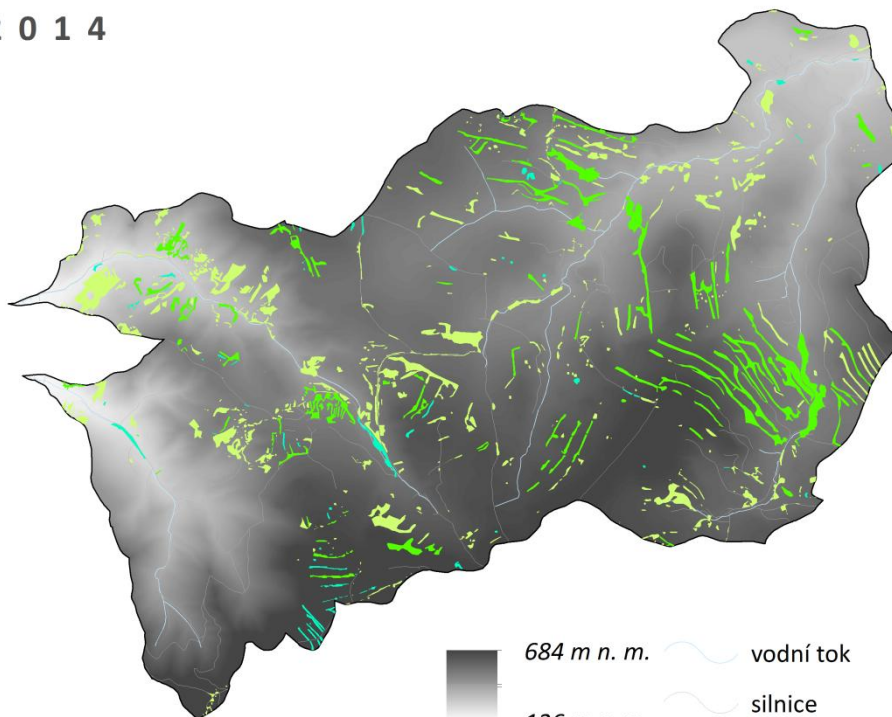
0 1 2 km

Obrázek 12: MDV různých kategorií perzistence na Písecku v letech 1954 a 2014

1954



2014



Kategorie perzistence MDV



Obrázek 13: MDV různých kategorií perzistence na Děčínsku v letech 1954 a 2014

Rozloha plošek MDV v jednotlivých kategoriích perzistence se mezi lety 1954 a 2014 mezi ZÚ statisticky významně lišila ($\chi^2 = 181.656$, $df = 10$, $p < 10^{-6}$). Největší podíl zaujímaly na Kouřimsku plochy MDV rozvinuté – navazující na plošky v krajině dříve přítomné (117 ha), tvořící 61 % z celkové rozlohy MDV v roce 2014 (viz Tabulka 12). Z plochy MDV v roce 1954 zůstaly stabilní téměř 3/4. Na Písecku došlo spíše k rozvoji plošek nových, kategorie nedávné MDV tam zaujímá plochu 132 ha (85.5 % z MDV v roce 2014). Více než polovina plošek MDV z roku 1954 zanikla či zcela zanikla, plošky MDV kategorie stabilní 1954 se rozkládaly na 17 ha. Na Děčínsku je podíl plošek stabilních v roce 1954 výrazně nižší než podíl zaniklých a zcela zaniklých plošek MDV. Největší rozlohu zaujímají v tomto ZÚ plošky MDV kategorie nedávné (51.2 % z MDV v roce 2014), vysoký podíl rozlohy MDV v roce 2014 spadá i do kategorie rozvinuté MDV.

Zájmová území se mezi sebou liší z hlediska podílu MDV, jak je patrné z Tabulka 12. Nejvíce plochy MDV ubylo na Děčínsku (na 3 % rozlohy ZÚ), zároveň ale v tomto regionu došlo k velkému rozvoji stávajících plošek MDV a vzniku nových (rozvinuté na 3.29 %, nedávné na 3.86 % z celkové rozlohy ZÚ), což souvisí s procesy přirozené sukcese v krajině marginální oblasti poznamenané odsunem obyvatelstva po druhé světové válce. Nejvíce stabilních plošek MDV z roku 1954 najdeme na Kouřimsku (na 1.25 % z celkové rozlohy ZÚ), kde se většinou jedná o plochy nevhodné k obhospodařování. Vysoký podíl plošek rozvinutých (3.24 % z celkové rozlohy ZÚ) je dán faktem, že plošky MDV v intenzivně využívané krajině mají většinou jen omezené možnosti, co se týče vzniku nových plošek. Dochází tedy k rozvoji stávajících struktur, zejména vlivem přirozené sukcese, kdy ačkoliv je krajina využívána intenzivně zemědělsky, tak lze stále konstatovat pokles antropogenního tlaku na ní. Také na Písecku je podíl stabilních ploch MDV z roku 1954 vysoký (0.47 % z celkové rozlohy ZÚ). Zde ale oproti Kouřimsku byl rozvoj stávajících plošek omezený (rozvinuté plošky zaujímají jen 17 ha), ale došlo ke vzniku většího množství plošek nové – nedávné MDV, na rozloze 132 ha (nejvíce ze všech ZÚ) – 3.58 % rozlohy zájmového území.

Z distribuce MDV v krajině, patrná z perzistence jednotlivých ZÚ na Obrázcích 11, 12 a 13, lze zkonstatovat jejich různou míru rozdrobenosti a charakter časově perzistentních krajinných plošek, které se s poklesem lidské aktivity v krajině

rozvíjejí. Z distribuce MDV na Kouřimsku (Obrázek 11) a Písecku (Obrázek 12) je patrné, že MDV je vázána na vodní toky, v roce 2014 i na dopravní koridory. Vyšší polohy na Písecku jsou obsazeny lesním pokryvem, stejně tam určité oblasti na Děčínsku (Obrázek 13). Prostorová konfigurace MDV je pro Děčínsko specifická liniovým uspořádáním většinou kolmo na vrstvevnice, která se prostorově rozšířila a zároveň omezila v okolí vesnic lokalizovaných do údolnic místních potoků.

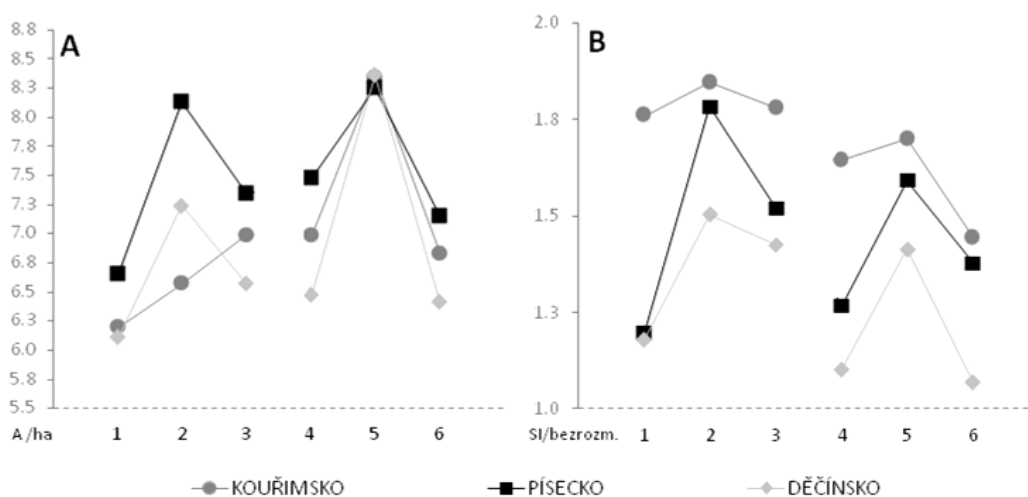
VO 3b: Jak se v jednotlivých typech zemědělské krajiny plošky MDV různých kategorií perzistence liší ve tvaru a rozloze?

Hodnoty průměrné velikosti plošky a indexu tvaru pro jednotlivé kategorie perzistence MDV jsou znázorněny na Obrázek 14. Pro zhodnocení, jak se jednotlivé typy zemědělské krajiny liší ve tvaru a rozloze plošky MDV různých kategorií perzistence byly spočítány podle pravidel parsimonie obecné lineární modely s interakcemi. Údaje o indexu tvaru (SI) a rozloze plošky (AREA) byly před vstupem do analýzy log-transformovány. Na základě jednotlivých modelů $glm(\log(SI) \sim KAT * ZÚ)$ a $glm(\log(AREA) \sim KAT * ZÚ)$ byly konstatovány následující poznatky.

Z hlediska velikosti plošky lze konstatovat, že většinou hodnoty průměrné velikosti plošek jsou nejvyšší v ZÚ Písecko, nižší na Kouřimsku a nejnižší na Děčínsku (Obrázek 14 — A). Výjimkou je průměrná velikost plošky kategorie zaniklá, kdy na Kouřimsku jsou nejmenší plošky. Průměrná velikost plošek kategorie 5 (rozvinutá) je ve všech ZÚ v podstatě stejná (8.25 až 8.36 ha). Nejmenší průměrnou rozlohu plošek mají plošky zcela zaniklé (kategorie 1), zejména ty na Děčínsku (6.11 ha). Bylo prokázáno, že plošky kategorie stabilní 1954, stabilní 2014, rozvinuté a nedávné ve všech ZÚ jsou statisticky významně větší než plošky kategorie zcela zaniklé ($p < 10^{-6}$, $p = 0.0003$, $p < 10^{-6}$, $p = 2.6 \times 10^{-5}$ — v uvedeném pořadí)

Co se týče indexu tvaru plošek MDV, lze zkonstatovat (viz Obrázek 14 — B), že obecně nejvyšší index tvaru, tedy nejsložitější tvar, mají plošky MDV na Kouřimsku. U indexů tvaru plošek MDV na Písecku a Děčínsku byla prokázána statisticky významná odlišnost od indexu tvaru plošek MDV na Kouřimsku ($p < 10^{-6}$). Z hlediska kategorií perzistence nabývají nejvyšších hodnot SI plošky kategorie zaniklé. Naopak nejjednodušší tvar mají dle tohoto indexu plošky MDV na Děčínsku, zejména pak

plošky zaznamenané v roce 2014 (kategorie 4 až 6). Index tvaru plošek kategorie rozvinuté se statisticky významně liší od kategorie plošek MDV zcela zaniklé ($p < 10^{-6}$). Index tvaru plošek kategorií zaniklé, stabilní 1954, rozvinuté a nedávné na Písecku a Děčínsku se statisticky významně liší od plošek kategorie zcela zaniklé v ZÚ Kouřimsko (pro kategorie persistence v daném pořadí — Písecko: $p = 0.003$, $p = 0.0004$, $p = 1.64 \times 10^{-5}$, $p < 10^{-6}$; Děčínsko: $p = 0.0177$, $p = 8.15 \times 10^{-5}$, $p = 1.28 \times 10^{-5}$, $p = 7.49 \times 10^{-5}$).



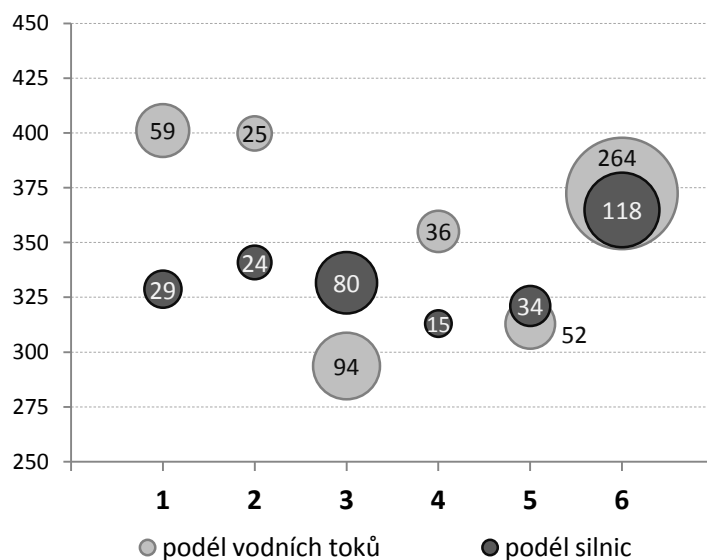
Obrázek 14: Průměrná velikost (A) a index tvaru (B) plošky MDV v kategoriích jejich persistence v zájmových územích (popisky kategorií persistence viz Tabulka 9)

CÍL 4: analyzovat vztah mezi vybranými přírodními podmínkami, časoprostorovou perzistencí a prostorovou konfigurací plošek mimolesní dřevinné vegetace v zemědělské krajině

VO 4a: Podmiňují přírodní podmínky časoprostorovou perzistenci MDV v zemědělské krajině?

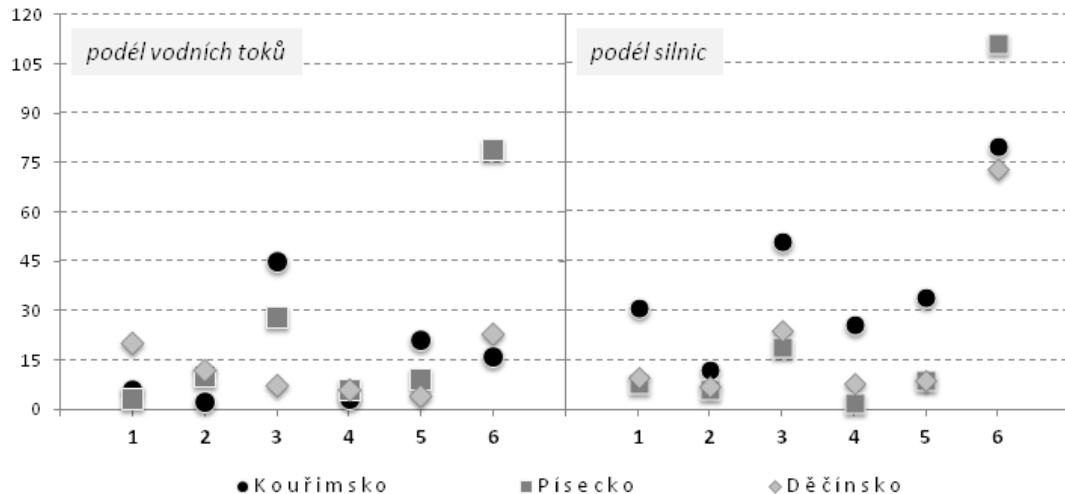
Průměrné hodnoty charakteristik prostředí či přítomnosti daného jevu byly hodnoceny mezi ZÚ a kategoriemi persistence plošek MDV pomocí χ^2 testů. Z výsledků vyplývá, že počet plošek doprovázejících vodní tok a silnici v různých kategoriích persistence se statisticky významně liší (VT – $\chi^2 = 1640.4$, $df = 5$, $p = 0$; SILN – $\chi^2 = 1637.11$, $df = 5$, $p = 0$). Plošky MDV kategorie zcela zaniklé a zaniklé podél vodních toků se nacházely ve vyšších nadmořských výškách, oproti ploškám stejných kategorií persistence podél silnic (viz Obrázek 15). Plošek kategorie stabilní 1954 je

minimálně dvakrát více než kategorie stabilní 2014. Zároveň v kategorii stabilní 1954 je více MDV doprovázející silnice v nižších nadmořských výškách než plošek MDV kategorie stabilní 2014 ve vyšších nadmořských výškách podél vodních toků. Podél vodních toků v nižších nadmořských výškách se rozvinulo více plošek MDV. Nové plošky MDV vznikly obecně ve vyšších nadmořských výškách, více podél vodních toků než silnic.



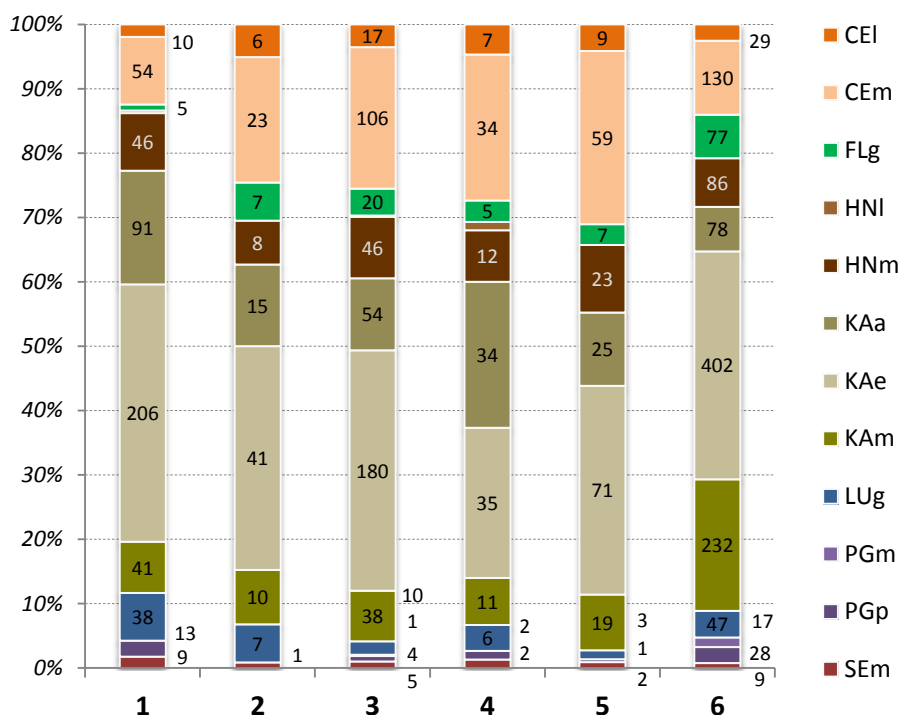
Obrázek 15: Průměrná nadmořská výška plošek MDV (osa y) podél vodních toků a silnic dle kategorií perzistence (osa x - viz Tabulka 9) - velikost bublin odpovídá početnosti plošek dané kategorie

Zájmová území se mezi sebou, co do počtu plošek podél vodního toku a silnic různých kategorií perzistence, statisticky významně liší (VT – $\chi^2=165.24$, df = 10, $p < 10^{-6}$; SILN – $\chi^2 = 99.48$, df = 10, $p < 10^{-6}$). Z Obrázek 16 lze konstatovat, že podél vodního toku zcela zaniklo nejvíce plošek na Děčínsku, podél silnic na Kouřimsku. Obecně nejvíce perzistentní byly plošky podél vodních toků i silnic na Kouřimsku. Zároveň se na Kouřimsku od roku 1954 rozvinulo nejvíce plošek zejména podél silnic. Nejvíce nových plošek MDV podél vodních toků vzniklo na Písecku. Všeobecně nejvíce nových plošek vzniklo podél silnic, výrazně více na Děčínsku (viz Obrázek 16). Podíl plošek doprovázejících vodní toky z celkového počtu plošek MDV byl a je nejvyšší na Písecku (1954 – 28 %, 2014 – 21 %), na Kouřimsku došlo k jeho poklesu z 15 na 8%. Podíl MDV doprovázející komunikace byl a je nejvyšší na Kouřimsku (1954 – 26 %, 2014 – 21 %), na Písecku došlo k jeho mírnému nárůstu (z 22 % na 28%) a na Děčínsku ke zdvojnásobení (na 12 %).



Obrázek 16: Početnost plošek MDV různých kategorií perzistence podél vodního toku a silnic v zájmových územích

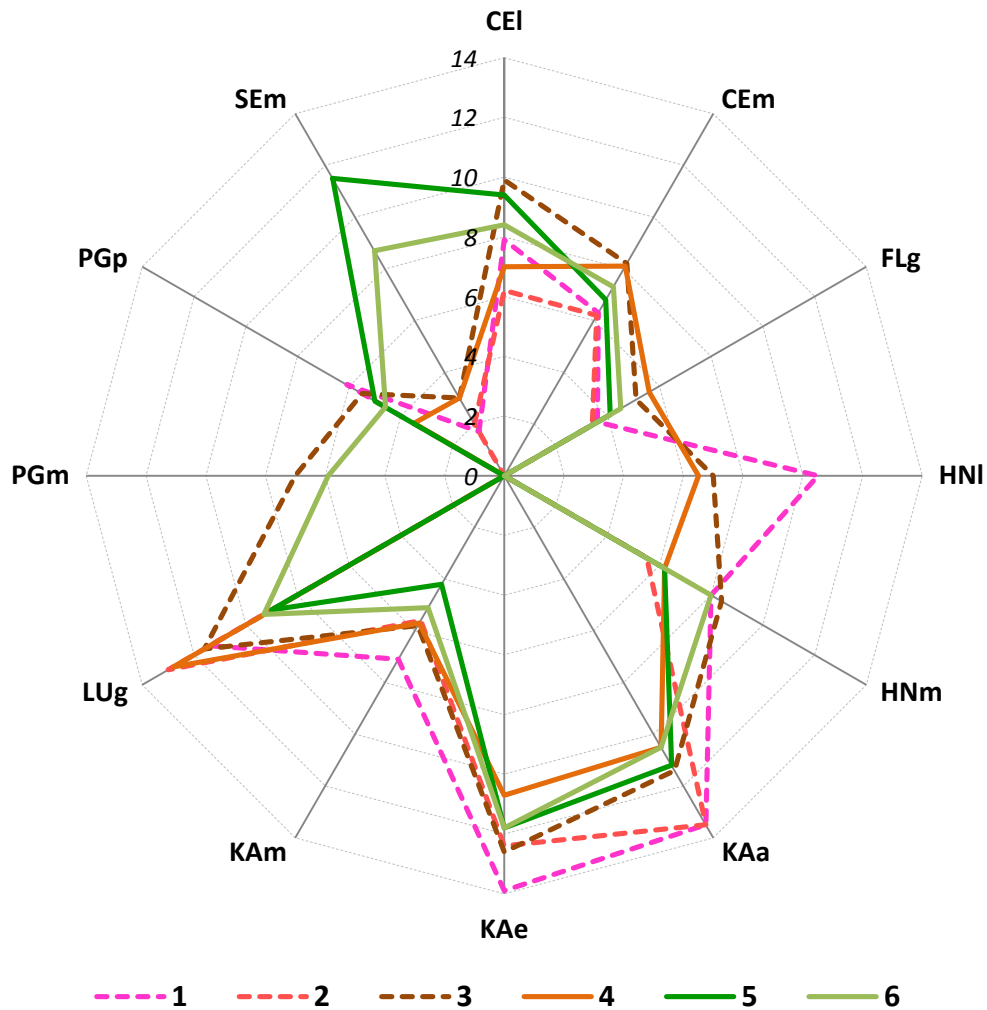
Nadmožská výška, expozice ani sklon se mezi kategorizemi perzistence plošek MDV v rámci sledovaných ZÚ neukázaly být jako určující (ELEV – $p = 0.938$, SKL – $p = 0.999$). Oproti tomu převažující půdní typ, na kterém se ploška MDV rozkládala, statisticky významně ovlivňoval početnost plošek MDV různých kategorií perzistence ($\chi^2 = 307.10$, $df = 55$, $p < 10^{-6}$). Zároveň se plošky různých kategorií perzistence spadající do různého půdního typu významně lišily, co do jejich průměrné nadmožské výšky ($\chi^2 = 19\,236.05$, $df = 55$, $p = 0$). Početnost plošek v různých typech půdy v jednotlivých kategoriích perzistence je znázorněna v grafu na Obrázek 17, pedologické podmínky v ZÚ v kontextu současné MDV viz Příloha 3. Obecně nejvíce plošek spadá do půdního typu kambizemě (nepříliš úrodné půdy) – hlavně kambizem eutrofní (KAe), zejména v kategorii zcela zaniklé a nedávné. V těchto dvou kategoriích perzistence je také přítomno nejvíce plošek na luvizemích (LUg). Nedávné plošky jsou více početné, tudíž variabilita půdního typu je vyšší než u ostatních kategorií perzistence. V porovnání s ostatními kategoriemi perzistence zaujímají vyšší podíl i fluvizemě, pseudogleje (PGm a a PGp), kambizemě modální (KAm). Vysoký podíl plošek se nachází také na černozemích (velmi úrodných půdách), výrazně více na černozemích modálních (zejména plošky kategorií stabilní 1954 a nedávné).



Obrázek 17: Podíl plošek v jednotlivých půdních typech v rámci kategorií perzistence plošek MDV (počet plošek v popisných grafu, kódy půdních typů viz **Tabulka 10**)

Nejvyšší průměrná sklonitost plošek MDV v kontextu jejich kategorie perzistence byla zaznamenána pro kategorii zcela zaniklé (11°) a stabilní 1954 (10°). Pro ostatní kategorie perzistence MDV byla vypočítána průměrná hodnota sklonu 9°.

Z hlediska sklonitosti a půdních podmínek lze konstatovat, že nejvíce plošek zaniklo či zcela zaniklo na kambizemích (eutrofních a kyselých) a hnědozemích luvických se svažitostí nad 10° (Obrázek 18). Na kambizemích modálních došlo k rozvoji a vzniku nových plošek MDV na méně svažitých územích (sklon pod 6°). Na šedozemích došlo k plošenému rozvoji MDV na pozemcích s vyšším sklonem nad 11° a zároveň polohy s velmi nízkým sklonem (pod 2°) zaznamenaly úbytek plošek této krajinné třídy. Plošky MDV stabilní 2014 se zachovaly na luvizemích ve sklonu nad 12°. Co se týče černozemí, MDV zanikla či zcela zanikla na pozemcích se svažitostí mezi 6 — 8°; plošky setrvaly, rozvinuly se či vznikly nové na více svažitých plochách, což odpovídá tlaku zemědělské činnosti v krajině Kouřimska, kde se tento půdní typ převážně nachází.



Obrázek 18: Kontext polohy plošek MDV různých kategorií perzistence plošek z hlediska převažujícího sklonu a půdního typu (sklon na ose y, barevně odlišené kategorie perzistence viz Tabulka 9)

VO 4b: Jak moc ovlivňují přírodní podmínky velikost a tvar plošky MDV v zemědělské krajině?

Nadmořská výška negativně koreluje s tvarovým indexem ($r = -0.2102$), tedy zjednodušování tvaru plošek MDV, ještě méně výrazná je negativní korelace sklonu s SI ($r = -0.1447$). Nadmořská výška i sklon marginálně pozitivně koreluje s rozlohou plošky MDV ($r = 0.0066$).

Pro odhalení komplexního vlivu charakteristik prostředí na rozlohu a tvar plošky MDV byla spočítána MANOVA. Podle pravidel parsimonie byl vybrán model: $\log(SI) + \log(A) \sim ELEV + ASP + SLP + VT + SILN + PUDA$

Dle výsledků analýzy (viz Tabulka 13) bylo prokázáno, že průměrný index tvar plošky MDV je statisticky významně ovlivněný nadmořskou výškou, sklonem a půdním typem ($p < 10^{-6}$). Méně významný vliv měla expozice ke světovým stranám ($p = 0.0051$). Také přítomnost vodního prvku a silnice v rámci MDV byly prokázány jako statisticky významné ($p < 10^{-6}$).

Průměrná velikost plošky byla nejvíce ovlivněna sklonem ($p = 1.053 \times 10^{-6}$), půdním typem ($p < 10^{-6}$) a přítomností vodního toku ($p < 10^{-6}$) či silnice ($p = 2.308 \times 10^{-6}$), méně pak nadmořskou výškou, ve které se ploška nachází ($p = 0.0065$). Vliv expozice plošky ke světovým stranám na rozlohu plošky se ukázal jako neprůkazný ($p = 0.3245$).

Souhrnně tedy nejvíce ovlivňují tvar a rozlohu plošek MDV přítomný půdní typ (Pillai statistika = 0.1208, SI: $F = 23.11$, $p < 10^{-6}$, A: $F = 5.58$, $p < 10^{-6}$) a přítomnost vodního toku (Pillai statistika = 0.1048, SI: $F = 41.64$, $p < 10^{-6}$, A: $F = 299.72$, $p < 10^{-6}$). Nejmenší vliv měla expozice (Pillai statistika = 0.0031, SI: $F = 7.86$, $p = 0,0051$, A: $F = 0.97$, $p = 0.3245$).

Tabulka 13: Výsledky MANOVA shrnující hodnoty Pillai statistiky pro jednotlivé charakteristiky prostředí a signifikantnost jejich vlivu na index tvaru plošky a její rozlohu

log(SI)+log(AREA) ~ ELEV+ASP+SLP+VT+SILN+PUDA					
Charakteristika prostředí	MANOVA	Index tvaru plošky		Rozloha plošky	
	Pillai statistika	F hodnota	Pr (>F)	F hodnota	Pr (>F)
ELEV	0.0612	155.64	$< 10^{-6}$ ***	7.41	0.0065 **
ASP	0.0031	7.86	0.0051 **	0.97	0.3245
SLP	0.0300	79.77	$< 10^{-6}$ ***	23.94	1.053×10^{-6} ***
VT	0.1048	41.64	$< 10^{-6}$ ***	299.72	$< 10^{-6}$ ***
SILN	0.0350	94.07	$< 10^{-6}$ ***	22.42	2.308×10^{-6} ***
PŮDA	0.1208	23.11	$< 10^{-6}$ ***	5.58	$< 10^{-6}$ ***

Hladina významnosti: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

VO 4c: Jak se změnila prostorová konfigurace MDV v různých typech české zemědělské krajiny?

Analýza změny prostorové konfigurace plošek MDV ve třech zemědělských krajinách mezi 1954 a 2014 se zaměřila na posuzování změny tvarové komplexity plošek, fragmentace, konektivity a izolovanosti plošek této třídy.

Tvarová komplexita plošek MDV

Hodnoty MSI poklesly v ZÚ Kouřimsko a Děčínsko, zatímco na Písecku velmi mírně vzrostly (viz Obrázek 19 uprostřed). Na Kouřimsku je obecně MSI v porovnání s ostatními ZÚ vyšší – to značí, že plošky MDV jsou tam více složité vzhledem k omezení intenzivním zemědělským hospodařením jak v roce 1954, tak v současnosti. Zároveň lze konstatovat pokles o zhruba 18 % z původní hodnoty (3.6 – 2.97), tedy zjednodušování tvaru plošky, což opět souvisí s managementem krajiny v jejich okolí, zejména s technologickou stránkou zemědělského hospodaření. Na Děčínsku, kde je MSI ze všech tří ZÚ nejnižší, také došlo ke zjednodušení tvaru plošek – dokonce o 20 % (2.27 – 1.81). V kontextu toho, že podíl a počet plošek MDV je v tomto ZÚ vysoký, jedná se o velmi tvarově jednoduché plošky.

Rozsah tvarového indexu plošek MDV se změnil výrazněji na Písecku, kde vzrostl ze 7.02 na 9.67. Na Kouřimsku došlo k nepatrnému nárůstu (z 8.56 na 8.92), na Děčínsku naopak k mírnému poklesu (ze 7.92 na 7.62).

Fragmentace plošek MDV

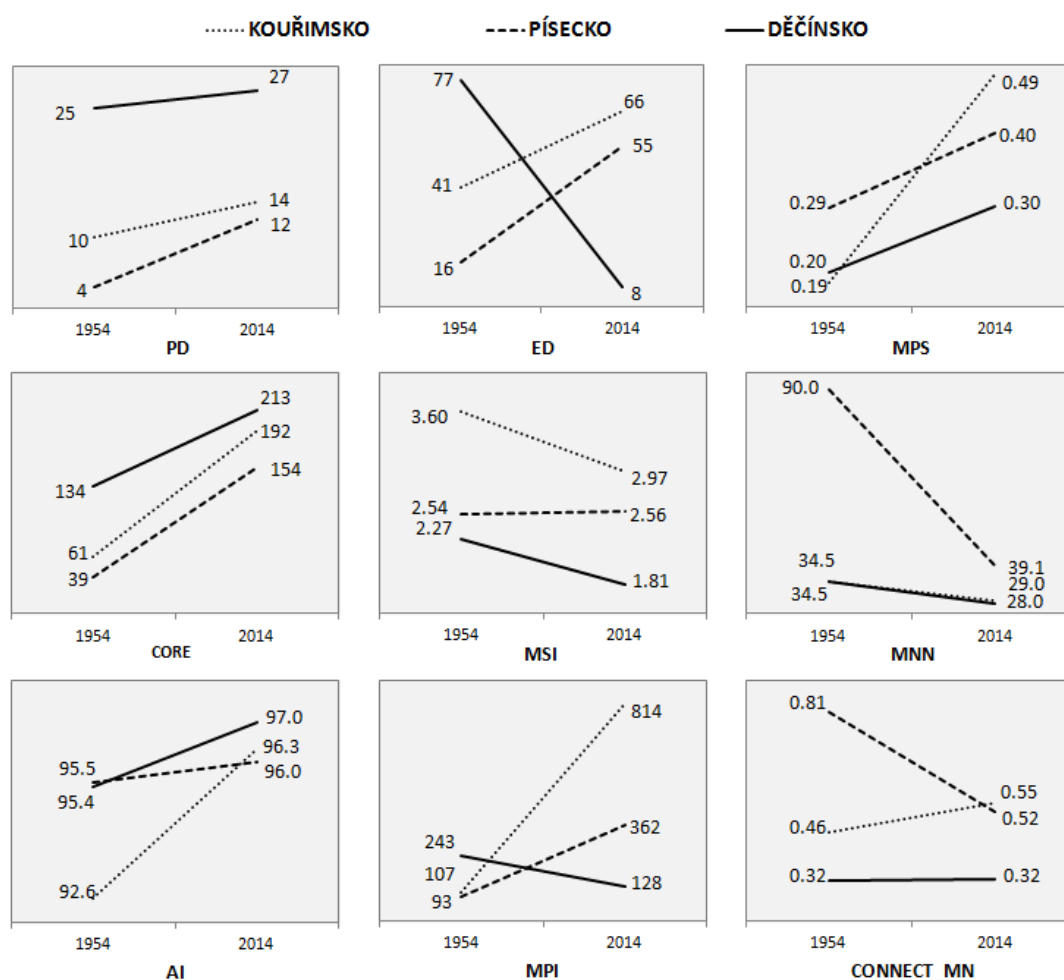
Hustota plošek MDV v zájmových územích mezi 1954 a 2014 vzrostla (viz Obrázek 19 vlevo nahoře) – nejvíce na Písecku, nejméně na Děčínsku. Hodnota PD_{MDV} na Kouřimsku a Písecku je výrazně nižší než na Děčínsku (více než dvojnásobek). ED_{MDV} vzrostla na Kouřimsku i Písecku, přičemž nárůst na Písecku byl opět výraznější (viz Obrázek 19 nahoře uprostřed). Oproti tomu na Děčínsku došlo k velmi výraznému poklesu ED_{MDV} ze 77 na 8 m/ha. Změny ED_{MDV} mezi ZÚ a časovými horizonty 1954 a 2014 byly prokázány jako statisticky významné ($\chi^2 = 12.8$, $df = 2$, $p = 0.0017$).

Hodnoty MPS ve všech ZÚ vzrostly minimálně o 1/3 původní hodnoty (viz Obrázek 19 vpravo nahoře). Na Kouřimsku došlo k velmi výraznému nárůstu MPS z 0.19 na 0.49 ha. Spolu s růstem ED_{MDV} a poklesem MSI značí metrie trend rozdrobení a zjednodušení tvaru plošek MDV. Změna MPS v kontextu vývoje ED_{MDV} vypovídá o odlišnosti tvarových změn MDV na Děčínsku, kde lze konstatovat výrazné zjednodušení tvaru plošek MDV, což koresponduje s poklesem MSI. MDV na Písecku vykazuje v kontextu nárůstu ED_{MDV} a MPS, a zároveň nevýrazné změny MSI, celkový nárůst velikosti plošek MDV. Hodnoty souhrnné rozlohy jádrových území (CORE), při hloubce okraje 10 m, vzrostly ve všech zemědělských krajinách (viz Obrázek 19 vlevo

uprostřed). Rozdíl mezi CORE plošek MDV v ZÚ v letech 1954 a 2014 byl prokázán jako statisticky významný ($\chi^2 = 24.9$, $df = 2$, $p = 3.92 \times 10^{-6}$). Větší nárůst byl zaznamenán na Děčínsku, méně pak na Písecku. To odpovídá výše konstatovaným změnám.

Konektivita a izolovanost plošek třídy MDV

Konektivita plošek MDV byla hodnocena pomocí metrií MNND a CONNECT_MN (viz Obrázek 19 vpravo uprostřed a vpravo dole). Nejvyšší průměrná vzdálenost nejbližší souseda v rámci třídy MDV byla konstatovaná na Písecku v roce 1954, kdy byla 3krát vyšší než v ostatních ZÚ. K roku 2014 ale došlo k jejímu výraznému poklesu o více než polovinu (na 39.1). V porovnání s Kouřimskem a Děčínskem, kde jsou hodnoty i pokles velmi podobné (34.5 v roce 1954 pro obě; 29 a 28 v roce 2014 pro Děčínsko a Kouřimsko v daném pořadí). Rozdílnost MNND mezi ZÚ v jednotlivých



Obrázek 19: Krajinné metrie popisující změnu prostorové konfigurace MDV v zájmových územích mezi lety 1954 a 2014 (zkratky metrií viz Tabulka 2)

letech byla konstatována jako statisticky významná ($\chi^2 = 6.1$, $df = 2$, $p = 0.0474$). Index konektance výrazně poklesl na Písecku, na Děčínsku se nezměnil a na Kouřimsku došlo k jeho velmi mírnému nárůstu. V kontextu vývoje MNND lze usuzovat, že rozvoj MDV podél vodních toků a ploch na Písecku výrazně podpořil konektivitu MDV v rámci území. Oproti tomu na Děčínsku se konektivita nijak výrazně nezměnila a na Kouřimsku došlo k nárůstu propojenosti plošek MDV, ale míra jejich izolace se nijak výrazně nezměnila.

MPI se vyznačuje různorodým trendem (viz Obrázek 19 uprostřed dole), přičemž ZÚ se mezi sebou statisticky významně v letech 1954 a 2014 liší ($\chi^2 = 412.1$, $df = 2$, $p < 10^{-6}$). Na Kouřimsku MPI vzrostl výrazně (téměř na 8násobek hodnoty z roku 1954), na Písecku došlo také k jeho nárůstu, ale ne tak výraznému (3krát vyšší) – zřejmě v souvislosti s rozvojem plošek kolem vodních prvků. Na Děčínsku došlo naopak k poklesu MPI na zhruba polovinu z roku 1954, zvýšila se izolovanost plošek MDV.

Index míry shlukování ve všech ZÚ vzrostl (viz Obrázek 19 vlevo dole). Obecně jsou jeho hodnoty v ZÚ relativně vysoké (nad 92). Nejvyšší nárůst AI byl zaznamenán na Kouřimsku, nejnižší na Písecku. Hodnoty AI na Kouřimsku byla v porovnání s Píseckem a Děčínskem odlišné (o 2.9). Změna AI mezi ZÚ v letech 1954 a 2014 byla prokázána jako statisticky významná ($\chi^2 = 12.3$, $df = 2$, $p = 0.0021$). Míra agregace plošek MDV na Kouřimsku značí, že došlo ke změně třídy MDV z útržkovitého charakteru ve více shlukovitou prostorovou strukturu. Podle hodnot MPI tedy došlo k výraznému poklesu izolovanosti a fragmentace MDV.

SHRNUTÍ VÝSLEDKŮ

PROSTOROVÉ ZMĚNY MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V KONTEXTU ZMĚNY KRAJINY VYBRANÝCH ZÁJMOVÝCH ÚZEMÍ

VO 3a: Jaké jsou trajektorie změn mimolesní dřevinné vegetace v kontextu změny české zemědělské kulturní krajiny?

Ve všech ZÚ byl zaznamenán nárůst podílu MDV. Ve větší míře na Kouřimsku než v ostatních ZÚ. MDV se rozvinula zejména na úkor OP a TTP. Část MDV byla pohlcena zástavbou, přičemž podíl takové transformace vzrůstal s nadmořskou výškou.

Zejména na Písecku, méně i na Kouřimsku, došlo k rozvoji MDV i na úkor vodních prvků, tedy k rozvoji doprovodné vegetace vodních toků a nádrží. Zároveň došlo k výraznému pohlčení MDV lesem na Děčínsku. Právě Děčínsko je vysokým podílem a charakteristickým prostorovým uspořádáním MDV specifické - došlo zde k výraznému rozvoji MDV. Oproti tomu na Kouřimsku je MDV vysoce perzistentní kategorií LC, kde se jedná zejména o plochy nevhodné k obhospodařování. Na Písecku je podíl MDV v obou časových horizontech poměrně nízký, ale počet plošek relativně vysoký, což značí vysokou míru rozdrobenosti plošek této kategorie.

Na Kouřimsku došlo zejména k rozvoji plošek na základě historicky přítomných, na Písecku spíše k vytvoření nových. Na Děčínsku bylo zaznamenáno ustanovení množství nových plošek MDV a zároveň rozvoj historických, což souvisí s procesem sekundární sukcese v krajině marginální oblasti po odsunu obyvatelstva.

VO 3b: Jak se v jednotlivých typech zemědělské krajiny plošky MDV různých kategorií perzistence liší ve tvaru a rozloze?

Průměrná rozloha plošky MDV je nejvyšší na Písecku, nejnižší na Děčínsku. Nejsložitější tvar plošek MDV byl konstatován na Kouřimsku, zejména plošky kategorie perzistence zaniklé. Nejjednodušší tvar mají plošky MDV na Děčínsku, zejména v časovém horizontu roku 2014.

VZTAH MEZI VYBRANÝMI PŘÍRODNÍMI PODMÍNKAMI, ČASOPROSTOROVOU PERZISTENCÍ A PROSTOROVOU KONFIGURACÍ PLOŠEK MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINĚ

VO 4a: Podmiňují přírodní podmínky časoprostorovou perzistenci MDV v zemědělské krajině?

Plošek MDV podél vodních toků je obecně více než podél silnic, kromě kategorie perzistence stabilní 1954. Více plošek MDV podél vodních toků ve vyšších nadmořských výškách zaniklo v porovnání s ploškami MDV stejných kategorií podél silnic. Zároveň větší množství plošek MDV vzniklo, než se rozvinulo, ve vyšších polohách. Podél vodních toků zaniklo nejvíce plošek na Děčínsku, podél silnic pak na Kouřimsku, kde ale došlo k jejich opětovnému rozvoji. Na Písecku se rozvinuly nové

plošky MDV zejména podél vodních toků, což koresponduje s konstatovanými trajektoriemi mezi kategoriemi LC. Plošky odlišných kategorií perzistence spadající do různých půdních typů se statisticky významně lišily, co do jejich průměrné nadmořské výšky. V oblastech s vyšším sklonem na kambizemích, hnědozemích a ernozemích došlo k zániku ploch MDV, oproti tomu na šedozemích k rozvoji. Na luvizemích s vyšším sklonem došlo k setrvání, rozvoji a ustavení nových plošek MDV.

VO 4b: Jak moc ovlivňují přírodní podmínky velikost a tvar plošky MDV v zemědělské krajině?

Nadmořská výška i sklon negativně korelují s tvarovým indexem MDV a zároveň marginálně pozitivně s rozlohou plošky MDV.

Souhrnně nejvíce ovlivňují tvar a rozlohu plošek MDV přítomný půdní typ a přítomnost vodního toku, nejméně expozice. Průměrná rozloha plošky MDV byla nejvíce ovlivněna sklonem, půdním typem a přítomností vodního toku či silnice.

VO 4c: Jak se změnila prostorová konfigurace MDV v různých typech české zemědělské krajiny?

Tvarová komplexita:

MSI byla zaznamenána na Kouřimsku v porovnání s ostatními ZÚ vyšší vzhledem k omezení zemědělským hospodařením jak v roce 1954, tak i 2014. Oproti tomu na Děčínsku došlo k výraznému zjednodušení tvaru plošek. Rozsah tvarového indexu plošek MDV vzrostl na Písecku, zatímco na Děčínsku naopak mírně poklesl. Nárůst složitosti tvaru souvisí zřejmě s rozvojem plošek MDV na Písecku na úkor vodních toků a ploch. Na Děčínsku došlo k rozvoji MDV bez omezení z okolí – tvar plošek se tedy mírně zjednodušil.

Fragmentace plošek MDV:

Hustota plošek MDV v zájmových územích mezi 1954 a 2014 vzrostla. ED MDV vzrostla na Kouřimsku i Písecku v kontrastu s Děčínskem. Hodnoty MPS ve všech ZÚ vzrostly, na Kouřimsku velmi výrazně – lze konstatovat celkový rozvoj plošek MDV do jejich okolí přirozenou sukcesí. Spolu s růstem EDMDV a poklesem MSI značí metrie trend rozdrobení a zjednodušení tvaru plošek MDV. Změna MPS v kontextu vývoje EDMDV vypovídá o odlišnosti tvarových změn MDV na Děčínsku, kde došlo k nárůstu

MPS a zároveň velmi výraznému poklesu EDMDV — lze tedy konstatovat výrazné zjednodušení tvaru plošek MDV, což koresponduje s poklesem MSI. Hodnoty souhrnné rozlohy jádrových území vzrostly ve všech ZÚ. Největší nárůst byl zaznamenán na Děčínsku, což koresponduje s výše konstatovanými skutečnostmi. Míra fragmentace plošek MDV na Děčínsku tedy poklesla, zatímco na Kouřimsku a Písecku vzrostla, přičemž nejvýraznější je na Kouřimsku, což je dáno obecně charakterem distribuce plošek MDV v krajině.

Konektivita a izolovanost plošek třídy MDV:

Nejvyšší MNND v rámci třídy MDV byla konstatovaná na Písecku v roce 1954, kdy byla 3krát vyšší než v ostatních ZÚ. K roku 2014 ale došlo k jejímu výraznému poklesu o více než polovinu, i na Kouřimsku a Děčínsku. Dle indexu konektance došlo k nárůstu konektivity MDV na Písecku, pravděpodobně rozvojem MDV v okolí vodních toků; na Děčínsku nedošlo k výrazné změně a na Kouřimsku se izolace plošek MDV nijak podstatně nezměnila. MPI vzrostl velmi výrazně na Kouřimsku, méně pak na Písecku. V souladu se všeobecným nárůstem podílu a rozlohy plošek MDV, míra jejich izolovanosti a fragmentovanosti ve více intenzivně využívaných oblastech poklesla, čemuž odpovídá nárůst MPI. Na Děčínsku došlo naopak k poklesu MPI, nárůstu míry izolovanosti plošek MDV, což může být dáno tvarovou změnou plošek MDV v rámci procesu sekundární sukcese. Index míry shlukování ve všech ZÚ vzrostl. Nejvíce na Kouřimsku, nejméně na Písecku. Podle hodnot MPI tedy došlo k výraznému poklesu izolovanosti a fragmentace MDV.

10 DISTRIBUCE INVAZNÍCH NEPŮVODNÍCH DRUHŮ ROSTLIN V OKOLÍ CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY

Výsledky této případové studie byly publikovány v indexovaném časopise *Biodiversity and Conservation* ($IF_{2018} = 2.265$, Q1) (Příloha 4) a v posterové sekci na mezinárodní konferenci (Příloha 5):

Vardarman J., Berchová-Bímová K., Pěkníková J. **2018**. The role of protected area zoning in invasive plant management. *Biodiversity and Conservation*. Online: 1–19 (First Online: 23 January 2018)

Vardarman J., Berchová-Bímová K., Pěkníková J. **2017**. *How threatened are protected area of Natura 200 by invasive alien plant species? the case study of SCIs in the Czech Republic*. poster na mezinárodní konferenci EMAPI 2017 – International Conference on Ecology and Management of Alien Plant Invasions, 4. – 8. září 2017, Lisabon.

10.1 METODIKA PŘÍPADOVÉ STUDIE

Následující podkapitoly se zaměřují na charakteristiku vybraných nepůvodních invazních druhů vyšších rostlin, vymezení zájmových území případové studie a vstupních podkladových dat pro analýzy.

10.1.1 VYBRANÉ INVAZNÍ DRUHY VYŠŠÍCH ROSTLIN

Případové studie věnující se invazním druhům rostlin se zaměřily na výskyt a rozšíření následujících druhů: *Solidago canadensis* L. a *Solidago gigantea* Ait., *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier, *Impatiens glandulifera* Royle a z rodu *Fallopia* spp. druhy *Fallopia japonica* var. *japonica* Houtt, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai a *Fallopia ×bohemica* Chrtek et Chrtková (Obrázek 20). Dané IAS byly vybrány v návaznosti na předchozí projekty mapování IAS. U druhů *Heracleum mantegazzianum*, *Fallopia japonica* var. *japonica* i *Solidago canadensis* se jedná o neofyty s velkým dopadem jak environmentálním, tak socio-ekonomickým (Rumlerová et al. 2016). Přítomnost *Impatiens glandulifera* se odráží zejména v potlačování původních druhů invadovaných společenstev (Perglová et al. 2009).

Druhy *Solidago canadensis* a *Solidago gigantea* patří do čeledi hvězdnicovité (*Asteraceae*). *Solidago canadensis*, vytrvalá trsnatá bylina, se šíří zejména vegetativně oddenky (Pyšek 2001). Podle Szymury a Szymury (2014) je hlavním důvodem pro invazní úspěch tohoto druhu ve střední Evropě jeho schopnost produkovat několikrát více biomasy než původní druhy. Stanoviště, která tato rostlina invaduje, zahrnují zejména ruderalní nebo ruderalně ovlivněná, mírně nitrofilní stanoviště; snadno obsazuje přirozenou vegetaci (Kořínková et al. 2006a). *Solidago canadensis*, jehož přirozeným areálem je Severní Amerika (Heigi 1979, Slavík et al. 2004), byl v přírodě poprvé zaznamenán v roce 1838. Tato okrasná rostlina pěstovaná v zahradách a parcích osidluje poloruderalní intravilány a periferie obcí, rumiště, okolí hřbitovů, okraje komunikací, železniční násypy, sušší břehy řek (Kořínková et al. 2006a), opuštěná pole a pastviny (Walck et al. 1999). Ve vyšších nadmořských výškách nenajdeme ani *S. canadensis*, ani *S. gigantea* (Kořínková et al. 2006a). *Solidago gigantea* je vlhkomilnější, takže ho lze nalézt v lužních lesích a křovinách, akátových porostech, rumištích, na okrajích cest, železničních náspech a nádražích (Kořínková et al. 2006b). *Solidago canadensis* je rozšířen více, než *Solidago gigantea*, a to díky delším a snadněji lámavým oddenkům, které se snadno šíří vodou (Pyšek 2001). Nyní jsou oba tyto druhy rozšířeny ve většině regionů ČR, zejména v trvalé termofilní ruderalní vegetaci (Pyšek et al. 2012b).

Heracleum mantegazzianum je rostlina z čeledi miříkovité (*Apiaceae*) původem ze západního Kavkazu (Ochsmann 1996) dorůstající výšky až 5 metrů, která se rozmnožuje pouze semeny (Moravcová et al. 2006). Jeho pletiva obsahují fototoxické látky, které za přítomnosti UV záření způsobují zánětlivé poškození kůže (Klimaszyk et al. 2014). Jeho mimořádná listová plocha zastíňuje ostatní rostliny (Nielsen et al. 2005). První záznam o jeho výskytu v ČR je z roku 1862, z parku zámku Kynžvart na Karlovarsku, kde byl pěstován jako okrasná rostlina (Pyšek 1991). Po roce 1940 je zdokumentováno prudké šíření (Pyšek a Prach 1993) způsobené zřejmě radikálními změnami a antropogenním narušováním krajiny po druhé světové válce (Müllerová et al. 2005). Tento druh preferuje stanoviště bohatá na živiny — invaduje ruderalních stanoviště, ale proniká i do polopřirozené vegetace; lemů lesů, křovin, silnic či vodních toků; na neobdělávané vlhčí louky, rumiště, do opuštěných zahrad,

sídlíšť a antropogenně ovlivněných biotopů (Pyšek a Tichý 2001; Thiele et al. 2007; Thiele a Otte 2006; Mlíkovský a Stýblo 2006; Thiele a Otte 2016). Invaduje i stanoviště chudá na živiny, jako například rašelinné louky či kyselé lesní průseky (Mlíkovský a Stýblo 2006; Thiele a Otte 2016), ale ne přímo rašeliniště, březové lesy nebo smrčiny (Pyšek 1995).

Invazní taxony rodu **Fallopia spp.** - *Fallopia japonica* var. *japonica* Houtt, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai a *Fallopia xbohemica* Chrtek et Chrtková – jsou o vytrvalé dvoudomé rostliny z čeledi rdesnovité (*Polygonaceae*) původem z jižní Asie. *F. japonica* byla do Evropy zavlečena v 19. století jako okrasná a krmná rostlina (Conolly 1977). Na našem území byla *F. japonica* zaznamenána v roce 1892, *F. sachalinensis* v roce 1869 (Pyšek et al. 2001) a *F. xbohemica* v roce 1950 (Kroutil 2011). Křídlatky se šíří zejména vegetativně, díky regenerační schopnosti rhizomů a částí stonků, které jsou transportovány půdou a vodou (Bímová et al. 2004; Pyšek et al. 2003b). Zastíněním a obsazením půdy hustým oddenkovým a kořenovým systémem křídlatky dokážou zcela potlačit původní rostlinná společenstva (Pyšek et al. 2001). Během invaze jsou schopny zredukovat přítomné druhy z 66 – 86 % (Hejda et al. 2009; Bímová et al. 2004). Křídlatky jsou náročné na vlhkost a přísun dusíku (Pyšek et al. 2012a), avšak zejména *F. japonica* je schopná růst i na vysychavých a na živiny chudých stanovištích (Bímová et al. 2004). *Fallopia japonica* se vyskytuje převážně podél vodních toků, okolo silnic a cest, ale i na skládkách, rumišťích, opuštěných plochách, opuštěných zahradních centrech či v intravilánu měst (Pyšek et al. 2012b; Pyšek et al. 2001). Křídlatky se pěstují také ve vesnických zahrádkách nebo na městských trávnících či v křovinách a představují tak další ohnisko jejich šíření. Křídlatka japonská zaujímá prvenství v obsazení velkého množství lokalit, zatímco křídlatka sachalinská se vyznačuje spíše schopností vytvářet mohutné porosty (Pyšek et al. 2001). Kříženec dvou výše zmíněných druhů křídlatek křídlatka česká, poprvé popsána v Čechách v roce 1983 (Kroutil 2001) se v České republice rovněž vyskytuje od nížin po podhorské oblasti a zaujímá obdobná stanoviště jako její rodičovské druhy. Jelikož jde o silně kompetitivní rostlinu, počet invadovaných lokalit se zvyšuje a mnohdy se šíří na úkor rodičovských druhů (Pyšek a Tichý 2001).

Invazní rostlina ***Impatiens glandulifera*** z čeledi netýkavkovité (*Balsaminaceae*) vytváří poměrně hustý zápoj, který vzhledem k výšce rostlin už od začátku

vegetačního období stíní, a tedy brání v růstu nižších druhů (Perglová et al. 2009; Gruntman et al. 2013; Čuda et al. 2015). V důsledku zastínění a působení alelopatických látek obsažených v nadzemní biomase (Krejčová et al. 2007) jsou původní rostliny zpevňující půdu vytlačeny, obnažená půda je na konci vegetačního období velmi náchylná k erozivním procesům, a tedy ke snadnému klíčení semen *Impatiens glandulifera* na jaře dalšího roku (Greenwood a Kuhn 2014; Dawson a Holland 1999). Šíří se pomocí adventivních kořenů v nadzemních uzlinách stonků (Borgis a Šoltýsová 2007). Invaduje zejména břehy všech velkých toků řek, přičemž poslední zasaženou byla řeka Berounka (Čuda a Skálová 2014). Mezi další invadovaná stanoviště patří lesní paseky a průseky, opuštěné louky, okraje polí, silniční příkopy, vlhké příkopy a železniční násypy (Pyšek a Prach 1995), rozvolněné porosty dřevin (Čuda et al. 2017). Donedávna byl její výskyt v České republice omezen na vlhké a na živiny bohaté půdy niv a okolí lidských sídel (Pyšek et al. 2012a).

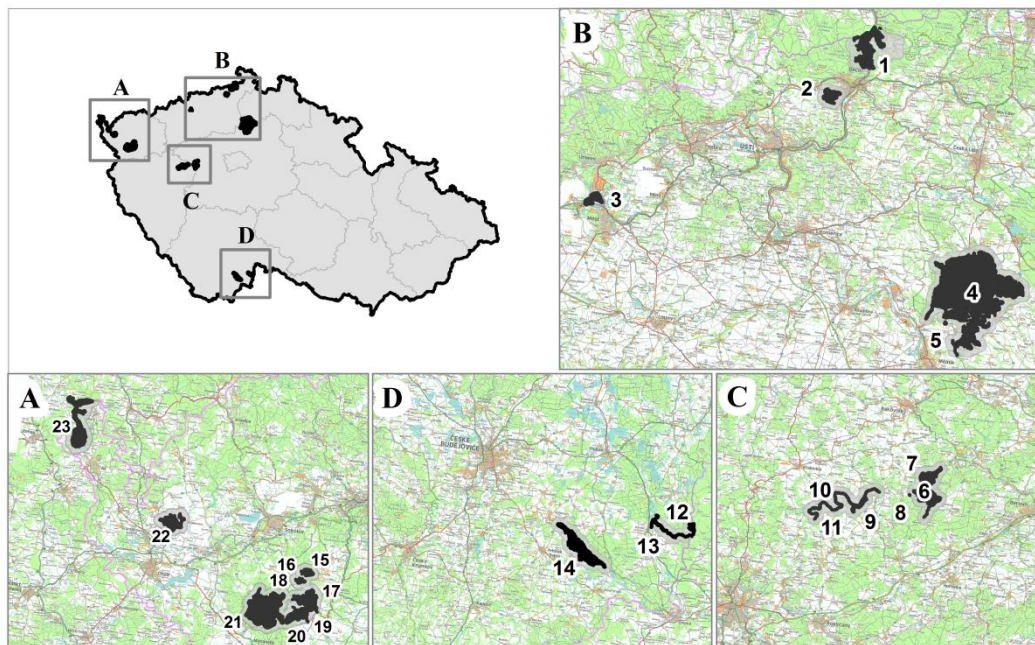


Obrázek 20: Invazní druhy cévnatých rostlin mapované v rámci případové studie
A — *Solidago* spp., B — *H. mantegazzianum*, C — *Fallopia* spp., D — *I. glandulifera*

10.1.2 ZÁJMOVÁ ÚZEMÍ

Vzhledem k tomu, že vybrané druhy IAS se v rámci České republiky vyskytují nerovnoměrně (Chytrý et al. 2010), byla zájmová území vybrána na základě předběžné znalosti jejich přítomnosti a s ohledem na variabilitu prostředí (např. geomorfologie, přítomnost/absence výrazného vodního toku, různé poměry krajinného pokryvu). Celkem bylo vybráno 23 EVL a jejich okolí do vzdálenosti 1 km v pěti krajích (Obrázek 21): karlovarském (KAR 1–3), ústeckém (Labské pískovce – LP,

Kopistská výsypka – KP), středočeském (Kokořínsko – KK), plzeňském (Křivoklátsko – KRI) a jihočeském (TREB). Dohromady se během vegetační sezóny 2015 zmapovalo 629 km², z toho 241 km² v rámci CHÚ.



- | | |
|---|---------------------------------------|
| 1 Labské údolí | 13 Třeboňsko - střed |
| 2 Bohyňská lada, Chmelník, Lotarův vrch | 14 Stropnice |
| 3 Kopistská výsypka | 15 Krásenské rašeliniště |
| 4 Kokořínsko | 16 U bunkru |
| 5 Žerka | 17 Úpolínová louka - Křížky |
| 6 Týřov - Oupřský potok | 18 Pramenské pastviny |
| 7 Čertova skála | 19 Teplá s přítoky a Otročínský potok |
| 8 V Hlinišťatech | 20 Raušenbašská lada |
| 9 Chlumská stráň | 21 Kladské rašeliny |
| 10 Berounka | 22 Soos |
| 11 Liblín - lihovar | 23 Bystřina - Lužní potok |
| 12 Široké blato | |

Obrázek 21: Poloha zájmových evropsky významných lokalit v Čechách
(zdroj: ArcČR 520, CENIA automapa ČR 2008)

10.1.3 POŘÍZENÍ DAT O VÝSKYTU IAS

Prezenčně/absenční data o výskytu vybraných IAS byla sebrána do GPS (Garmin Oregon, polohová přesnost 7 m) během terénního mapování v průběhu vegetační sezóny 2015. Zájmová území byla procházena na základě znalosti lokálních podmínek zejména podél vodních toků a řek, silnic, cest a pěšin, podél hranic lesa, městských ploch, neobhospodařovaných míst a narušených ploch v rámci krajiny. Mapovatelé podrobně prošli celou plochu území, aby lokality IAS potvrdili, když je zahlédli, a zároveň vyloučili jejich přítomnost v daných lokalitách. Při výskytu rodu *Fallopia* spp. byly sbírány herbářové položky pro následnou determinaci taxonů.

Data o výskytu jednotlivých druhů byla stažena pomocí volně dostupného software do prostředí geografických informačních systémů (GIS) a zpracovala se v ArcGIS Desktop. Nejprve byla manuálně zlepšena polohová přesnost záznamů z GPS na základě ortofotomapy (dostupná přes WMS: ČUZK 2015). Následovalo rozlišení bodových výskytů, zahrnující jedince až několik jedinců na ploše 1 až 2 m². Dané body byly vyexportovány a pomocí nástroje *Buffer* (0.5 m) převedeny na plošné polygony. Do této polygonové vrstvy byly na základě zlomových bodů vymezujících rozsah přítomnosti IAS zakresleny plošné výskyt IAS. Terénní tabulka ve excelovém formátu se propojila s atributovou tabulkou vrstvy. Data byla zanesena do geodatabáze.

10.1.4 PODKLADOVÉ MATERIÁLY

V rámci následujících analýz výskytů výše zmíněných IAS byla použita následující data:

- vrstva mapování biotopů Natura 2000 (VMB) (AOPK ČR 2015 – <http://www.ochranaprirody.cz/>) poskytuje informaci o přírodních stanovištích, tedy biotopech zejména v chráněných územích (částečně pak mimo ně). Vymezené kategorie popisuje Katalog biotopů ČR (Chytrý et al. 2010). Vrstva byla započata v roce 2000 jako podklad pro vymezení evropsky významných lokalit sítě Natura 2000. Území ČR bylo zmapováno v měřítku 1 : 10 000 dle jednotné příručky hodnocení biotopů a pokračuje její průběžná aktualizace. Dostupná vrstva odpovídá stavu aktualizace v roce 2015.

- konsolidovaná vrstva ekosystémů (KVES) (AOPK ČR 2013) vznikla na AOPK ČR ve spolupráci s CzechGlobe (AV ČR) jako ucelená vrstva LULC – kompilát nejlepších dostupných dat pro celou Českou republiku. Vstupními daty byla VMB z roku 2012 (AOPK ČR), ZABAGED (ČUZK 2012), Urban Atlas 2006 (EEA 2006), CLC 2006 (EEA 2006) a DIBAVOD (HEIS – VUV TGM 2012). Výsledkem je vrstva v měřítku 1:10 000 rozlišující 41 kategorií LULC do 4 úrovně.
- hydrografická síť – zdrojem databáze DIBAVOD (HEIS VÚV TGM, <http://heis.vuv.cz/>), odkud byla stažena vektorová data (vodní tok JU)
- silniční síť – zdrojem databáze ZABAGED® Polohopis (ČUZK 2015, <http://www.cuzk.cz/>); vrstvy 2.01 Silnice, dálnice, 2.03 Cesta, 2.04 Pěšina, 2.08 Most, 2.12 Propustek, 2.31 Silnice neevidovaná, 2.32 Silnice ve výstavbě
- železniční síť – zdrojem ZABAGED® Polohopis (ČUZK 2015); vrstvy 2.17 Železniční trať, 2.18 Železniční vlečka, 2.20 Železniční stanice, zastávka
- digitální model reliéfu (DMR) – zdrojem databáze ZABAGED®; vrstva DMR 4G (ČUZK 2015)
- urbánní plochy – zdrojem databáze ZABAGED® Polohopis (ČUZK 2015); 1.02 Budova, blok budov, 1.09 Kulna, skleník, fóliovník, 6.10 Okrasná zahrada, park.

10.1.5 ANALÝZA DAT

Prostorová analýza přiřadila informace o environmentálních proměnných k jednotlivým výskytům IAS. Toho bylo docíleno v prostředí ArcGIS Desktop použitím nástrojů *Intersect*, *Spatial join* či *Near*.

Z atributové tabulky výsledné vrstvy byla zkonstatována početnost výskytů IAS a invadovaná plocha v rámci jednotlivých stanovišť dle KVES. Pro analýzu a vizualizaci invadovanosti stanovišť vybranými IAS byla provedena analýza hlavních komponent (PCA), kam vstupovaly invadované rozlohy jednotlivých druhů v kategoriích KVES, u velmi málo invadovaných kategorií KVES (ovocný sad, zahrada, bažina, rašeliniště, vřesoviště) byla snížena jejich váha.

Vztah mezi přítomností IAS a proměnnými prostředí byl posuzován kanonickou korespondenční analýzou (CCA), kde jako prediktory byly použity proměnné prostředí: kategorie invadovaného stanoviště (KVES), lokalizace IAS uvnitř nebo mimo CHÚ (0/1), gradient nadmořské výšky výskytu, vzdálenosti od vektorů šíření (vodní tok, silnici, železnice a urbánní plochy). Vysvětlované proměnné byly vzhledem k nelineárnímu nárůstu přítomnosti IAS ve vhodném prostředí $\log(y+1)$ transformovány (Ter Braak a Šmilauer 2014).

Pro zhodnocení ohroženosti daných CHÚ vybranými IAS bylo v rámci samotného chráněného území a jeho okolí do vzdálenosti 1 km vymezeno pět monitorovacích zón, odstupňovaných dle důležitosti zachování biotopů a stupně ovlivnění přítomných stanovišť člověkem. Pro každé EVL byly zóny vymezeny zvlášť. VMB byla vzhledem k její podrobnosti použita jako základní vrstva pro jádrová území, zatímco informace z vrstvy KVES byly použity jako doplňující podklad zejména pro nepřírodní stanoviště mimo chráněná území nevymezená v rámci VMB. Zóna A (jádrové území EVL) zahrnuje biotopy, které jsou předmětem ochrany daného CHÚ – zejména tedy stanoviště evropského významu. Tyto plochy byly vymezeny na základě dokumentace EVL dostupné online (AOPK ČR 2017). Zóna B (širší jádrové území EVL) zahrnuje polopřirozená stanoviště vrstvy VMB přítomná uvnitř dané evropsky významné lokality (včetně mozaiky biotopů vrstvy VMB, vyjmuty byly plochy

Tabulka 14: Stanoviště zahrnutá v jednotlivých monitorovacích zónách EVL

KATEGORIE MONITOROVACÍ ZÓNY	STANOVIŠTĚ ZAHRNUTÁ V ZÓNĚ
A — jádrové území	předmět ochrany daného EVL (mezi EVL se liší)
B — širší jádrové území	cenná stanoviště zmapovaná v rámci CHÚ (na základě VMB)
C — přírodě blízká stanoviště	aluviální a vlhké louky, suché trávníky, mezofilní louky, vřesoviště, lužní, dubové, dubo-habrové lesy, suťové lesy, bučiny, suché bory, smrkové a rašelinné lesy, přírodní křoviny, mokřady a pobřežní vegetace, rašeliniště a prameniště, bažiny a očály, makrofytní vegetace stojatých vod, vodní toky přírodní, skály a sutě
D — člověkem ovlivněná stanoviště	městské zelené plochy (parky, hřbitovy), orná půda, sady zahrady, hospodářské louky, hospodářské lesy jehličnaté, listnaté a smíšené, křoviny s ruderalní vegetací, nepřirozené vodní toky, rybníky a nádrže, umělé skály
E — člověkem degradovaná stanoviště	zpevněné plochy, souvislá a nesouvislá zástavba, průmyslové a komerční jednotky, dopravní síť, skládky a staveniště, sportovní a rekreační plochy

zasažené antropogenní aktivitou). Zóny A a B byly tvarově různorodé, ne nutně vždy prostorově kompaktní. Obě zóny A i B představovaly jádrové území daného CHÚ, zahrnující nejcennější stanoviště, u nichž je předpokladem, že budou prosty výskytů IAS. Zóny A a B byly v rámci analýz považovány za vnitřek CHÚ, zatímco zóny C, D a E za vnějšek, ačkoliv některé jejich části se nacházely i uvnitř CHÚ. Zóna C (polopřirozená stanoviště) zahrnovala zbývající polopřirozené biotopy vymezené VMB (včetně mozaikových biotopů, kromě těch zasažených lidskou činností a ploch kategorie nemapováno v rámci mapování biotopů Natura 2000) mimo hranice EVL a vybraných polopřirozených kategorií KVES uvnitř a vně CHÚ (viz Tabulka 14). Zóna D obsáhla biotopy zasažené antropogenní aktivitou (z vrstvy VMB) a vybrané kategorie KVES uvnitř a vně EVL, které si stále zachovaly určitý podíl vegetace. Naproti tomu zóna E zahrnuje již jen zpevněné plochy uvnitř a vně CHÚ (viz Tabulka 14). Seznam kategorií VMB a KVES zahrnutých v monitorovacích zónách jednotlivých EVL je uveden v Příloha 4 (ESM 2).

Míra invadovanosti jednotlivých EVL byla hodnocena na základě počtu výskytů IAS a jejich plošného podílu v rámci jednotlivých monitorovacích zón. Rozloha jednotlivých výskytů byla podrobena regresní analýze za účelem zjištění, zda invadovanost biotopů vně EVL ovlivňuje jeho zranitelnost uvnitř. Vzhledem k tomu, že se celková rozloha jednotlivých zón mezi sebou významně lišila, byly proměnné před statistickou analýzou logaritmicky transformovány. Regresní model se hodnotil pomocí standardních regresních diagnostik.

Ke zhodnocení vlivu invadovanosti jednotlivých zón na úroveň přítomnosti IAS v jádrovém území byla rozloha invadovaných ploch v zóně A jednotlivě korelována s rozlohou invazí v zónách ostatních (A vs. B, A vs. C, A vs. D, A vs. E) za použití Spearmanova korelačního koeficientu.

Statistické analýzy byly počítány v programu R (R Development Core Team 2015), Statistica 12 (StatSoft®) a Canoco 5 (Ter Braak & Šmilauer 2014).

10.2 VÝSLEDKY

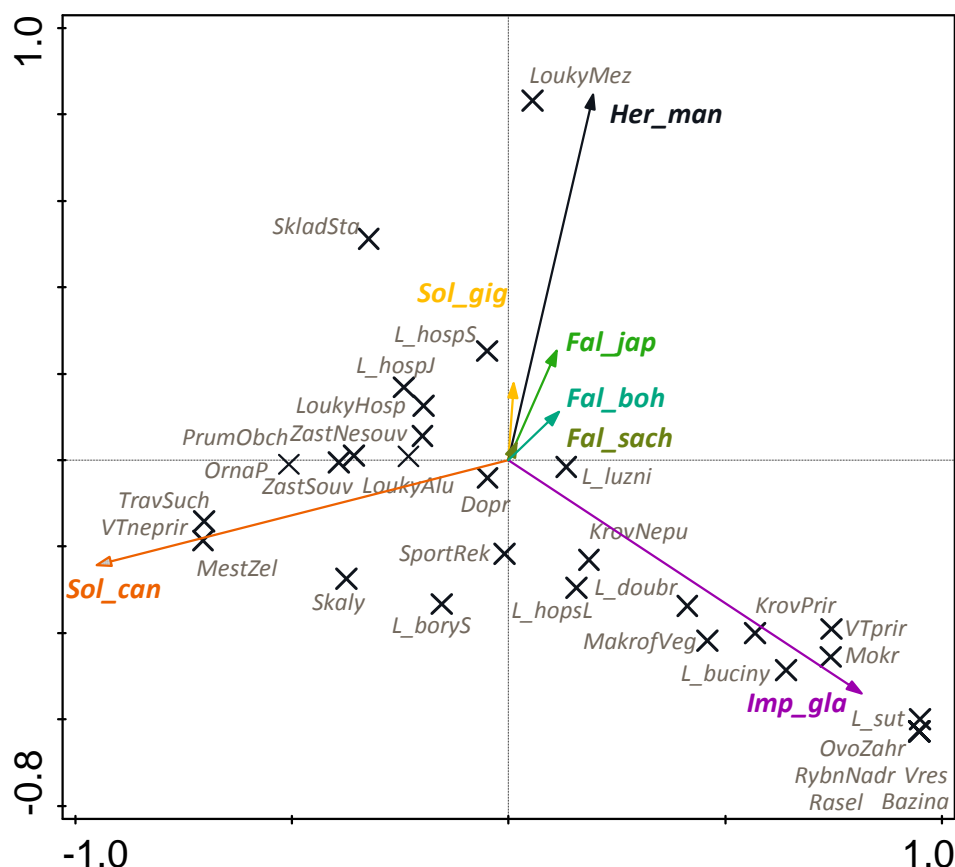
Výsledky této případové studie naplňují CÍL 5: zhodnocení ohroženosti CHÚ v souvislosti s nárůstem více invadovaných habitatů v jejich okolí

VO 5a: Která přírodě blízká stanoviště jsou vybranými IAS více invadovaná?

Stanovištní preference vybranými IAS je ilustrována výsledky PCA analýzy (Obrázek 22). *Heracleum mantegazzianum* se vyskytuje zejména na mezofilních loukách. Jeho stanovištní preference se výrazně liší od *S. canadensis* a *I. glandulifera*. *Solidago canadensis* invaduje zejména plochy podél nepřírodních vodních toků, na suchých trávnicích, ve více antropogenně narušených stanovištích (MestZel, ZastSouv). *Solidago gigantea* se vyskytuje více ve smíšených a jehličnatých hospodářských lesích (resp. na jejich okrajích), podél dopravních koridorů a na hospodářských loukách. Preference taxonů rodu *Fallopia* je velmi podobná, všechny tři taxony preferují lužní lesy, resp. jejich okraje. Nejvíce výskytů *I. glandulifera* bylo zmapováno na okrajích bučin, doubrav, listnatých hospodářských lesů, v blízkosti vodních toků, nádrží, na okrajích rybníků, v mokřadech, v těsné blízkosti makrofytické vegetace stojatých vod.

Z absolutních hodnot invadovaných v rámci stanovišť KVES jednotlivými druhy v kontextu míry antropogenní disturbance (viz Tabulka 15) lze konstatovat, že antropogenně devastovaná stanoviště jsou v porovnání s ostatními druhy invadována nejvíce *S. canadensis* (celkem 12 029 m²) a *I. glandulifera* (3 493 m²). *H. mantegazzianum* se vyskytoval okrajově jen v průmyslových areálech a v okolí dopravní sítě. *S. canadensis* invadoval nejvíce také degradovaná stanoviště (12 484 m²). Také *Heracleum mantegazzianum* byl nalezen ve větší míře v zástavbě sídel (5 070 m²). Výskyty *Fallopia ×bohemica* zaujímaly v antropogenně devastovaných stanovištích téměř 20 % z celkové plochy invadované tímto IAS, která je v porovnání s ostatními mapovanými IAS nízká (jen 1 922 m²). Obdobně nízká je i celková invadovaná plocha *F. sachalinensis*, která byla zaznamenána nejvíce na okrajích mezofilních luk (1 127 m²), méně pak na loukách aluviálních a v bučinách, resp. na jejich okrajích, tedy stanovištích méně zasažených lidskou činností. Oproti tomu *F. japonica* invadovala stanoviště ovlivněná lidskou činností více – zejména okraje hospodářských lesů jehličnatých a smíšených na 1 947 m² a hospodářské louky (473

m²). Z přírodních stanovišť tento druh invadoval nejvíce lužní a mokřadní lesy (566 m²). Přírodní stanoviště byla invadována nejvíce *I. glandulifera* – zejména mokřadní a pobřežní vegetace (96 585 m² – skoro 45 % z celkově invadované plochy tímto druhem), přírodní křoviny (20 947 m²) a plochy těsně přiléhající na přírodní vodní toky (18 649 m² – téměř 9 % z celkově invadované plochy tímto druhem), čehož je zřejmá preference vlhkých stanovišť, odkud se šíří i na aluviální a vlhké louky (8 015



Obrázek 22: Ordinační diagram PCA analýzy – barvené šipky značí vybrané IAS (zkratky druhů: *Sol_can* - *Solidago canadensis*, *Sol_gig* – *Solidago gigantea*, *Imp_gla* – *Impatiens glandulifera*, *Her_man* – *Heracleum mantegazzianum*, *Fal_jap* – *Fallopia japonica*, *Fal_sach* – *Fallopia sachalinensis*, *Fal_boh* – *Fallopia xbohemica*), křížky jednotlivé invadované kategorie KVES (seřazeno abecedně: Bazina – Bažina, močál, Dopr – Dopravní síť, KrovNepu – Nepůvodní křoviny, KrovPrir – Přírodní křoviny, L_boryS – Suché bory, L_buciny – Bučiny, L_doubr – Doubravy, L_hopsL – Hospodářské lesy listnaté, L_hospJ – Hospodářské lesy jehličnaté, L_hospS – Hospodářské lesy smíšené, L_luzni – Lužní a mokřadní lesy, L_sut – Suťové lesy, LoukyHosp – Hospodářské louky, LoukyAlu – Aluviální a vlhké louky, LoukyMez – Mezofilní louky, MakrofVeg – Makrofytní vegetace stojatých vod, MestZel – Městské zelené plochy, okrasná zahrada, park, hřbitov, Mokr – Mokřady a pobřežní vegetace, OrnaP – Orná půda, OvoZahr – Ovocný sad, zahrada, PrumObch – Průmyslové a obchodní jednotky, Rasel – Rašeliniště a prameniště, RybnNadrz – Rybníky a nádrže, Skaly – Skály, sutě, SkladSta – Sklárny a skládky, SportRekr – Sportovní a rekreační plochy, TravSuche – Suché trávníky, Vres – Vřesoviště, VTnepriř – Vodní toky nepřirodní, VTprir – Vodní toky přírodní, ZastNesouv – Nesouvislá městská zástavba, ZastSouv – Souvislá městská zástavba)

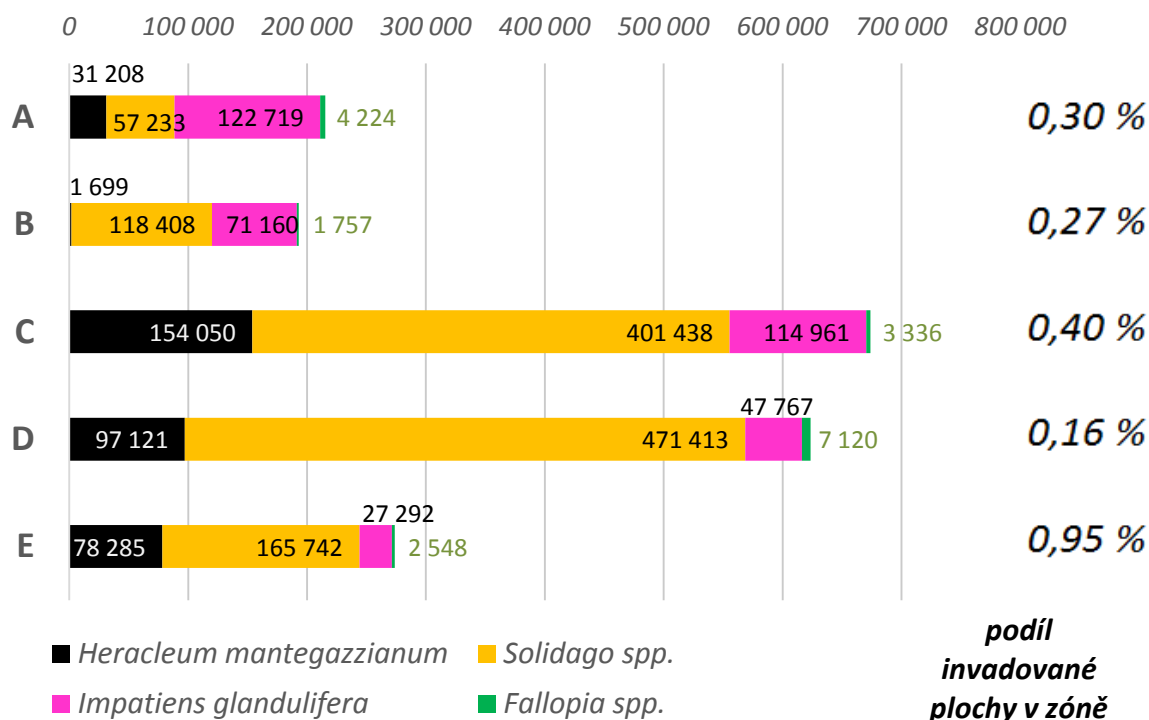
m²) do přilehlých bučin (2 052 m²) a lužních a mokřadních lesů (1 201 m²). *S. canadensis* invadoval z přírodních stanovišť nejvíce aluviální a vlhké louky – 23 217 m² představujících necelých 5% z celkově invadované (3 513 oproti 508 201 m²). Z přírodních stanovišť se *S. gigantea* nacházel nejvíce podél vodních toků (8.15 % z plochy výskytů) a na aluviálních a vlhkých loukách, v porostech křovin (v obou téměř 5 % z celkové plochy výskytů daného druhu). *H. mantegazzianum* v přírodních stanovištích invadoval mezofilní louky (téměř 19 % z celkové plochy), lužní a mokřadní lesy (13 %) a aluviální a vlhké louky (10 % z celkové rozlohy výskytů tohoto druhu). Ve stanovištích ovlivněných antropogenními aktivitami, zejména zemědělsky využívané plochy, byl nejvíce přítomen *S. canadensis* (celkem na 393 933 m²) – zejména na hospodářských loukách (skoro 52 %), méně pak v porostech nepůvodních křovin (zhruba 17 % z celkové plochy invadované tímto IAS). Dalším druhem významně přítomným na zemědělských plochách byl *H. mantegazzianum*, který se vyskytoval v naprosté většině na hospodářských loukách (92 868 m² – 52 % z celkové rozlohy invadované tímto druhem).

Nejvyšší souhrnná invadovaná plocha byla zaznamenána u *S. canadensis* (508 201 m²), plošně rozsáhlá byla i invaze *I. glandulifera* (217 181 m²) a *H. mantegazzianum* (179 113 m²).

V kontextu monitorovacích zón spočívajících v kategorizaci stanovišť dle jejich míry disturbance lze konstatovat (viz Obrázek 23), že stanoviště devastovaná lidskou činností jsou invadována nejvíce (0.95 % rozlohy zóny E), přičemž nebyla zaznamenána sestupná tendence invadovanosti s poklesem míry disturbance směrem dovnitř CHÚ (tedy od invadovanosti zóny E k zóně A). Plošně nejvíce byly invadovány zóny C a D, zejména druhy *Solidago* spp. a *H. mantegazzianum*, tedy plochy se střední mírou antropogenního tlaku. Tyto dva zmíněné druhy převažovaly i v rámci invadovaných ploch v zóně E. Chráněná přírodní stanoviště nebyla invadována ve vysoké míře – jen 0.3 % (zejména *I. glandulifera*), ale zároveň více než stanoviště přírodní nechráněná (0.27 %), kde opět převažovali *Solidago* spp. a *I. glandulifera*. Vysoký podíl *I. glandulifera* lze odůvodnit tím, že předměty zájmu mnoha EVL jsou stanoviště vázaná na vodní prostředí.

Tabulka 15: Plošný rozsah výskytů a podíl z celkové plochy invadované plochy daných druhem (zkratky viz popis Obrázek 22) ve stanovištích dle kategorizace KVES (čím tmavší podbarvení, tím více antropogenně disturbovaná stanoviště), zobrazeny hodnoty nad 2 m² rozlohy.

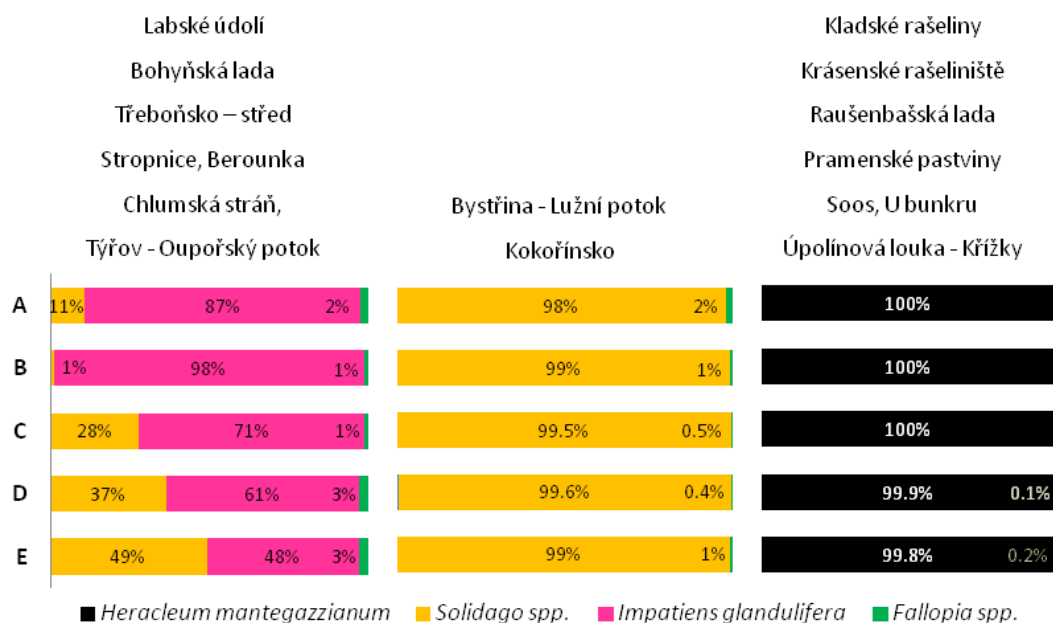
KATEGORIE KVES	SOL_CAN		SOL_GIG		IMP_GLA		HER_MAN		FAL_JAP		FAL_SACH		FAL_BOH	
Souvislá městská zástavba	3 815	0.75	4	0.11	368	0.17			134	2.31			28	1.46
Průmyslové a obchodní jednotky	2 852	0.56			1 141	0.53	318	0.18					26	1.36
Dopravní síť	5 362	1.06	92	2.63	1 984	0.91	1 027	0.57	174	3.01			136	7.08
Skládky a staveniště			10	0.30										
Nesouvislá městská zástavba	11 890	2.34	72	2.05	1 317	0.61	5 070	2.83	1 251	21.61			345	17.92
Sportovní a rekreační plochy	144	0.03												
Vodní toky nepřírodní	450	0.09												
Městská zeleň, zahrady apod.	359	0.07												
Orná půda	6 985	1.37	44	1.25	634	0.29							13	0.69
Hospodářské louky	262 673	51.69	2 317	65.96	18 673	8.60	92 868	51.85	473	8.18	2	0.08	478	24.88
Hospodářské lesy jehličnaté	11 206	2.20	46	1.30	780	0.36	2 160	1.21	1 058	18.28			425	22.10
Hospodářské lesy listnaté	1 282	0.25	23	0.66	3 279	1.51			136	2.34			63	3.26
Hospodářské lesy smíšené	26 156	5.15	127	3.63	6 474	2.98	764	0.43	889	15.35			227	11.79
Nepůvodní křoviny	85 258	16.78	51	1.46	12 564	5.79	1 576	0.88	372	6.42			32	1.68
Rybníky a nádrže	14	0.00			58	0.03								
Aluviální a vlhké louky	23 217	4.57	173	4.92	8 015	3.69	18 208	10.17	10	0.16	525	27.26	111	5.77
Suché trávníky	6 844	1.35												
Mezofilní louky	5 517	1.09			15 157	6.98	33 766	18.85	223	3.85	1 127	58.47	33	1.70
Vřesoviště	4	0.00												
Lužní a mokřadní lesy	22 280	4.38	2	0.05	1 201	0.55	22 586	12.61	566	9.78				
Doubravy a dubohabřiny	18 929	3.72			623	0.29			14	0.24	11	0.59	5	0.27
Suťové lesy			17	0.49	480	0.22								
Bučiny	23	0.00	39	1.10	2 052	0.94			5	0.08	262	13.60		
Suché bory	33	0.01												
Přírodní křoviny	9 834	1.94	169	4.80	20 947	9.65			177	3.05				
Mokřady a pobřežní vegetace	1 548	0.30	10	0.28	96 585	44.47			225	3.89				
Rašeliniště a prameniště	28	0.01												
Bažina, močál			27	0.78	6 195	2.85			23	0.40				
Makrofytní vegetace stojatých vod	8	0.00												
Vodní toky přírodní	914	0.18	286	8.15	18 649	8.59	767	0.43	58	1.00				
Skály, sutě	577	0.11												
Celková invadovaná plocha	508 201		3 513		217 181		179 113		5 788		1 927		1 922	
Počet lokalit	1 491		226		630		261		118		6		75	



Obrázek 23: Míra invadovanosti monitorovacích zón (m²) pro jednotlivé mapované taxony a souhrnný podíl plochy zasažené invazí v jednotlivých monitorovacích zónách (%)

VO 5b: Jaký efekt na distribuci IAS mají vektory šíření a environmentální podmínky?

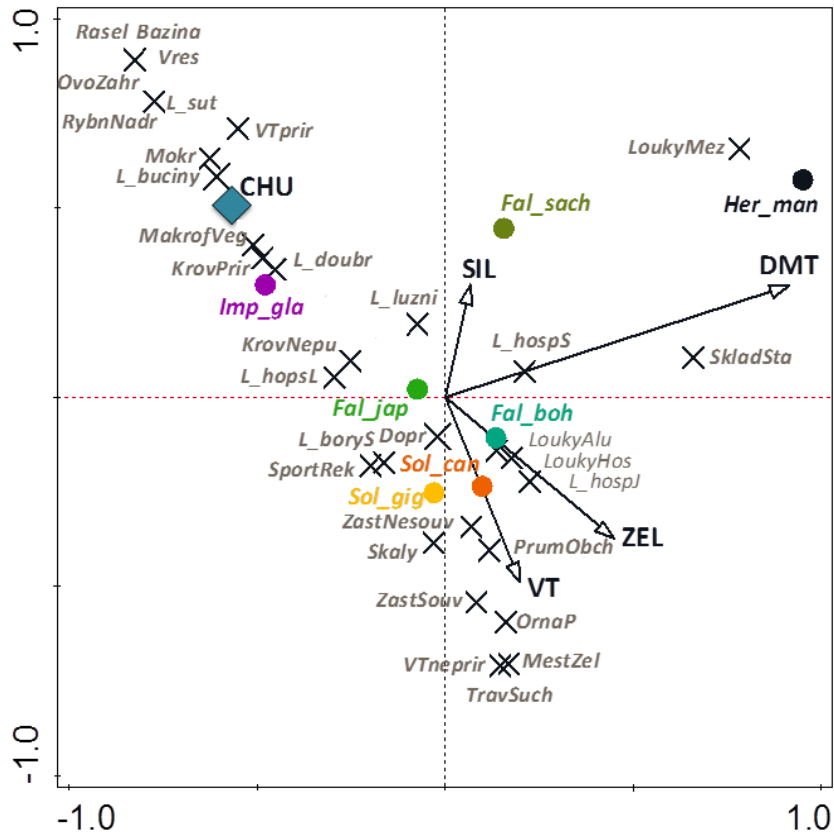
Jednotlivé mapované regiony se lišily v přírodních podmínkách. To je patrné z Obrázek 24, kde byla mapovaná EVL seskupena dle podílu počtů IAS v jednotlivých monitorovacích zónách. *H. mantegazzianum* invadoval zejména lokality na Karlovarsku – EVL Kladské rašeliny, Krásenské rašeliniště, Raušenbašská lada, Pramenské pastviny, Soos, U bunkru, Úpolínová louka – Křížky (téměř ve všech zónách 100 % podíl). Oproti tomu *Solidago* spp. jednoznačně převažoval v EVL Kokořínsko a Bystřina-Lužní potok a jejich okolí (v zónách B až E nad 99 %, v zóně A na 98 % – viz Obrázek 24). Nejvíce výskytů *I. glandulifera* s příměsí *Solidago* spp. a *Fallopia* spp. bylo zmapováno v EVL Labské údolí, Bohyňská lada, Třeboňsko – střed, Stropnice, Berounka, Chlumská stráň a Týřov – Oupořský potok. Jak z názvů EVL vyplývá, jedná se většinou o EVL vyhlášená pro ochranu stanovišť vodních toků, proto i podíl *I. glandulifera* je v zónách A a B naprosto převažující (87 a 98 % v daném pořadí) a s nárůstem disturbancí přibývá výskytů *Solidago* spp. (v zóně C – 28 %, D – 37% a E – 49 %).



Obrázek 24: EVL seskupená dle podobného poměru počtu výskytů vybraných IAS v monitorovacích zónách daných CHÚ

Z výsledků CCA hodnotící vliv přírodních podmínek lze konstatovat, že nejvíce je výskyt mapovaných IAS ovlivněn nadmořskou výškou (vysvětluje 8.8 % variability dat). Na vyšší nadmořské výšky je vázána přítomnost *H. mantegazzianum*, kde invaduje zejména mezofilní louky, ostatní mapované IAS se vyskytovaly výrazně níže (viz Obrázek 25). Nadmořská výška korelovala více se vzdáleností IAS od silnic a železnic než se vzdáleností od vodních toků. Přítomnost IAS v CHÚ vysvětlila jen 3.4 % variability. Zejména *I. glandulifera* a *Fallopia japonica* byly přítomny uvnitř CHÚ, což souvisí s jejich stanovištní preferencí na okolí lužních lesů a vodních toků, kdy mokřadní stanoviště jsou častým předmětem ochrany mapovaných EVL. Oproti tomu *Solidago spp.* je vázáno více na antropogenně narušená stanoviště, která většinou nejsou v rámci CHÚ zahrnuta. Z hlediska vzdálenosti vektorů šíření byl zaznamenán největší vliv vzdálenosti od vodních toků, nejmenší pak od silnic; vzdálenost od vodních toků korelovala nejvíce se vzdáleností od železnic, což je pravděpodobně dáno tím, že železnice větší vodní toky často doprovází (viz Obrázek 25). Invazní druhy rodu *Solidago* jsou v porovnání s taxony *Fallopia* vzdálenější od vodních toků, stejně tak *I. glandulifera*. Tento výsledek v rámci CCA lze odůvodnit metodicky tím, že v EVL kolem řek (Labe, Berounka), kde je obecně vysoký podíl

výskytů *I. glandulifera* a taxonů *Fallopia*, nebyla řeka brána jako vodní tok, ale jako vodní plocha. Přesto je patrná stanovištní afinita těchto druhů. Naopak nejbližší vodních toků byly zmapovány lokality *S. canadensis* a *F. japonica*. Nejdále od silnic byly zmapovány výskytů *I. glandulifera*; nejbližší *S. gigantea*, *F. japonica* a *S. canadensis*. Nejbližší železniční trati se vyskytovaly *F. xbohemica*, *F. japonica* a *I. glandulifera* (viz Obrázek 25).



Obrázek 25: Výsledný ordinační diagram CCA analýzy – barevně vyznačené IAS; šipky proměnné prostředí - nárůst vzdálenost výskytu od silnice (SIL), železnice (ZEL), vodního toku (VT), stoupající nadmořská výška (DMT); modrý diamant - přítomnost v CHÚ; křížky invadované kategorie KVES (zkratky viz popis Obrázek 22)

VO 5c: Znamená vysoká míra invadovanosti okolní krajiny vždy zvýšenou přítomnost IAS v samotném CHÚ?

Podíl a plošný rozsah jednotlivých IAS byl shrnut již dříve na základě Obrázek 23. Rozloha jednotlivých monitorovacích zón je mezi EVL různá. Nejmenší podíl z mapovaného území zaujímá zóna E a zároveň je v této zóně nejvyšší hustota výskytu mapovaných IAS viz Tabulka 16. Nižší plošný rozsah této zóny je ovlivněn

zaměřením této případové studie na okolí CHÚ, kdy se jedná většinou o plochy vzdálenější od měst. Uvnitř CHÚ jsou zóny A a B invadovány ve stejné míře, ale rozloha zóny A je vyšší (A - 10 ± 6 % vs. B - 6 ± 5 %). Nejvyšší plošný podíl z 1 km obalové zóny EVL zaujímá zóna D (50 ± 16 %), kde je hustota IAS srovnatelná s monitorovací zónou C. Nejmenší průměrná rozloha invadované plochy byla zaznamenána v zóně E, naopak nejvyšší v zóně B (viz Tabulka 16).

Tabulka 16: Poměry mezi průměrnou rozlohou monitorovacích zón a jejich mírou invadovanost - hustotou výskytů IAS

MONITOROVACÍ ZÓNA		A	B	C	D	E
průměrný podíl z mapovaného území	%	10 ± 7	6 ± 6	31 ± 15	50 ± 18	3 ± 4
maximální		22.5	21.5	67.4	81.1	19.6
průměrná hustota IAS	n IAS / ha	0.06 ± 0.13	0.06 ± 0.10	0.05 ± 0.05	0.03 ± 0.04	0.46 ± 0.71
maximální		0.57	0.35	0.19	0.13	2.88
průměrná rozloha invadované plochy	m ²	395	980	801	478	329

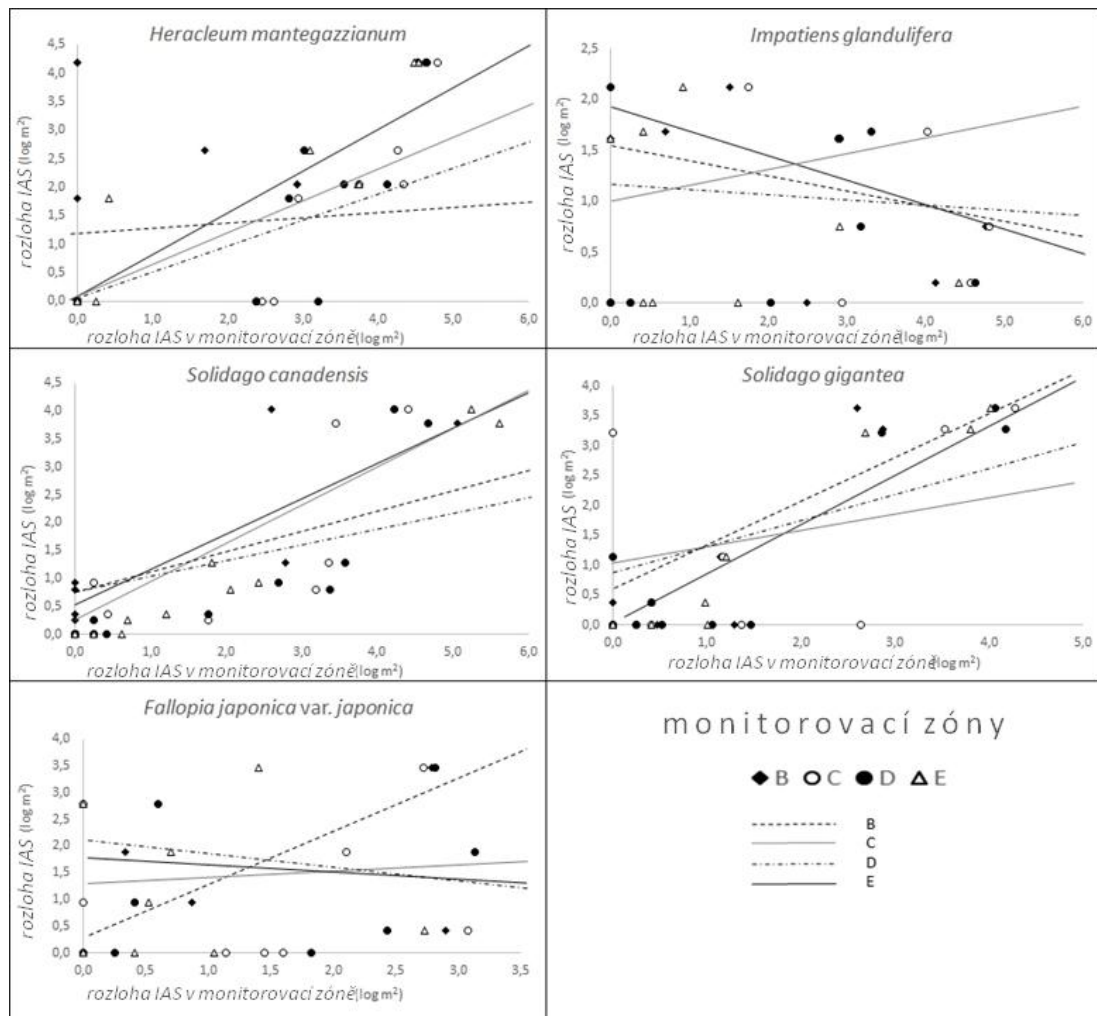
Zda invadovanost zón mimo CHÚ zvyšuje pravděpodobnost šíření IAS do samotného jeho jádrového území, tedy stanovišť, která jsou předmětem ochrany daného EVL, bylo hodnoceno korelací invadovaných ploch v zóně A s dalšími zónami (viz Obrázek 26 a Tabulka 17). Početnost a rozloha *F. sachalinensis* a *F. xbohemica* byla příliš malá pro výpočet těchto analýz, takže ve výsledcích je tento rod prezentován jen druhem *Fallopia japonica* var. *japonica*.

Co se týče rozsahu invadovanosti jádrového území EVL ve vztahu k rozloze invadovaných ploch v jednotlivých monitorovacích zónách EVL, nelze u mapovaných IAS konstatovat jednotný trend (viz Obrázek 26). Plocha invadovaná *H. mantegazzianum* v zóně A byla průkazně korelována se všemi monitorovacími zónami, nejvíce se zónou E a C. Oproti tomu míra invadovanosti zóny A *I. glandulifera* průkazně souvisela s mírou invadovanosti jen v přilehlé zóně B. Stejně tak míra invadovanosti jádrového území EVL korelovala s mírou invadovanosti zóny B u *F. japonica* var. *japonica* (více než u *I. glandulifera*). U těchto druhů tento fakt souvisí s jejich vázaností na stanoviště, která jsou většinou předmětem ochrany daných CHÚ (viz Obrázek 25). Plocha, kterou zaujímal *S. canadensis* v jádrovém území, byla průkazně korelována s mírou invaze ve všech ostatních zónách, přičemž

stoupala s mírou disturbance směrem od zóny B k E, což je dáno vázaností tohoto IAS na disturbovaná stanoviště (viz Tabulka 17 a Obrázek 26).

Tabulka 17: Korelační koeficienty invadovaných ploch v monitorovacích zónách ve vztahu k zóně A (jádrovému území EVL) pro jednotlivé druhy IAS — tučně vyznačené statisticky průkazné

Druh IAS	Korelační koeficienty invadovaných ploch v monitorovacích zónách			
	A-B	A-C	A-D	A-E
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0.58	0.91	0.84	0.94
<i>Impatiens glandulifera</i>	0.53	0.29	0.20	-0.22
<i>Solidago canadensis</i>	0.76	0.91	0.93	0.94
<i>Solidago gigantea</i>	0.48	0.47	0.48	0.78
<i>Fallopia jap. var. jap.</i>	0.68	0.10	0.22	0.18



Obrázek 26: Grafy korelace rozlohy invadované plochy v jádrovém území EVL (monitorovací zóně A) s invadovanou plochou v zónách B, C, D a E pro jednotlivé mapované invazní druhy, jednotlivé body představují mapovaná EVL

SHRNUTÍ VÝSLEDKŮ

VO 5a: Která přírodě blízká stanoviště jsou vybranými IAS více invadovaná?

Stanoviště invadovaná nejvíce *F. sachalinensis* zahrnují okraje mezofilních luk, méně pak louky aluviální a okraje bučin. *F. xbohemica* invaduje zejména hospodářské louky a okraje jehličnatých lesů; z přírodních stanovišť nejvíce aluviální a vlhké louky. *F. japonica* obsazuje také stanoviště více ovlivněná lidskou činností (okraje hospodářských lesů jehličnatých a smíšených, hospodářské louky), z přírodních stanovišť pak nejvíce lužní a mokřadní lesy. Přírodní biotopy byly invadovány nejvíce *I. glandulifera* – zejména mokřadní a pobřežní, přírodní křoviny a plochy těsně přiléhající na přírodní vodní toky. Šíří se také na přilehlé aluviální a vlhké louky, do bučin a lužních a mokřadních lesů. *S. canadensis* invadoval z přírodních stanovišť nejvíce aluviální a vlhké louky. Invaduje zejména antropogenně devastovaná degradovaná stanoviště. Výskyty *S. gigantea* byly zmapovány na okrajích smíšených a jehličnatých hospodářských lesů, podél dopravních koridorů a na hospodářských loukách — tedy zejména mimo přírodní stanoviště. *H. mantegazzianum* se vyskytuje zejména na mezofilních loukách, z přírodních biotopů zejména aluviální a vlhké louky, okraje lužních a mořadních lesů, doubrav a dubohabřin.

Nejvyšší souhrnná invadovaná plocha byla zaznamenána u *S. canadensis*, plošně rozsáhlá byla i invaze *I. glandulifera* a *H. mantegazzianum*.

V kontextu monitorovacích zón odstupňovaných dle míry antropogenní disturbance lze konstatovat, že chráněná přírodní stanoviště nebyla invadována ve vysoké míře – jen 0.3 % (zejména *I. glandulifera*), ale zároveň více než stanoviště přírodní nechráněná (0.27 %), kde převažovaly *Solidago* spp. a *I. glandulifera*. Vysoký podíl *I. glandulifera* lze odůvodnit tím, že předměty zájmu mnoha EVL jsou stanoviště vázaná na vodní prostředí. Stanoviště devastovaná lidskou činností jsou invadována nejvíce, přičemž nebyla zaznamenána vzestupná tendence invadovanosti s nárůstem disturbancí směrem ven z CHÚ do jeho okolí. Plošně nejvíce byly invadovány zóny C a D, zejména druhy *Solidago* spp. a *H. mantegazzianum*, tedy plochy se střední mírou antropogenního tlaku.

VO 5b: Jaký efekt na distribuci invazních nepůvodních druhů rostlin mají vektory šíření a environmentální podmínky?

Jednotlivé mapované regiony se lišily v přírodních podmínkách. *H. mantegazzianum* invaduje dle zmapovaných EVL zejména lokality na Karlovarsku ve vyšších nadmořských výškách. Oproti tomu *Solidago* spp. dominuje v EVL Kokořínsko a Bystřina-Lužní potok a v jejich okolí. Výskyty *I. glandulifera* s příměsí *Solidago* spp. a *Fallopia* spp. dominují v EVL vyhlášených pro ochranu stanovišť vodních toků.

Nejvíce je výskyt mapovaných IAS ovlivněn nadmořskou výškou, zejména *H. mantegazzianum*. Nadmořská výška koreluje více se vzdáleností IAS od silnic a železnic než se vzdáleností od vodních toků. Zejména *I. glandulifera* a *Fallopia japonica* byly zmapovány uvnitř CHÚ, což souvisí s jejich stanovištní preferencí na okolí lužních lesů a vodních toků, kdy mokřadní stanoviště jsou častým předmětem ochrany mapovaných EVL. Oproti tomu *Solidago* spp. je vázáno více na antropogenně narušená stanoviště, která většinou nejsou v rámci CHÚ zahrnuta. Z hlediska vzdálenosti vektorů šíření byl zaznamenán největší vliv vzdálenosti od vodních toků, nejmenší pak od silnic. Vyskyty invazních druhů rodu *Solidago* jsou v porovnání s taxony *Fallopia* vzdálenější od vodních toků, stejně tak ve srovnání s *I. glandulifera*. Tento výsledek v rámci CCA lze odůvodnit metodicky tím, že v EVL kolem řek (Labe, Berounka), kde je obecně vysoký podíl výskytů *I. glandulifera* a taxonů *Fallopia*, nebyla řeka brána jako vodní tok, ale jako vodní plocha. Naopak nejbližší vodních toků byly zmapovány lokality *S. canadensis* a *F. japonica*, nejdále od silnic výskyty *I. glandulifera*; nejbližší od silnic *S. gigantea*, *F. japonica* a *S. canadensis*. Nejbližší železniční trati se vyskytovaly *F. xbohemica*, *F. japonica* a *I. glandulifera*.

VO 5c: Znamená vysoká míra invadovanosti okolní krajiny vždy zvýšenou přítomnost invazních nepůvodních druhů rostlin v samotném CHÚ?

U mapovaných IAS nelze konstatovat jednotný trend rozsahu invadovanosti jádrového území EVL ve vztahu k rozloze invadovaných ploch v jednotlivých monitorovacích zónách EVL. Plocha invadovaná *H. mantegazzianum* v zóně A byla průkazně korelována se všemi monitorovacími zónami. Míra invadovanosti

jádrového území *S. canadensis* byla také průkazně korelována s mírou invaze ve všech ostatních zónách, přičemž stoupala s mírou disturbance s ohledem na preferenci narušených stanovišť tímto IAS. Oproti tomu míra invadovanosti zóny A *I. glandulifera* průkazně souvisela s mírou invadovanosti jen v přilehlé zóně B, stejně tak u *F. japonica* var. *japonica* (více než u *I. glandulifera*). Tento fakt souvisí s největší pravděpodobností s vázaností těchto IAS na stanoviště, která jsou většinou předmětem ochrany daných CHÚ.

11 DISKUZE

Tato kapitola dizertační práce je rozdělena na metodické aspekty případových studií a samotnou diskuzi výsledků jednotlivých kapitol.

11.1 METODICKÉ ASPEKTY

V rámci studií zabývajících se vývojem krajiny jsou klíčové: výběr zájmových území, zvolené podkladové materiály, ale také případný výběr krajinných metrií.

Případové studie A a C, věnující se změně biodiverzity krajiny a dynamice porostů MDV v kontextu LUCC, se zaměřily na zemědělské typy krajín v Čechách. Zájmová území byla vybrána na základě polohy ve výše zmiňovaných krajinných typech vymezených Romportlem *et al.* (2013) za účelem jejich reprezentativnosti. Tímto výběrem byly zohledněny různé podmínky z hlediska klimatu a topografie. Pro vymezení ZÚ byla zvolena povodí namísto administrativních hranic, protože se jedná o celky do určité míry s uzavřenými energo—materiálovými toky.

ZÚ Sokolovska ve studii B (zaměřené na dynamiku dřevinné vegetace) bylo oproti tomu vymezeno na základě administrativních jednotek (hranice 47 katastrálních území). Region byl vybrán v návaznosti na předchozí výzkumy realizované na Katedře aplikované ekologie FŽP ČZU.

Výběr podkladových materiálů pro zhodnocení LUCC byl ovlivněn stanoveným cílem. Studie dynamiky dřevinné vegetace na Sokolovsku využila potenciálu map stabilního katastru, který obsahuje cenné informace z období před započatím hnědouhelné těžby v daném regionu. Přesto ale nelze nezmínit, že tato archivní mapa je problematická. Klasifikační klíč tohoto kartografického díla je velmi podrobný, některé způsoby obhospodařování již nejsou aktuální. V rámci metodiky se tedy přistoupilo ke vhodnému upravení kategorií využití ploch. Velké měřítko map umožňuje jít při analýze krajiny do detailu, při sledování trajektorií a nevhodným způsobu vektorizace LU ale může být tento detail na závadu. Důvěryhodnosti informací obsažených v těchto mapách, kdy mapové dílo do určité míry neodpovídá písemnému oparátu, který byl v historii závazný pro výběr daní (Forejt 2018), vzbuzuje pochybnosti, zda tento pramen opravdu odpovídá stavu tehdejší krajiny. Přesto se ale, jak tvrdí i (Lipský 2000), jedná o nenahraditelný zdroj o stavu krajiny v 1. polovině 19. století.

Jak již bylo zmíněno, kombinace historické mapy, obsahující informace o LU, a leteckého snímku zachycující LC regionu, je problematická právě s ohledem na porovnatelnost kategorií LU/LC. Recentní data (2010) ale na Sokolovsku vycházela z podrobného vegetačního terénního mapování v měřítku 1 : 2 000, které je měřítku map stabilního katastru (1 : 2 880) velmi blízké. Podrobnost vstupních vrstev tedy byla srovnatelná.

Jako podklady pro analýzy celkových změn zemědělských krajín a MDV byly vzhledem k pokládaným výzkumným otázkám zvoleny letecké snímky z 50. let minulého století a z roku 2014, které jsou dobře porovnatelné. Přesto interpretace historického snímku z roku 1954 nebyla vždy jednoznačná (lada vs. TTP či OP). Snímky z 50. let minulého století zachytily stav krajiny před výraznou změnou způsobu obhospodařování (spojeného s ústředním plánováním), výraznou intenzifikací zemědělské výroby a scelováním pozemků (viz kapitola 4.2.1).

Vzhledem k použitým podkladům byla data o LU/LC získána manuální digitalizací.

Změny diverzity krajiny a konfigurace MDV byly hodnoceny pomocí krajinných metrií, které byly vybrány s ohledem na (i) kterou charakteristiku se zaměřují, (ii) jejich vypovídající hodnotu a (iii) jejich vzájemnou korelaci. Hodnoty metrií byly mezi jednotlivými ZÚ a časovými horizonty porovnávány, aby se zjistilo, zda se mezi sebou významně liší. Samotné hodnoty metrií totiž mnohdy nemají velkou vypovídající hodnotu (to je řečeno McGarigalem a Marksovou (1994) např. u AI). Diverzita na krajinné úrovni je hodnocena většinou pouze pomocí SHDI - např. studie Seják et al. (2010), Demková a Lipský (2015), publikace Miklín a Hradecký (2016) hodnotila změnu heterogenity krajiny pomocí SIDI. Pro popis prostorové konfigurace MDV si i (Demková a Mida 2014) v rámci své studie, lokalizované do Bílých Karpat v západním Slovensku, vybrali obdobné krajinné metrie (podíl MDV, počet plošek, MPS, MSI, MPI a MNND), stejně tak v rámci studie Demkové a Lipského (2017) pro popis prostorového uspořádání MDV v rozdílných krajínách použili metrie jako podíl MDV, hustota okrajů, MPS a MNND. Demková a Lipský (2015) sledovali vývoj MDV mezi lety 1949—1986—2011 pomocí souhrnné rozlohy MDV, počtu plošek a MPS. S informacemi o podílu a počtu plošek MDV, PD a jejich MPS pracují i (Skaloš a Engstová 2010). Plieninger et al. (2012) zahrnují do své analýzy údaje o PD, ED, MNND. Výběr krajinných metrií pro popis konfigurace MDV je tedy v této práci o

něco širší než u dříve publikovaných studií zaměřených na vývoj MDV. Důvodem je snaha o detailnější popis změny tvaru plošek MVD včetně jejich fragmentace a konektivity.

Pro zjištění míry antropogenního tlaku na vybraná ZÚ byl vypočítán K_{AO} namísto běžného K_{es} . Ačkoliv mají všechny tyto krajinné indexy vzhledem ke své jednoduchosti metodické nedostatky, jejich celková vypovídající hodnota srovnávání obdobně velkých krajinných celků je pro účely této případové studie plně dostačující.

Při studiu dynamiky dřevinné vegetace jsou diskutabilní kategorizace MDV a jejich perzistence. V rámci pořizování vstupních dat byla použita manuální digitalizace LC (ačkoliv je velmi pracná), která umožňuje jít do detailu až na úroveň jednotlivých stromů. Podle Browna a Fishera (2009) je považována za nejspolehlivější pro studium MDV. To je důvod, proč ji použila většina studií pro detailní hodnocení MDV (např. Kleinn 2000; Plieninger et al. 2012; Skaloš a Engstová 2010; Demková a Lipský 2015, 2017).

Rozlišené kategorie dřevinné vegetace ve studii lokalizované na Sokolovsku odpovídají jejím stanoveným cílům. Problematická může být kategorie MDV z hlediska interpretace otisků stabilního katastru (zahrnuty byly plochy kategorie mlází, remízky a křoviny). V rámci roku 2010 jsou pak v MDV zahrnuty kategorie jako nálety dřevin, ruderální vegetace s náletem, *Calamagrostis* s rozptýlenou zelení a subxerofytní porosty s náletem dřevin (viz Příloha 2). Studie Skaloše et al. (2014), věnující se také vývoji dřevinných porostů na Sokolovsku, se soustředila na dřeviny v zástavbě, liniové vegetační prvky, remízy v otevřené krajině a lesní porosty.

Skaloš a Engstová (2010) ve své publikaci člení prvky MDV na ty uvnitř zástavby, v otevřené krajině a podél komunikací. MDV v této práci nezahrnovala prvně zmíněnou kategorii, zaměřila se na MDV v otevřené krajině, ale neoddělila koridory doprovázející liniové krajinné prvky. Byl zde analyzován vliv přítomnosti vodního toku a komunikací na jejich perzistenci v kontextu nadmořské výšky (viz kapitola 9.2).

V rámci případové studie zaměřené na vývoj MDV nebyl tento LC detailně rozčleněn na bodové, liniové a plošné, jak je tomu zvykem (Demková a Lipský 2015, 2017; Plieninger et al. 2012; Supuka et al. 2013; Novotný et al. 2017). Sklenička et al.

(2009) se věnuje jen vývoji liniové vegetace. V této práci nejsou plošky MDV kategorizovány dle tvaru, protože na Děčínsku množství plošek tvořilo propojené sítě koridorů. Určit zda se jedná o plošné či liniové prvky MDV bylo mnohdy sporné. Skutečnost, že se jedná o liniovou MDV, obvykle signalizuje doprovodou zeleň vodního toku či komunikace.

Studie sledující dynamiku dřevinné vegetace v krajině zasažené/nezasažené těžbou (B) je zaměřena spíše metodicky na prostorovou analýzu a vymezení jednotlivých ploch DV různé perzistence. Publikace zaměřené na trajektorie změn LU/LC, které detailněji popisují dynamiku změn v krajině, zatím nejsou běžné. Příkladem v ČR mohou být studie Miklína a Hradeckého (2016) sledující změny na soutoku Moravy a Dyje na jižní Moravě, či komplexní studie Haladové a Petroviče (2015) klasifikující změny krajinného využití v okolí Nitry na Slovensku.

Studie A a B se metodicky zakládají na bi-temporální analýze, kde dochází vlivem prostorových nepřesností vstupních vrstev ke vzniku drobných polygonů, které kopírují hranice plošek. Studie C zaměřená na dynamiku MDV v zemědělských krajinách tento problém řeší upravenou kategorizací perzistence plošek, kdy zohledňuje míru překryvu plošek. Kategorizaci perzistence plošek na kontinuální, zaniklé a nedávné najdeme ve studii Novotný *et al.* (2017) zaměřené na celkový vývoj v šesti ZÚ. Sklenička *et al.* (2009) se podrobněji věnují zaniklým a kontinuálním ploškám. Některé studie zaměřené na vývoj MDV popisují jejich změnu pomocí metrií a nejdou do detailu určování trajektorií změn (např. Skaloš a Engstová 2010; Demková a Lipský 2015).

Pro hodnocení distribuce IAS v okolí CHÚ byly vybrány invazní nepůvodní rostliny ze skupiny neofytů, které představují, vzhledem ke svým vlastnostem a schopnosti měnit kvalitu biotopů, pro původní flóru větší hrozbu než archeofyty (Chytrý *et al.* 2008a). Druhy byly vybrány v návaznosti na předchozí výzkumné aktivity na katedře aplikované ekologie ČZU. Chráněná území pro hodnocení jejich ohroženosti byla vybrána na základě předběžné znalosti o přítomnosti mapovaných druhů v daných lokalitách (Chytrý *et al.* 2009; Pyšek *et al.* 2012b). Zároveň se zohledňovala variabilita přírodních podmínek (jako geomorfologie, přítomnost/absence vodního toku, různý charakter využití krajiny). Přesto se jedná většinou o krajinu lesozemědělskou, částečně zemědělskou, rybniční nebo lesní (dle WMS Löw *et al.*

2006). S ohledem na předmět ochrany je ale množství vybraných EVL vázáno na vodní a mokřadní stanoviště (viz Příloha 4 - ESM 2 a ESM 4), což ovlivnilo výsledky této práce.

Vstupní data o výskytu IAS byla pořízena podrobným terénním mapováním. Jedná se o prezenčně/absenční data, která nejsou nahraditelná daty z databází z důvodu příliš velkého gridu databázovaných dat, např. DAISIE pracující se Společnou evropskou chronologickou referenční sítí s hranou čtverce zhruba 50 000 km. Některé studie pracují i se záznamy z České národní fytoecologické databáze (Chytrý et al. 2009, Křivánek a Pyšek 2008), kde se ale jedná o data prezenční data. Zdrojem lokalit může být i Nálezová databáze ochrany přírody vedená AOPK ČR, kterou ale nelze považovat za prezenčně/absenční. Její data kombinuje např. studie (Skálová et al. 2017) ke shrnutí míry, s jakou je ČR invadována nebezpečnou *Ambrosia artemisifolia*. Běžně se pro vyobrazení výskytu druhů v oblasti střední Evropy používá i síť KFME (Kartierung der Flora Mitteleuropas) (Schönfelder 1999), ve které území ČR pokrývá 2 551 buněk o velikosti 5' z. d. × 3' z. š., tedy zhruba 12 × 11 km. (Pyšek et al. 2002a) použil například soupisy druhů v CHÚ bez jejich bližší lokalizace.

Další možností získávání dat o výskytu IAS jsou metody DPZ. Historické letecké snímky byly Müllerovou et al. (2005) využity například pro identifikaci výskytů *H. mantegazzianum* v letech 1947 a 2000. V další studii (Müllerová et al. 2013) byly kromě leteckých snímků použita také satelitní data různého prostorového i spektrálního rozlišení. S pokrokem metod DPZ byly zkoušeny i bezpilotní systémy pro monitoring invaze *Robinia pseudoaccacia* (Müllerová et al. 2017).

Zhodnocení invadovanosti se nezaměřilo jako u studie Pyšek et al. 2002 na stanoviště uvnitř CHÚ. Monitorovací zóny byly vymezeny i v širším okolí CHÚ (do 1 km) pro podchycení kontextu EVL v okolní krajině. Pokud by se mapování omezilo jen na 50 m ochranné pásmo CHÚ, byly by výsledky zavádějící, jak ukazují data, kdy míra invadovanosti ochranného pásma dosáhla jen 0.14 ± 0.12 výskytů/ha.

Podkladem pro vymezení monitorovacích zón byly vrstvy VMB a KVES. Už (Pergl et al. 2016a) konstatují, že vhodným podkladem pro monitoring IAS je spíše KVES než VMB, která neobsahuje antropogenně ovlivnění stanoviště. Problematické ale

může být použití této vrstvy v blízkosti zástavby, kde plochy nejsou dostatečně podrobně odlišeny. Daná vrstva je už i poměrně zastaralá, vznikla v roce 2013.

Vzhledem k tomu, že výskyty byly prolнутy s touto vrstvou o krajinném pokryvu, musí se brát při interpretaci výsledků o invadovanosti stanovišť v potaz možná prostorová chyba při sběru dat. Přestože nasbíraná data byla polohově manuálně upravena dle nejaktuálnější ortofotomapy, můžeme ve výsledcích najít, že se dané IAS vyskytovaly například ve vodním toku, či v různých typech lesů. Jedná se tedy vždy o okraje těchto stanovišť.

11.2 DISKUZE VÝSLEDKŮ PŘÍPADOVÝCH STUDIÍ

11.2.1 ZMĚNA BIODIVERZITY V ZEMĚDĚLSKÝCH KRAJINÁCH

Studie A se věnuje změně diverzity zemědělské krajiny. Zemědělsky obhospodařováno je 53.4 % rozlohy našeho státu (Mertl et al. 2017). Podle rámcové krajinné typologie dle využití (Lów et al. 2006) zemědělská krajina zaujímá necelých 22 %, lesozemědělská necelých 53 % území ČR - souhrnně tedy většinu. Diverzitě zemědělské krajiny by se tedy měla věnovat vyšší pozornost. Méně heterogenní krajiny nejsou schopny vypořádat se s extrémními výkyvy počasí, které jsou typickým projevem klimatické změny ve střední Evropě. To s sebou přináší neočekávané škody pro biodiverzitu, lidské zdraví, sídla a společnost. Jak apelují Petřík et al. (2015) péče o krajinu se musí vydat směrem k udržitelnosti, což je ale v rozporu s tím, že přírodní podmínky a ekologické vztahy v zemědělství, lesnictví i urbánních ekosystémech jsou většinou zanedbávány ve prospěch ekonomických zisků (Wascher 2000). Vhodným směrem může být přechod na ekologické hospodaření, které je v ČR výrazně podporováno. Zemědělské krajiny s vysokým podílem polopřirozených stanovišť a ekologicky obhospodařovaná území jsou spojována s vyšší druhovou bohatostí než jejich protějšky (Benton et al. 2003; Rader et al. 2014; Batáry et al. 2011; Tuck et al. 2014). Nejvyšší podíl ekologického zemědělství v Evropě má Rakousko (v roce 2016 více než 20%), kde se jedná většinou o rodinné farmy v horských oblastech (BERGBAUENFRGEN 2018), což je v českém prostředí problematické vzhledem ke zpeřtrhání vlastnických vazeb k půdě v období komunismu (Sklenička et al. 2014). Z lediska kultur v ekologickém režimu převažují obecně TTP, ale Česká republika má velmi nízký podíl ekologicky

obhospodařované orné půdy (EUROSTAT 2018), ačkoliv zornění dosahuje až 70.7 % (Mertl et al. 2017).

Vyšší diverzita na krajinné úrovni je spojena s její prostorovou heterogenitou, která byla hodnocena v případové studii A. Trendy indikátorů biodiverzity na krajinné úrovni upozorňují na její výrazný pokles (viz kapitola 5.3). Studie zaměřená na změnu diverzity krajiny se pokusila odpovědět, zda se krajina po změně politického režimu (v roce 1989) dokázala vrátit do jejího původního stavu před negativními dopady socialistické zemědělské politiky.

Kolektivizace během 40 let komunistického režimu dokázala zničit množství význačných historických krajinných prvků, zejména hranice parcel, odvodňovací systémy, místní sítě komunikací, kombinované systémy hospodaření, včetně maloplošného lesního hospodaření a množství tradičních zemědělských staveb. Šance, že by mohlo dojít k jejich obnovení v rámci post-komunistické transformace v 90. letech minulého století, jsou mizivé. Struktura farem a člověkem vytvořené krajinné prvky z dob minulého režimu v krajině zůstávají téměř nedotčené, změnil se jen management Blacksell (2010). Původní představy o možném návratu krajiny do předválečného stavu jsou tedy nerealistické (van Dijk 2007). To potvrzují také výsledky této práce (viz kapitola 7.2), kdy rozdíly mezi sledovanými metriemi v letech 1954 a 2014 se většinou nijak výrazně neliší. Na Děčínsku ale došlo v porovnání s ostatními sledovanými ZÚ k odlišnému vývoji krajinné struktury. Pokles ED a PD, tedy nárůst velikosti plošek a zároveň zjednodušení jejich tvaru, a mírný pokles SIEI a SIDI jsou v kontrastu se změnou metrií na Kouřimsku a Písecku. Na Písecku došlo zároveň k výraznějšímu zjemnění zrna krajiny než na Kouřimsku. Na základě nižších hodnot sledovaných krajinných metrií na Kouřimsku lze konstatovat, že je zde nejnižší krajinná diverzita ze všech tří porovnávaných ZÚ.

Tato tvrzení podporují i další studie zaměřené na tento krajinný typ. Vývojem heterogenity zemědělské krajiny mezi lety 1938 a 1998 se zabýval Sklenička et al. (2002) na území Obora (5.8 km²) ve středních Čechách. Konstatovali výrazný pokles podílu TTP, mírný pokles rozlohy OP. Tyto trendy se zlomily v roce 1988, ale přesto bylo zaznamenáno výrazné zjednodušení krajinné mozaiky zánikem permanentních struktur - drobných krajinných prvků. Zároveň došlo k mírnému nárůstu podílu lesních porostů jejich samovolným rozšiřováním. Velmi výrazně vzrostl podíl ploch

kategorie ostatní. Jedná se o intenzivně zemědělsky využívanou krajinu, tedy srovnatelnou se ZÚ Kouřimsko. Obdobně zemědělsky využívané krajině se věnovala také studie Lipského (1995), který ve středních Čechách v oblasti Vitic (32 km²) konstatuje mezi lety 1954 a 1992 stabilitu podílu OP, výrazný pokles TTP a nárůst podílu lesů na dvojnásobek. Zároveň se i zde také výrazně zjednodušila krajinná mozaika.

Změna LC je mezi sledovanými zemědělskými krajinami různá, což potvrzuje, že je ovlivněná přírodními podmínkami (např. Lipský et al. 2011).

Na Písecku došlo k nejvyššímu nárůstu PBS, jedná se zejména o plochy v okolí vodních toků s určitou údržbou, ale vyvíjející se sekundární sukcesí v nové prvky MDV. Rozvoj lesních porostů se soustředil na okrajích stávající plochy lesa píseckého Školského polesí a na východě ZÚ. Vývoj zemědělské půdy v tomto území je ovlivněn přírodními podmínkami, zejména pak hladinou podzemní vody, která limituje zemědělské využívání. V tomto ZÚ vzrostl nejvíce podíl vodních ploch, což bylo způsobeno zakládáním nových a úpravou ploch stávajících. V okolí Ražického rybníka došlo mezi lety 2011 a 2012 k technickým úpravám litorálního pásma a vytvoření šesti tůní (RISY 2018). Historická Putimská soustava rybníků byla rozšířena zvětšením rybníku Stará Putim na úkor lesa a rozšířením nádrže Prostřední Putim až k železniční trati na úkor orné půdy (viz Obrázek 4). Státní dotační politikou je podporován nárůst a revitalizace vodních ploch, úpravy drobných vodních toků a nádrží v krajině v rámci programů "Podpora retence vody v krajině – rybníky a vodní nádrže" a "Podpora opatření na drobných vodních tocích a malých vodních nádržích" (eAGRI 2018). V Jihočeském kraji bylo podpořeno z OP ŽP 2007-2013 v rámci prioritní osy 6 Zlepšování stavu přírody a krajiny na 121 projektů týkajících se rybníků (ve Středočeském 94, na Vysočině 183, v ostatních krajích kolem 10 projektů) (OPŽP 2018).

Z hlediska hospodářského využití byla zaznamenána nejvýraznější změna LC na Děčínsku, což je dáno jeho geografickou polohou v oblasti bývalých Sudet. Podle Jelečka (1995) došlo v těchto příhraničních regionech k ekologické stabilizaci, což může korespondovat s nárůstem podílu lesů a MDV. Šebo a Kopecká (2014), kteří ve své studii slovenského Povazí dospěli k obdobnému výsledku, uvádějí jako hlavní důvody úbytku orné půdy a přeměny na TTP obtížné mechanizované obdělávání

málo úrodných půd. Zde došlo k opouštění obdělávání půdy a následnému zarůstání sekundární sukcesí vlivem odsunu německého obyvatelstva (Antikomplex et al. 2006). Bičík a Kabrda 2007 konstatují v Sudetech sousedících s dřívějším východním Německem výraznější přechod orné půdy na lesy. Tomu odpovídá velmi výrazná změna LC v tomto ZÚ. Určitou roli v konstatované dynamice LC mohl hrát i fakt, že ZÚ Děčínsko spadá do CHKO České středohoří (vyhlášeného v roce 1976).

Celková míra dynamiky LC mezi ZÚ je odlišná. Jak z výsledků vyplývá nejstabilnější je LC na Kouřimsku, kde se změnil LC na zhruba 1/5 území. Na Písecku je dynamická cca na 1/3 a na Děčínsku dokonce 2/3 území. Výsledkem časoprostorové analýzy je, že nejstabilnějšími kategoriemi LC jsou zastavěné plochy, vodní prvky a lesy. U zástavby tedy došlo k rozvoji v návaznosti na historické plochy. Vodní plochy jsou ze své podstaty stabilní vlivem přírodních podmínek. Na Písecku došlo k jejich rozvoji, pravděpodobně v kontextu poklesu intenzity zemědělského hospodaření.

Souhrnně je pro všechna ZÚ konstatován pokles podílu orné půdy, nárůst podílu lesních porostů a urbánních ploch, což odpovídá celorepublikovým trendům popsaným Bičíkem et al. (2001).

11.2.2 DYNAMIKA DŘEVINNÝCH POROSTŮ V RŮZNÝCH TYPECH KRAJIN

Změna v krajině zasažené těžbou byla předmětem studií jako např. Sklenička a Lhota (2002); Sklenička (2007); Popelková a Mulková (2011); Popelková a Mulková (2018); Hendrychová a Kabrna (2016). Předkládaná případová studie se ale zaměřila na dynamiku dřevinné vegetace, zejména na metodický přístup sledování jejích trajektorií. Publikaci předcházela studie Skaloš et al. (2014), která sleduje změny dřevinných porostů na menším území (57 km²) mezi lety 1842 — 1953 — 2011. Ta konstatuje, že mezi lety 1953 a 2011 byly nejvíce perzistentními lesní porosty (téměř 47 % z původních) a remízy v otevřené krajině (9.9 % z původní rozlohy), nejméně pak doprovodná vegetace. V rámci sledovaných kategorií dřevinné vegetace převažovaly ve všech časových horizontech lesní porosty (nejméně v roce 2011). Podíl liniové doprovodné vegetace v rámci sledovaných kategorií byl nejvyšší ve 2. polovině 19. století, podíl remízů v otevřené krajině zaznamenal vzestupný trend. Při převodu hodnot z této publikace na celkový podíl kategorií liniové doprovodné

vegetace a remízů na MDV lze konstatovat podíl MDV v roce 1843 — 7.72 %, 1953 — 4.3 %, 2011 — 8.3%. Pokud tyto hodnoty srovnáme s výsledky případové studie dynamiky v těžební a netěžební krajině Sokolovska, tak je území ve studii Skaloš et al. (2014), na MDV v letech 1843 a 2011 velmi bohaté (oproti 1 % a 1.3 % podílu MDV v roce 1843, a 5.6 % a 4.1 % v těžební a netěžební krajině v daném pořadí). Takto velký rozdíl je ale pravděpodobně způsoben rozdílnou kategorizací.

Podle Machovce (1994) by měla pro zdárné poskytování environmentálních funkcí MDV zaujímat nejméně 1.5% podíl v zemědělské krajině. Na Slovensku pro různé krajinné typy doporučuje Supuka et al. (2004) podíl 5 až 12 %. Ve sledovaných zemědělských krajinách byl zaznamenán podíl MDV v roce 2014 v rozmezí 4.2 až 7.5 % — viz Obrázek 2. Obecně nižší podíl MDV byl zaznamenán v roce 1954, na Kouřimsku 1.7 %, na Písecku dokonce jen 1.1 %. Lze tedy konstatovat, že podíl MDV je pro fungování krajiny dostačující. Demková a Lipský (2017) konstatují v roce 2010/2011 v ZÚ na Kutnohorsku (o rozloze 60.5 km², nadmořská výška 200 — 320 m n.m.) podíl MDV 1.5 %, v Bílých Karpatech — Vrbovce (rozloha území 51.5 km², nadmořská výška 250 — 610 m n. m.) 2.6 %, tedy velmi nízké v porovnání se ZÚ v této případové studii. Skaloš a Engstová (2010) konstatují pokles podílu MDV z 3.8% v roce 1950 na 2.9% v roce 2006 na 2.4 km² území Honbice na Pardubicku (258 — 301 m n. m.). Jedná se ale o velmi malé území. Na Chrudimsku (2.7 km², max. 377 m n.m.) na Liberecku byl konstatován naopak nárůst podílu MDV z 3.9 % v roce 1938 na ca 8.2 % v roce 2006 (Skaloš a Engstová 2010), tedy obdobně jako na Děčínsku. (Supuka et al. 2013) konstatují změnu podílu MDV mezi lety 1949 a 2012 v několika katastrech na východ od Nitry (Slovensko) v nadmořské výšce 150 — 250 m n. m.: zemědělské: Kolíňany (12.5 km²) z 2.9 na 4.8 %, Pohranice (12.1 km²) z 4.7 na 4.5 %, Dolné Lefantovce (4.6 km²) z 7.5 na 2.8 %, Oponice (12.3 km²) z 2.9 na 5.2 %, Bádice (4.1 km²) z 2.39 na 2.6 %; lesozemědělské Štitáre (7.5 km²) z 3 na 2.7 %, Žirany (15.6 km²) z 1.71 na 4 %, Horné Lefantovce (18.6 km²) z 3.7 na 2.4 %. Většinou tedy byl sledován v zemědělských krajinách nárůst podílu MDV, v lesozemědělských mírný pokles. Významný pokles v Dolných Lefantovcích je způsoben velmi výraznou intenzifikací zemědělství. Nárůst podílu MDV v jimi sledovaných oblastech koresponduje s vývojem MDV na Kouřimsku a Písecku. Plieninger et al. (2012) konstatují v zájmové oblasti ve východním Německu, v intenzivně zemědělsky

využívané úrodné nížinné krajině o rozloze 280.5 km², mezi lety 1964 a 2008 také nárůst podílu MDV v krajině (z 6.9 na 8.7%), tedy méně výrazný než v ZÚ studie C této práce.

Trajektoriemi MDV se zabýval Novotný et al. (2017), který ale vycházel z obdobných dat, která jsou rozšířena i o podmínky ve vyšších nadmořských výškách, v dalších 3 rámcových přírodních typech krajin dle Romportla et al. (2013): chladné krajiny vrchovin, mírně studené krajiny hornatin a studené krajiny hornatin (ZÚ Žďársko, Podkrkonoší a Krkonoše). Celková rozloha MDV mezi lety 1954 a 2014 vzrostla (nárůst o 0.7 % až 3.6 %). Stejně jako v zemědělských krajinných typech došlo k nárůstu počtu plošek MDV v ZÚ Krkonoše. Zároveň ale došlo k poklesu počtu MDV v Podkrkonoší a na Žďársku (na Žďársku výraznějším). Na Žďársku byl tento pokles plošek doprovázen nárůstem rozlohy MDV, což Novotný et al. (2017) připisují poklesu fragmentace ploch této kategorie, rozvoji a následnému prostorovému propojení plošek. Trajektorie MDV v hornatém území Podkrkonoší korespondují s procesy samovolného zarůstání krajiny lesem po opuštění tohoto příhraničního regionu obyvatelstvem po 2. světové válce.

Podíl plošek zaniklých byl všeobecně vyšší (57 % plošek) než součet ploch nedávných (37 % plošek) a perzistentních (12 % plošek) ve všech ZÚ (Novotný et al. 2017). Podíl stabilních plošek v roce 2014 ve sledovaných zemědělských krajinách, tedy těch, které se od roku 2014 výrazně nezměnily, je nejvyšší na Kouřimsku a nejnižší na Písecku (viz Tabulka 12).

Celkově lze tedy pozorovat vzestupný trend plošného podílu MDV v zemědělských krajinách. Rozloha perzistentních ploch MDV byla pouze 28 ha. Sekundární sukcesí dochází k rozvoji stávajících plošek (na 227 ha; průměrně 38.5 % z počtu plošek v roce 2014). Zároveň ale došlo ke vzniku množství nových plošek na 294 ha (průměrně 54.8 % plošek v roce 2014).

Množství MDV pohlčené lesem vstoupalo s nadmořskou výškou - 6.3 %, 17.5 %, 61.3 % MDV z roku 1954 na Kouřimsku, Písecku a Děčínku v daném pořadí. Zarůstání krajiny pionýrskými dřevinami, expanzivními a invazivními druhy ohrožuje nejen MDV ale i louky, pastviny. Trend zarůstání krajiny pozorují ve svém studijním území Demková a Mida (2014), ale dochází k němu také v jiných pahorkatinách a hornatinách ve střední a východní Evropě (Müller a Monroe 2008; Vidican 2009;

Baumann et al. 2011; Lieskovský et al. 2013). Opouštění půdy, charakteristické pro výšše položená místa, jmenují jako důvod zarůstání nelesních ploch MDV a jejich transformace v les také Plieninger et al. (2006), Kümmerle et al. (2006) a Demková a Lipský (2015).

Pokles počtu plošek MDV podél silnic lze připisovat změně hustoty cestní sítě, zejména poklesu délky polních cest vlivem scelování pozemků ve 2. polovině minulého století (Jech 2001). Zároveň Novotný et al. (2017) konstatují, že doprovodná vegetace vodních toků je nejstabilnějším typem MDV.

Na základě sjednocení kategorií MDV stromořadí, pruhů a pásů podél přírodního prvku, nejčastěji vodního toku či plochy a stejně tak stromořadí, pruhů a pásů podél silnic lze porovnat krajiny zemědělské a horské. Většina MDV podél vodních toků a silnic se zachovala zejména na Kouřimsku, tedy v nižších nadmořských výškách. Zároveň se na Kouřimsku rozvinulo více plošek podél silnic než podél vodních toků. MDV podél VT ubylo nejvíce ze zemědělských krajin na Kouřimsku, zároveň přibylo na Děčínsku. Nejvíce nových koridorů podél vodních toků vzniklo na Písecku, podél silnic na Děčínsku. Tato zjištění korespondují s těmi Novotného et al. (2017): ve vyšších polohách, na Žďársku došlo k mírnému poklesu MDV doprovázejících silnice, ale zároveň k výraznému nárůstu v Podkrkonoší (o více než 100 %) a v Krkonoších (o zhruba 50 %) (Novotný et al. 2017). To může být připsáno extenzifikaci využití krajiny v těchto marginálních oblastech. U MDV doprovázející vodní toky lze konstatovat v Podkrkonoší i v Krkonoších pokles, v Krkonoších výraznější. Souhrnně se plošky MDV nejčastěji rozvinuly na úkor OP, TTP, lesů ale i zastavěných ploch (Novotný et al. 2017), což koresponduje s trendy v zemědělských krajinách, kde byla MDV nahrazena zejména OP a TTP a na Děčínsku pohlcena lesem.

Z hlediska souvztažnosti s přírodními podmínkami byla MDV předmětem několika studií. Demková a Lipský (2015) hledali vztah mezi strukturními kategoriemi MDV, nadmořskou výškou a sklonem. Podle výsledků jejich studie je nejvíce prvků MDV v nejvyšších polohách na kamenicích. Na pozemcích se sklonem svahu vyšším než 12° najdeme MDV na mezích, kamenicích a zamokřených stanovištích. Prvky MDV podél vodních toků a ploch jsou rovněž v průměrně nejnižší nadmořské výšce. Dle výsledků případové studie C jsou plošky MDV, které doprovázely vodní toky v nižších nadmořských výškách v roce 1954, nejvíce perzistentní; zároveň však došlo také ke

vzniku vysokého počtu nových plošek podél vodních toků, které zasahovaly do vyšších nadmořských výšek, zejména na Písecku (průměrná nadmořská výška 386 m n. m.).

Dle publikace Demkové a Lipského (2017) byl pro MDV v oblasti Vrbovce v Bílých Karpatech prokázán vliv půdního typu na přítomnost MDV. Také Sklenička et al. (2009) podporují provázanost přítomnosti koridorů MDV s úrodností půdy, kde vyšší podíl MDV leží na méně úrodných půdách. Výsledky Demkové a Lipského (2017), stejně jako výsledky této dizertační práce, ukazují ale pravý opak. Koridory na Kutnohorsku se nacházejí v dané oblasti zejména na černozemích. Nejmenší podíl MDV v obou oblastech byl na kambizemích a rendzině. Vysoký podíl pobřežní vegetace v obou ZÚ roste na úrodných fluvizemích a černicích, další vegetace na černozemích (Demková a Lipský 2017). Podle výsledků případové studie C připadá nejvíce plošek MDV právě na kambizemě (více než 60 % z počtu plošek v roce 1954 i 2014). Zároveň byl v ZÚ zaznamenán také vysoký počet plošek na černozemích (1954 — 19.4 %, 2014 — 17.8 %). Od roku 1954 na černozemích zaniklo jen 0.6 % plošek MDV, na kambizemích 36.2 %. Zároveň na těchto dvou půdních typech došlo k rozvoji a vzniku největšího počtu plošek MDV (viz Obrázek 17). Výsledky jsou tedy značně odlišné od Demkové a Lipského (2017), což lze odůvodnit variabilitou půdních podmínek mezi studovanými lokalitami. Přesto i výsledky předkládané v této práci konstatují statisticky průkazný vliv půdního typu na přítomnost MDV. Dle výsledků půdní podmínky prokazatelně ovlivňují i velikost a tvar plošek MDV.

Prostorová konfigurace MDV byla hodnocena na území České republiky jen v několika studiích. Obdobné metrie k jejímu hodnocení po jeden časový horizont použili Demková a Lipský 2017. Ti konstatují na Kutnohorsku průměrnou velikost plošek MDV v roce 2010/11 celých 953 m², v Bílých Karpatech 742 m². V ZÚ sledovaných v předkládané dizertační práci dosahují hodnoty MPS plošek MDV v roce 2014 4 860 m² na Kouřimsku, 4 021 m² na Písecku a 2 957 m² na Děčínsku. Jde tedy o výrazně rozsáhlejší plošky. Hustota plošek na Kutnohorsku v roce 2010/11 (15/ha) byla srovnatelná s tou na Kouřimsku a Písecku — ve více intenzivních zemědělských krajinách. Na Písecku, na rozdíl od Kutnohorska, kde je hodnota MNND obdobná jako na Písecku v roce 1954 (83 na Kutnohorsku v roce 2011 vs. 90 na Písecku v roce 1954 a 39.1 v roce 2014), došlo k výraznému zvýšení konektivity.

Pokles MNND plošek MDV ve studii Plieninger et al. (2012) (z 31.8 v roce 1964 na 27.1 v roce 2008) značí v dané intenzivní zemědělské krajině v Německu také nárůst jejich konektivity. Krajina Bílých Karpat je svou nízkou MPS a vyšší hustotou plošek MDV (35/km²) specifická, jedná se o drobné struktury tvořící specifické krajinné prvky. Stejně tak je specifická prostorová konfigurace plošek MDV na Děčínsku, kde ale došlo vlivem opuštění tamní krajiny k jejich samovolnému rozrůstání v rámci procesu sekundární sukcese, čemuž odpovídají vyšší hodnoty hustoty plošek MDV jak v roce 1954, tak v roce 2014 (25 a 27/km² v daném pořadí) a zároveň lepší konektivita plošek MDV, která je v porovnání s oblastí Bílých Karpat lepší (28 oproti 65 v Bílých Karpatech). Studie Demkové a Lipského (2015) uvádí na stejném území Bílých Karpatech výrazný pokles počtu plošek MDV a zároveň jejich pokles ve výměře. MPS plošek MDV se mezi lety 1949 a 2011 snížila z 309 m² na 742 m². Zároveň se snížila zhruba na polovinu celková délka okrajů v daném území, což značí v kombinaci s nárůstem MPS, výrazné zjednodušené plošek. Nárůst ED (ze 76.4 na 92.9 m/ha) v kombinaci s poměrně stabilní hustotou plošek (1964 — 64/km², 2008 — 68/km²) ve studii Plieninger et al. (2012) ve východním Německu také značí zjednodušení tvaru plošek MDV.

Z hlediska přítomnosti charakteristického typu MDV — agrárních valů a teras (historických krajinných struktur) a jejich prostorovému uspořádání lze ZÚ Děčínska zařadit mezi tradiční kulturní krajiny (Solymosi 2011; Fischer et al. 2012). Celé území je součástí CHKO České středohoří, zahrnující geomorfologicky jedinečný celek. Nejspíš se tedy nejedná o příliš reprezentativní území pro studium MDV. Zároveň ale několikrát zmiňované území Bílých Karpat je také specifické přítomností historických krajinných struktur. Jako nejvhodnější management těchto dochovaných plůžin se podle Skleničky et al. (2017) zdají být TTP na méně úrodných půdách, kde majitelé pozemků získávají dotace jako podporu v LFA vzhledem k omezením plynoucím z plánů péče tamních chráněných území. ZÚ Děčínska je příkladem takto udržované lokality rozsáhlého systému historických krajinných struktur v České republice. Je zde vysoký podíl ekologicky obhospodařovaných TTP, kde v rámci myšlenky udržitelnosti využívání přírodních zdrojů se právě ekologické zemědělství jeví jako vhodná cesta. Během terénního šetření bylo ale zaznamenáno množství lokalit, kde

skot narušoval agrární valy (okus dřevin, omezení bylinného patra či rozvalení kamenů), tak typické pro tuto krajinu a její ráz.

Celkové množství trvalé zeleně v krajině se procesem rozrůstání MDV zvýšilo, a proto jej nelze hodnotit negativně. Podle Demkové a Lipského (2015) se např. ekologická stabilita, vodohospodářská funkce nebo protierozní ochrana krajiny mohla zvýšit; rozmanitost a biodiverzita se naopak mohly snížit.

Zemědělské krajiny s vysokým podílem polopřirozených stanovišť, tedy i MDV, a ekologicky obhospodařovaná území jsou spojována s vyšší druhovou bohatostí než jejich protějšky (Benton et al. 2003; Batáry et al. 2011; Tuck et al. 2014). Také podle (Grashof-Bokdam et al. 2009) vyžaduje zlepšení diverzity zemědělské půdy ustavení dobře propojené sítě remízků skrze lineární či drobné plošné prvky MDV, kde právě specifické krajinné mozaiky jsou potřebné k podpoře resilience agro-ekosystémů proti méně i více výrazným, malo- či velkoplošným disturbancím (Tscharntke et al. 2005).

Prostorové rozmístění MDV v zájmových územích na Kutnohorsku a v Bílých Karpatech považují Demková a Lipský (2017) za podstatně nerovnoměrné. Doporučují vyplnit mezery a stanovit opatření k omezení větrné eroze a zvýšit retenční schopnosti krajiny. Stejně tak Supuka et al. (2013) navrhují v zemědělské krajině nedaleko Nitry vytvoření nových prvků MDV, zejména na úkor orné půdy. V rámci zvýšení ekologické stability území, ochrany půdy před erozí, podpory kulturních a estetických hodnot krajiny navrhují doplňující systém remízků s lineárními MDV s cílem zmenšit rozlohu polí na maximálně 50 ha. Doporučují také umístění lineárních prvků MDV — alejí podél silnic, vodních toků vč. kanálů a na svazích ohrožených erozními procesy.

Potenciálem MDV v krajině je multifunkčnost těchto krajinných prvků. Plieninger et al. (2012) využili ve své studii zaměřené na dynamiku MDV vybrané krajinné metrie jako indikátory ekosystémových služeb na krajinné úrovni. Celkový nárůst ploch MDV mezi lety 1964 a 2008 ve východním Německu byl podle dané studie doprovázen nárůstem ekosystémových služeb spojených se zemědělstvím. Ekosystémové služby zprostředkované hmyzem (oplenění, boj se škůdci atd.) jsou závislé na přítomnosti vyspělých a nenarušovaných společenstev, jako jsou právě dřeviny v bezprostřední blízkosti orné půdy (viz např. Haenke et al. (2014), Duflot et

al. (2017), Holzschuh et al. (2010). To je zvlášť důležité v intenzivně obhospodařovaných zemědělských krajinách, kde má MDV útržkovitý charakter, a tak Plieninger et al. (2012) ve své studii pozorovali jen mírný nárůst těchto služeb. Zároveň ale zaznamenali velký nárůst služby čištění vody, protože se MDV rozšířila tam, kde může tuto službu poskytovat nejefektivněji, tedy podél vodních toků a ploch. Potvrzují tak, že poskytování ekosystémových služeb v zemědělských krajinách je ovlivněno i konfigurací krajiny (Goldman et al. 2007).

Multifunkční charakter prvků MDV je popsán již v kapitole 4.3.1. V kontextu klimatické změny lze uvažovat o MDV také jako o disipačních strukturách pozitivně podporujících mikroklima. MDV lze v rámci funkčních typů biotopů dle Seják et al. (2010) zařadit do křovin xerothermních, mezofilních, mokřadních, solitérních stromů a alejí. Souhrnně tyto kategorie evapotranspirují 300 (200 u xerofytních) až 700 l/m² za rok (nejvíce mokřadní křoviny). Na malém vodním cyklu se podílí 200 (50 u xerofytních) až 550 l/m² za rok (nejvíce opět křoviny mokřadní). Za rok tyto biotopy vyprodukují průměrně zhruba 1.25 kg biomasy/m² a v rámci fotosyntézy vytvoří průměrně 1.29 kg O₂/m². V porovnání s hodnotami pro lužní lesy (evapotranspirace 700-900 l/m² za rok, malý vodní cyklus 600-800 l/m² za rok, produkce biomasy 2.03 kg/m² za rok a kyslíku 2.17 l/m² za rok) nejsou tyto hodnoty příliš vysoké, ale je třeba si uvědomit, že se jedná o ostrůvky vegetace v orné půdě či TTP, které mají dané hodnoty výrazně nižší (Seják et al. 2010).

Je nutné také poznamenat, že konektivita MDV podporuje pohyb rostlin a živočichů v krajině, což se ale může týkat i těch nepůvodních a invazních. Studií na míru invadovanosti MDV nepůvodními druhy dřevin a rostlin není mnoho. Machová (2010) hodnotila invadovanost agrárních valů na Lounsku a Verneřicku, v oblasti Českého Středohoří, kam spadá i ZÚ Děčínsko. Zkonstatovala vyšší míru invadovanosti v okolních nelesních porostech v obou lokalitách. Více nepůvodních druhů rostlin bylo zjištěno na valech v chladnější oblasti Verneřicka (40, z toho 1 invazní neofyt netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora* — v *grey* listu dle Pergl et al. 2016b) než v teplejší oblasti Lounska, která byla méně rozsáhlá (35, z toho 3 invazní neofyty: turanka kanadská (*Conyza canadensis*) — na *black* listu dle Pergl et al. 2016b); bělotrn kulatohlavý (*Echinops sphaerocephalus*) — na *black* listu dle Pergl et al. 2016b); ovsík vyvýšený (*Arrhenaterum elatius*) — na *black* listu dle Pergl et al.

2016b). Vegetačním složením porostů MDV se zabývají také Supuka et al. (2013), kteří konstatují, že vysázené větrolamy a erozní pásy jsou v jimi sledovaných územích z 80 % tvořeny porosty *Robinia pseudoacacia* (zařazen v *black* listu dle Pergl et al. 2016b). Demková a Lipský (2015) v liniových porostech podél komunikací v okolí obce Vrbovce v Bílých Karpatech (Slovensko) konstatovali přítomnost nepůvodního jírovce maďalu (*Aesculus hyppocastanum*), *Robinia pseudoacacia* a modřínu opadavého (*Larix decidua*). Deckers et al. (2005) v Belgii uvádějí 20 % podíl nepůvodních druhů v rámci vegetace živých plotů.

11.2.3 DISTRIBUCE IAS V OKOLÍ CHÚ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY

Ve shodě se stanovištní preferencí invaduje *Solidago* spp. více člověkem ovlivněné biotopy. V porovnání s ostatními mapovanými IAS roste více na stanovištích devastovaných a degradovaných lidskou činností (viz Tabulka 15 a Obrázek 23). Zároveň stejně jako Kořínková et al. (2006b) lze konstatovat negativní vztah mezi výskyty *Solidago* spp. a nadmořskou výškou (viz Obrázek 25). Pyšek (2001b) tvrdí, že rozsah invaze *S. canadensis* je podstatně vyšší než u *S. gigantea*, což potvrzují i výsledky z tohoto mapování. Celková invadovaná plocha *S. canadensis* je mnohem vyšší než u *S. gigantea* a zároveň celkový počet lokalit tohoto taxonu je nejvyšší v rámci mapovaných druhů (viz Tabulka 15. Invaze *S. gigantea* je z prostorového hlediska méně homogenní než *S. canadensis* (177 vs. 391 m²).

H. mantegazzianum ve srovnání se *Solidago* spp. invadoval oblasti ve vyšších nadmořských výškách (viz Obrázek 25). Invadované lokality se nacházely zejména na mezofilních loukách, okrajích lužních a mokřadních lesů, aluviálních a vlhkých luk, okrajově průmyslové areály a okolí dopravní sítě, což odpovídá stanovištním preferencím dle odborné literatury. Tento druh dosahuje v rámci zmapovaných lokalit nejvyšší průměrné rozlohy výskytu — 379 m².

Výskyty invazních taxonů rodu *Fallopia* byly méně početné (6.2 % z celkového počtu). Výsledky potvrzují, že *F. japonica* je vázána na stanoviště podél vodních toků nejvíce (Pyšek et al. 2012a; Pyšek Mandák 2001). Početnost lokalit *F. japonica* byla vyšší než u *F. sachalinensis* a *F. xbohemica* (118 vs. 6 a 75). Z hlediska plošného rozsahu byla průměrná rozloha invaze *F. japonica* výrazně menší než *F. sachalinensis* (zhruba 88 vs. 183 m²), což odpovídá tvrzení Pyška a Mandáka (2001), že *F.*

sachalinensis vytváří mohutnější porosty než *F. japonica*, která má spíše více drobnějších lokalit. Podíl výskytů *F. xbohemica* byl vyšší než u *F. sachalinensis*, průměrný rozsah lokality ještě nižší než u *F. japonica* (zhruba 29 m²), což poukazuje na roztroušený charakter invaze tohoto taxonu.

I. glandulifera byla druhým nejpočetněji zaznamenaným druhem IAS v rámci této případové studie (viz Tabulka 15).

). Jak je konstatováno v literatuře, nachází se na březích většiny řek. To odpovídá míře invadovanosti stanovišť jako mokřadní a pobřežní vegetace, plochy přiléhající s přírodními vodními toky odkud se šíří také na aluviální a vlhké louky, do přilehlých bučin (zejména v oblasti Labských pískovců) a lužních a mokřadních lesů. Vzhledem k tomu, že *I. glandulifera* vytváří rozsáhlé neprostupné porosty na březích řek, dosahuje průměrná rozloha jejího výskytu 294 m². Zároveň byl tento IAS nalezen nejčastěji v kombinaci s *Fallopia* spp.

Z přírodních stanovišť byla jako nejvíce invadovaná zkonstatovány hospodářské louky (*Solidago* spp. a *H. mantegazzianum*), ve větší míře i nepůvodní křoviny, mokřady a pobřežní vegetace (*I. glandulifera*), viz Tabulka 15.

To odpovídá stanovištním preferencím sledovaných neofytů. V kontextu chráněných území se u mokřadních a pobřežních stanovišť jedná mnohdy o předměty ochrany daných EVL, jak je tomu např. u EVL Labské údolí.

Vázanost na vodní toky byla prokázána více pro *Solidago* spp. a *Fallopia* spp. To lze metodicky odůvodnit tím, že v EVL kolem řek (Labe, Berounka), kde je obecně vysoký podíl výskytů *I. glandulifera* a taxonů *Fallopia*, nebyla řeka brána jako vodní tok, ale jako vodní plocha. Přesto je ale z výsledků studie patrná jejich stanovištní afinita.

Vzhledem k tomu, že říční toky jsou snadno invadovány a slouží také jako tzv. nášlapné kameny v počátcích šíření pro druhy jako *F. japonica*, *F. sachalinensis*, *I. glandulifera* (Pyšek a Prach 1993), ale také pro slunečnici topinambur (*Helianthus tuberosus*) (Řehořek 1997), javor jasanolistý (*Acer negundo*) (Erfmeier et al. 2010), je nutné jim věnovat značnou pozornost. Tomu přikládá důležitost i Richardson et al. (2007), kteří říční toky považují za dálnice pro šíření propagulí IAS i na dlouhé vzdálenosti. Například v EVL Labské pískovce probíhá pravidelná eradikace *I. glandulifera* a *Fallopia* spp. v blízkosti toku řeky Labe, kam je koncentrována

většina výskytů (poznatky z terénního mapování), tedy snaha o zamezení šíření do okolí a podél toku.

Míra invaze uvnitř EVL je poměrně nízká (zóna A 0.3 %, zóna B 0.27%), ale výsledky této případové studie konstatují tlak IAS z okolní krajiny. Zejména *I. glandulifera* a *F. japonica* jsou dle výsledků vázány na vnitřek CHÚ, což souvisí s jejich stanovištní preferencí, která omezuje výskyty do okolí lužních lesů a vodních toků, a mokřadní stanoviště jsou častým předmětem ochrany mapovaných EVL (viz Obrázek 25). Uvnitř EVL bylo 20 % ze zmapovaných výskytů. Lokality v zóně A jsou spíše drobnějšího charakteru. Je tedy nasnadě včasná eliminace těchto lokalit tak, aby se nemohly stát ohnisky dalšího šíření. Zároveň ale v zóně B byla zaznamenána nejvyšší průměrná rozloha invadované plochy, což představuje hrozbu, protože lokality v této zóně se mohou stát právě ohnisky šíření do stanovišť, která jsou předměty ochrany EVL. Míra invadovanosti vnějších monitorovacích zón je v průměru vyšší než v rámci CHÚ (0.5 %). Nižší míra invadovanosti zóny D v porovnání se zónami C a E lze odůvodnit její výrazně vyšší rozlohou (průměrně 50 % mapované oblasti). Nejvyšší míru invadovanosti monitorovací zóny E (0.93 %) lze dát do souvislosti s přítomností silnic a železnic jako vektorů šíření. Tato zóna je zároveň nejméně plošně rozsáhlá a plochy invadované IAS jsou v průměru nejnižší. Důsledkem je v porovnání s ostatními zónami nejvyšší hustota výskytů IAS (0.46).

Z výsledků též vyplývá, že okolí EVL silně ovlivňuje míru invadovanosti v obou výše zmiňovaných zónách EVL. Silná pozitivní korelace mezi invadovaností okolní krajiny, kde probíhá běžné hospodaření a další lidské činnosti, a invadovaností evropsky významných biotopů EVL v rámci zóny A ukazuje, že úspěšná obrana proti šíření IAS spočívá v zabránění jejich rozšíření i do bezprostředního okolí chráněných lokalit. Výsledky případové studie potvrzují již dříve zjištěnou vazbu mezi přírodě blízkým prostředím v okolí CHÚ a nízkou invadovaností uvnitř nich (Jarošík et al. 2011; Mack a Lonsdale 2002).

Studie Pyška et al. (2003) z ČR a Foxcroft et al. (2011) z Jihoafrické republiky dokazují, že hranice CHÚ funguje jako efektivní bariéra proti proniknutí IAS. Většina invazních druhů se k chráněné lokalitě dostala z okolní krajiny až po vyhlášení CHÚ (Pyšek et al. 2003a) a míra proniknutí a faktory ovlivňující CHÚ mohou být predikovány na základě charakteristik okolní krajiny.

V ČR bylo v minulosti zjištěno nižší zastoupení neofytů v maloplošných CHÚ (18 %) oproti okolní krajině (85 %) (Pyšek et al. 2002a). Bylo též zjištěno, že invadovanost se pro jednotlivé lokality od sebe navzájem velmi liší, což znesnadňuje jakoukoliv generalizaci (Foxcroft et al. 2014). To potvrzují i výsledky této případové studie — je možné nalézt geografické a geomorfologické podobnosti ovlivňující invadovanost jednotlivých EVL, nikoli však obecné trendy ve výskytu jednotlivých IAS. Zastoupení jednotlivých druhů se ve vybraných EVL liší, nižší pokryvnost některých IAS je však zapříčiněna výběrem modelových lokalit (např. nízké zastoupení taxonů rodu *Fallopia*).

Zjištění, že výskyt IAS je variabilní v různých oblastech, znesnadňuje navržení obecných opatření pro ochranu ochránářsky cenných částí EVL.

Management CHÚ (zejména těch velkoplošných) je omezen finančními prostředky a pracností terénního mapování. Vymezení monitorovacích zón pro zhodnocení ohrožení šířením IAS v jiných člancích není.

Samotná CHÚ mají zákonné ochranné pásmo 50 m (podle § 37 zákon o ochraně přírody a krajiny), které se zdá být omezeným nástrojem pro včasnou detekci přítomnosti IAS a zabránění či kontrolu jejich šíření dovnitř. Ze zmapovaných dat vyplývá, že se v tomto ochranném pásmu nacházelo jen 14 % ze zmapovaných výskytů mimo CHÚ. Průměrná hustota výskytů IAS tam dosáhla 0.14 IAS/ha, tedy poměrně hodně v porovnání s vnějšími monitorovacími zónami (viz Tabulka 16), což je dáno způsobem prostorového vymezení zón (prostorové u ochranného pásma vs. stanovištně kvalitativní u monitorovacích zón).

Podle Jarošíka et al. (2011) jsou krajinné charakteristiky určujícími predikory invaze z okolí a mohou sloužit k nasměrování managementu IAS v rámci proaktivních opatření při manipulaci s krajinnými prvky v blízkosti CHÚ pro prevenci jejich proniknutí dovnitř CHÚ. Zároveň predikory ovlivňující invadovanost CHÚ zevnitř mohou být použity k identifikaci oblastí vysokého ohrožení šířením IAS ke zlepšení hospodárného managementu, k lokalizaci míst k včasné eradikaci (Jarošík et al. 2011).

Determinace lokalit náchylných k invazi je na základě výskytů možná nejen dle typu biotopů (Pyšek et al. 2002b; Jarošík et al. 2011), ale též na základě geomorfologických charakteristik (Pěkníková et al. 2015). Podle Deckera et al. (2012)

bohatství nepůvodních druhů koresponduje také s faktory prostředí jako hustota lidské populace, podíl orné půdy či veřejných ploch v krajině. Jejich výskyt je pozitivně korelován s krajinnými metriemi jako hustota okrajů, Simpsonův index a IJI; negativně pak s průměrnou rozlohou plošky (Kumar et al. 2015). Jarošík et al. (2011) identifikoval jako proměnné s největším vlivem na výskyt vybraných druhů průměrný roční odtok z povodí, jako méně významný pak hustotu silniční sítě v okruhu do 50 km od hranic CHÚ. Z proměnných uvnitř CHÚ se jedná o vegetační typ a přítomnost říčního toku. Zemědělské krajiny s jejich zjednodušující se mozaikou nejsou příliš dobrým prostředím pro IAS, ale zároveň zde hraje svou roli všeobecný rozvoj zpevněných ploch, zejména infrastruktury. Ve světle trendů krajinné změny biologické invaze představují významnou hrozbu (Aronson et al. 2007). Role MDV jako koridorů šíření IAS je zmíněna výše. CHÚ v této studii jsou většinou oklopena zemědělskou či lesozemědělskou krajinou. Množství CHÚ v blízkosti vesnic a měst je vysoké, na těchto lokalitách je hrozba invaze nejvyšší. Zásadní roli při šíření IAS mají také vektory šíření – vodní toky, cestní infrastruktura, intravilán navazující na volnou krajinu a lesnické hospodaření. Dalším faktorem je podle Pyška et al. (2002a) turistický ruch v okolí i uvnitř CHÚ.

Vhodným nástrojem k podchycení možných lokalit IAS v rámci principu včasné prevence mohou být modely vhodných stanovišť (angl. *habitat suitability models*), jak dokládá Crall et al. (2013). Klíčová jsou zde ale vstupní data a jejich kvalita pro zkalibrování modelu. Podle Pluess et al. (2012) tedy může být správná zonace doprovázená vhodnou stratifikací ochrannářských opatření funkční ochranou CHÚ proti šíření nepůvodních invazních druhů.

12 ZÁVĚRY

Dizertační práce je zaměřena na propojení poznatků krajinné ekologie, zejména na význam změn krajinné struktury a dopady změn krajiny na celkovou biodiverzitu. Závěry jsou shrnuty pro jednotlivé případové studie. Kde je to možné, jsou předložena doporučení pro praktickou ochranu přírody a krajiny.

12.1 ZMĚNA BIODIVERZITY ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY

Z hlediska hodnocení vývoje krajinné makrostruktury byl ve studovaných zemědělských krajinách zaznamenán pokles intenzity využívání půdy, který zároveň vzrůstá s nadmořskou výškou ZÚ. Antropogenní tlak na krajinu ve všech ZÚ poklesl. Byl zjištěn pokles ploch orné půdy, rozvoj lesních porostů a MDV, spolu s rozvojem zastavěných ploch. Nejméně výrazná dynamika byla zaznamenána na Kouřimsku, nejvyšší na Děčínsku. Děčínské ZÚ se výrazně liší od ostatních vzhledem k jeho geografické poloze a odlišnému historickému vývoji. Míra extensifikace využití krajiny v tomto ZÚ je výrazně vyšší. Celková dynamika LC sledovaných ZÚ odpovídá celostátnímu trendu změny krajiny - tedy nárůstu podílu zastavěných ploch a lesů.

Detailní sledování trajektorií změn LC konstatují jako obecně nejvíce perzistentní plochy kategorií URB, VP A LES. Na Kouřimsku byly nejvíce perzistentní plochy OP, na Písecku a Děčínsku lesy. Trajektorie LC se mezi ZÚ liší. V souvislosti s procesy sekundární sukcese se les rozvinul nejvíce na Děčínsku na úkor OP, TTP, MDV a sadů. PBS se rozvinula nejvíce na Písecku na OP, na Kouřimsku na úkor TTP. Trvalé travní porosty nahradily OP zejména na Děčínsku a Písecku.

Diverzita zemědělské krajiny byla hodnocena pomocí krajinných metrií retrospektivním porovnáváním současného stavu a stavu v roce 1954. ZÚ Děčínsko se opět od ostatních dvou ZÚ liší. Nárůst velikosti plošek, zjednodušení jejich tvaru a mírný pokles ukazatelů SIEI a SIDI jsou v kontrastu se změnou metrií na Kouřimsku a Písecku. Tam se velikost krajinného zrna naopak zvýšila a došlo tedy k mírné fragmentaci krajiny. Na Písecku došlo zároveň k výraznějšímu zjemnění zrna krajiny než na Kouřimsku. Na základě nižších hodnot sledovaných krajinných metrií na Kouřimsku lze konstatovat, že je zde nejnižší krajinná diverzita ze všech tří porovnávaných ZÚ, nejvyšší byla na Písecku. Zároveň ale došlo na Kouřimsku k nejvyššímu nárůstu SIDI a SIEI, zatímco na Děčínsku byl zaznamenán mírný pokles.

Lze tedy konstatovat, že ačkoliv došlo k poklesu intenzity využívání sledovaných zemědělských krajín, k roku 2014 se biodiverzita na krajinné úrovni ve sledovaných ZÚ po více než 25 letech od politické změny ke stavu krajinné struktury v 50. letech nenavrátila, ani se mu nepřiblížila. Obnovení krajiny v rámci post-komunistické transformace není reálné vzhledem k jiným vlastnickým poměrům a způsobu hospodaření. Namísto toho se krajina vyvíjí jiným směrem i vlivem jejího konzumeristického způsobu využívání.

Na základě výsledků mé práce souhlasím s tvrzením Bastian et al. (2006), že management krajiny, resp. krajinné plánování, se musí vypořádat s rostoucími nároky společnosti vedoucími k produktivní, ekologicky zdravé a atraktivní multifunkční venkovské krajině. V rámci myšlenky udržitelnosti využívání přírodních zdrojů se jeví jako vhodná cesta ekologické zemědělství, pokračující podpora krajinných prvků v rámci společné zemědělské politiky, drobných zemědělců a ekologické výchovy umožňující pochopit komplexnost krajinného systému a jeho propojení se společností. Tomu může napomoci chápání krajiny jako koncept či směrnice, použitelné podle Axelssona et al. (2012) jako přístup k implementaci udržitelnosti.

12.2 DŘEVINNÁ VEGETACE V KRAJINĚ ZASAŽENÉ/NEZASAŽENÉ TĚŽBOU

Vývoj krajiny Sokolovska v rámci případové studie dynamiky dřevinné vegetace mezi lety 1842 a 2010 byl radikální vzhledem k vlivu těžebních aktivit v ní. Významné změny distribuce a rozsahu prvků dřevinné vegetace byly výsledkem různorodých a často konfliktních hybatelů a faktorů. Celkově došlo k nárůstu podílu dřevinné vegetace v krajině zasažené i nezasažené povrchovou těžbou hnědého uhlí. V případě těžební krajiny jsou důvodem rozvoje dřevinné vegetace výsadba rekultivačních porostů a porostů spontánní sukcese jako výsledek těžebních aktivit v dané oblasti. V netěžební krajině došlo k nárůstu podílu dřevinné vegetace zejména v souvislosti s výsadbou lesních porostů. Výsledky ale poukazují na to, že kromě absolutních změn rozlohy jednotlivých kategorií, je důležité zabývat se také časoprostorovou dynamikou na krajinné úrovni, s ohledem na to, že trajektorie změn mohou podhalit komplexitu historie dřevinných porostů. Povrchová těžba

hnědého uhlí, extensifikace využití krajiny a rozvoj urbánních ploch hrály významnou roli v utváření obrazu této krajiny, včetně dřevinných porostů.

Nedávno založené lesní porosty a sukcesní dřevinná vegetace nahradily zejména TTP z roku 1842. Lesnické rekultivace, které se realizovaly po ukončení těžebních činností, zajistily kontinuitu vývoje dřevinných porostů v těžební krajině. V oblastech nezasažených těžbou je tato kontinuita zajištěna produkčními lesy. Důvody vedoucí k úbytku dřevinných porostů se mezi těžební a netěžební krajinou liší. Těžba uhlí je hlavním faktorem v těžební krajině, v netěžební je to urbanizace. Různé kategorie DV vykazují variabilní dynamiku změn vzhledem k jejich strukturní a funkční odlišnosti. Případová studie dokládá, že je relevantní hodnotit změny těchto kategorií zvlášť a že obdobný přístup může být použit pro hodnocení dalších krajinných prvků (jako např. vodních ploch a mokřadů). Daná metodika může být také použita pro monitoring úspěchu rekultivačních aktivit a dalších obnov ekosystémů. Je důležité sledovat vývoj dřevinných porostů v těžební a netěžební krajině zvlášť, protože těžební aktivity určují jejich výskyt a podíl.

Hlavním přínosem této studie je důkaz, že GIS analýza může být efektivním nástrojem pro odhalení prostorového detailu a komplexnosti na první pohled jednoznačného vývoje výskytu a rozsahu lesních, nelesních a rekultivačních dřevinných porostů v krajině zasažené a nezasažené těžbou hnědého uhlí. Trajektorie změn nám napomáhají více porozumět dynamice dřevinných porostů na krajinné úrovni, včetně znalosti procesu změny a stability, což může vést k lepšímu pochopení interakce mezi společnostmi, krajinou a její dynamikou.

12.3 POROSTY MIMOLESNÍ DŘEVINNÉ VEGETACE V SOUVISLOSTECH SE ZMĚNAMI ČESKÉ ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY

Případová studie se zaměřila na tři typy zemědělských krajin, kde přítomnost prvků MDV je klíčová pro zajištění jejich fungování. Konstatovaný nárůst podílu MDV v zemědělských krajinách mezi lety 1954 a 2014 koresponduje s trendy v jiných studiích ve střední Evropě. Počet plošek MDV se významně změnil ve všech ZÚ.

Konstatovaný pokles intenzity antropogenního tlaku v zemědělské krajině koresponduje s rozvojem ploch MDV. Množství trvalé zeleně v krajině se tímto procesem zvýšilo, což nelze hodnotit negativně. Pozitivní vliv nárůstu podílu MDV na

diverzitu krajiny však nelze potvrdit. V ZÚ Děčínsko byl zaznamenán nejvyšší nárůst podílu MDV, ale zároveň mírný pokles diverzity na krajinné úrovni. Na Kouřimsku došlo k nejvyššímu nárůstu podílu MDV, ale krajinná diverzita je v tomto ZÚ v porovnání s ostatními velmi nízká (ačkoliv došlo k jejímu nárůstu).

Trajektorie změn MDV poukázaly na vysokou perzistenci MDV na Kouřimsku. Na Písecku oproti tomu došlo ke vzniku množství plošek nových, což platí i pro Děčínsko, kde ale došlo i k výraznějšímu rozvoji plošek historických v rámci procesu sekundární sukcese. MDV se rozvinula zejména na OP a TTP, přičemž podíl takové transformace vzrůstal s nadmořskou výškou. Na Děčínsku byl výrazný podíl MDV pohlcen lesem. Plošky zcela zaniklé jsou obecně nejmenší, přičemž nejvyššího plošného rozsahu dosahují na Děčínsku, největšího na Písecku. Nejsložitější tvar plošek MDV byl konstatován na Kouřimsku (zejména plošky zaniklé), což odpovídá tlaku zemědělského obhospodařování. Obecně lze konstatovat pokles tvarové komplexity plošek MDV. Nejjednodušší tvar mají plošky MDV na Děčínsku, zejména v časovém horizontu roku 2014, kdy v jejich okolí najdeme zejména TTP, tedy extenzivní hospodaření. Tyto změny jsou v souladu s konstatovanými trendy celkové změny diverzity krajiny. Vzhledem k tomu, že ačkoliv se jedná o zemědělské krajiny, jsou ZÚ značně odlišná a nelze tedy konstatovat souhrnný trend trajektorií MDV.

Analýza vztahu mezi přírodními podmínkami a časoprostorovou perzistencí plošek MDV odhalila, že nejvíce je přítomnost ovlivněna pedologickými poměry (méně jejich nadmořskou výškou). Nelze tedy potvrdit rozvoj MDV na neúrodných půdách. Souhrnně nejvíce ovlivňují tvar a rozlohu plošek MDV přítomný půdní typ a přítomnost vodního toku. Průměrná rozloha plošky MDV byla nejvíce ovlivněná sklonem, půdním typem a přítomností vodního toku či silnice. S narůstající nadmořskou výškou i sklonem došlo ke zjednodušení tvaru plošek, což je dáno vysokým počtem plošek v ZÚ Děčínska, u nichž se zjednodušila tvarová komplexita.

Více plošek MDV podél vodních toků ve vyšších nadmořských výškách zaniklo (ZÚ Děčínsko) v porovnání s ploškami MDV stejných kategorií podél silnic. Zároveň došlo ve větší míře k rozvoji MDV ve vyšších polohách. Podél vodních toků zaniklo nejvíce plošek na Děčínsku, podél silnic na Kouřimsku, kde ale došlo k jejich opětovnému rozvoji. Na Písecku se rozvinuly nové plošky MDV zejména podél vodních toků, což koresponduje s konstatovanými trajektoriemi LC.

Změna prostorové konfigurace MDV, hodnocená pomocí krajinných metrií, se zaměřila na zhodnocení změny konektivity, fragmentace a izolovanosti plošek MDV v ZÚ mezi lety 1954 a 2014. Tvarová komplexita byla vyšší na Kouřimsku v roce 1954 i 2014, zřejmě vlivem okolních zemědělských aktivit. Na Děčínsku došlo k výraznému zjednodušení důsledkem rozvoje plošek v rámci sekundární sukcese. Nejvyšší rozsah tvarového indexu na Písecku koresponduje s ustavením doprovodné vegetace vodních toků a ploch, kde se jedná o plošky liniových tvarů. Míra fragmentace plošek MDV se dle souhrnné rozlohy jádrových území snížila. Nelze ale sledovat společný trend pro ZÚ. Vývoj hodnot krajinných metrií značí trend rozdrobení a zjednodušení se tvaru plošek MDV na Kouřimsku. Na Písecku došlo také ke zmenšení zrna krajiny, ale tvarová komplexita vzrostla. Výraznému zjednodušení tvaru plošek MDV na Děčínsku odpovídá pokles míry fragmentace plošek MDV. V souladu se všeobecným nárůstem podílu a rozlohy plošek MDV bylo zjištěno, že míra jejich izolovanosti ve více intenzivně využívaných oblastech poklesla. Konektivita plošek MDV na Písecku vzrostla, pravděpodobně rozvojem MDV v okolí vodních toků. Na Děčínsku naopak izolace poklesla zřejmě vlivem zjednodušení tvaru plošek MDV v rámci procesu sekundární sukcese. Ve všech ZÚ se plošky MDV samovolně rozrůstaly do okolí.

Rozvoj MDV je chápán pozitivně, protože jako přírodní a přírodě blízké krajinné prvky ve venkovské krajině mají velký ekologický význam – zvyšují biodiverzitu, usnadňují šíření a pohyb živočichů a rostlin a snižují riziko eroze a povodní (Lipský 2000). Mají ale význam i pro pohyb lidí a prostupnost krajiny, pro estetické hodnoty krajiny (Laštovička 2014).

Na základě vybraných ZÚ však nelze konstatovat všeobecný trend trajektorií MDV a jejich vztah k přírodním podmínkám. Přesto na teoretické úrovni, z hlediska krajinné ekologie, výsledky této případové studie přispívají k pochopení dynamiky změn MDV, a tím pádem i celé krajiny. Předložená případová studie se zaměřila na zhodnocení změny konfigurace určité skupiny krajinných prvků, kdy studií na toto téma není příliš mnoho. Z metodického hlediska se tedy jedná o použitelný podklad pro další rozvoj v tomto směru. Dalším tématem výzkumu může být, zda perzistence studovaných krajinných prvků podmiňuje jejich vyšší druhovou diverzitu. Vhodné by bylo přidat další území reprezentující zemědělské krajiny v jiných přírodních podmínkách.

12.4 DISTRIBUCE INVAZNÍCH DRUHŮ VYŠŠÍCH ROSTLIN V OKOLÍ CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ V KONTEXTU KRAJINNÉ ZMĚNY

Studie potvrzuje obecně platné zákonitosti šíření invazních druhů v krajině a sleduje vliv okolní krajiny na šíření invazních nepůvodních druhů do jejich člověkem nejméně ovlivněných částí. Stanoviště invadovaná jednotlivými mapovanými invazními druhy nepůvodních rostlin odpovídala jejich stanovištním preferencím. Souhrnně plošně nejvíce invadované byly hospodářské louky. Nejvyšší celková invadovaná plocha byla zaznamenána u *S. canadensis*, plošně rozsáhlá byla i invaze *I. glandulifera* a *H. mantegazzianum*. Nejpočetnější byly výskyty rodu *Solidago* spp. nejméně početné u taxonu *Fallopia* spp.

V kontextu monitorovacích zón odstupňovaných dle míry antropogenní disturbance lze konstatovat, že chráněná přírodní stanoviště nebyla invadována ve vysoké míře – jen 0.3 % (zejména *I. glandulifera*), ale zároveň více než stanoviště přírodní nechráněná v zóně B (0.27 %), kde převažovali *Solidago* spp. a *I. glandulifera*. Vysoký podíl *I. glandulifera* lze odůvodnit tím, že předměty zájmu mnoha EVL jsou stanoviště vázaná na vodní toky a jejich bezprostřední okolí. Stanoviště devastovaná lidskou činností jsou invadována nejvíce, přičemž nebyla zaznamenána vzestupná tendence invadovanosti s nárůstem disturbancí směrem ven z CHÚ do jeho okolí. Plošně nejvíce byly invadovány zóny C a D, zejména druhy *Solidago* spp. a *H. mantegazzianum*, tedy plochy se střední mírou antropogenního tlaku.

Jako nejvýznamnější faktor šíření IAS byla zkonstatována nadmořská výška, která ovšem ve vybraných územích spíše určovala polohu EVL v rámci ČR a jednotlivých regionů. Mapované lokality se mezi sebou v poměru invadovanosti jednotlivými IAS lišily, kdy na Karlovarsku ve vyšších polohách převažoval *H. mantegazzianum*. Oproti tomu *Solidago* spp. dominoval v oblastech s vyšším antropogenním tlakem. Výskyty *I. glandulifera* s příměsí *Solidago* spp. a *Fallopia* spp. dominovaly v EVL vyhlášených pro ochranu stanovišť vázaných na vodní toky, mokřady a lužní lesy. Tam je také nejvyšší podíl výskytů IAS uvnitř CHÚ. To je důvodem faktu, že invadovanost jádrového území *I. glandulifera* ve vztahu k ostatním zónám průkazně souvisela s mírou invadovanosti jen v přilehlé zóně B. Stejně tomu bylo u *F. japonica*. V tomto ohledu byly výsledky případové studie ovlivněny výběrem EVL. Vysoká míra

invadovanosti okolní krajiny znamenala zvýšenou přítomnost *H. mantegazzianum* a *Solidago* ssp. v samotném CHÚ. U mapovaných IAS v daných EVL tedy nelze konstatovat jednotný trend rozsahu invadovanosti jádrového území EVL ve vztahu k rozloze invadovaných ploch v jednotlivých monitorovacích zónách EVL.

Výsledky této práce jsou využitelné pro omezení šíření mapovaných IAS. Dále mohou být získaná data podkladem pro vymezení vhodnosti habitatů pro dané druhy, tedy včasné podchycení výskytů skrze stanovení ohrožených ploch. V kontextu krajinné změn, tedy nárůstu antropogenního tlaku na krajinu, lze zkonstatovat, že určitou roli hraje také charakteristika struktury krajiny v okolí CHÚ, což může být dalším předmětem výzkumu na základě dat hodnocených v rámci této dizertační práce.

13 SEZNAM TABULEK V DIZERTAČNÍ PRÁCI

Tabulka 1: Klasifikační klíč krajinného pokryvu použitý v rámci případové studie	72
Tabulka 2: Krajinné metrie použité pro posouzení diverzity krajiny v zájmových územích v letech 1954 a 2014	74
Tabulka 3: Absolutní změna jednotlivých tříd LC (v ha) v zájmových územích mezi lety 1954 a 2014 v kontextu s dynamikou počtu plošek v daných krajinách	77
Tabulka 4: Kontingenční matice změny kategorií krajinného pokryvu v zájmových územích (hodnoty v hektarech a procentech z původní rozlohy dané kategorie).	83
Tabulka 5: Sjednocené kategorie dřevinných porostů pro oba časové horizonty.	89
Tabulka 6: Časová perzistence plošek dřevinné vegetace v těžební a netěžební krajině Sokolovska.....	94
Tabulka 7: Trajektorie v rámci kontinuálních dřevinných porostů v netěžební krajině.	94
Tabulka 8: Trajektorie v rámci kontinuálních dřevinných porostů v těžební krajině	94
Tabulka 9: Kategorie perzistence plošek MDV	98
Tabulka 10: Kategorie půdních typů v zájmových územích.....	99
Tabulka 11: Krajinné metrie použité pro zhodnocení prostorové konfigurace MDV v zemědělské krajině zájmových území	100
Tabulka 12: Souhrnná rozloha plošek MDV různých kategorií perzistence a jejich podílu z MDV v daném časovém horizontu v zájmových územích.....	103
Tabulka 13: Výsledky MANOVA shrnující hodnoty Pillai statistiky pro jednotlivé charakteristiky prostředí a signifikantnost jejich vlivu na index tvaru plošky a její rozlohu.....	114
Tabulka 14: Stanoviště zahrnutá v jednotlivých monitorovacích zónách EVL.....	128
Tabulka 15: Plošný rozsah výskytů a podíl z celkové plochy invadované plochy daných druhem ve stanovištích dle kategorizace KVES.....	133
Tabulka 16: Poměry mezi průměrnou rozlohou monitorovacích zón a jejich mírou invadovanost - hustotou výskytů IAS	137
Tabulka 17: Korelační koeficienty invadovaných ploch v monitorovacích zónách ve vztahu k zóně A (jádrovému území EVL) pro jednotlivé druhy IAS.....	138

14 SEZNAM OBRÁZKŮ V DIZERTAČNÍ PRÁCI

Obrázek 1: Lokalizace modelových území případové studie	71
Obrázek 2: Změna kompozice krajiny - relativní podíl tříd krajinného pokryvu v zájmových územích v letech 1954 a 2014	77
Obrázek 3: Krajinný pokryv na Kouřimsku v letech 1954 a 2014	78
Obrázek 4: Krajinný pokryv na Písecku v letech 1954 a 2014	79
Obrázek 5: Krajinný pokryv na Děčínsku v letech 1954 a 2014	80
Obrázek 6: Změny krajinných metrií popisujících diverzitu krajiny v zájmových územích mezi lety 1954 a 2014	84
c	88
Obrázek 8: Detail metodického přístupu v rámci prostorové bi-temporální analýzy změny dřevinných porostů	90
Obrázek 9: Prostorová distribuce dřevinné vegetace různých kategorií časové perzistence na Sokolovsku	91
Obrázek 10: Změna podílu kategorií dřevinné vegetace:.....	93
Obrázek 11: MDV různých kategorií perzistence na Kouřimsku v letech 1954 a 2014	104
Obrázek 12: MDV různých kategorií perzistence na Písecku v letech 1954 a 2014	105
Obrázek 13: MDV různých kategorií perzistence na Děčínsku v letech 1954 a 2014.....	106
Obrázek 14: Průměrná velikost (A) a index tvaru (B) plošky MDV v kategoriích jejich perzistence v zájmových územích	109
Obrázek 15: Průměrná nadmořská výška plošek MDV (osa y) podél vodních toků a silnic dle kategorií perzistence (osa x - viz Tabulka 9).....	110
Obrázek 16: Početnost plošek MDV různých kategorií perzistence podél vodního toku a silnic v zájmových územích.....	111
Obrázek 17: Podíl plošek v jednotlivých půdních typech v rámci kategorií perzistence plošek MDV.....	112
Obrázek 18: Kontext polohy plošek MDV různých kategorií perzistence plošek z hlediska převažujícího sklonu a půdního typu	113
Obrázek 19: Krajinné metrie popisující změnu prostorové konfigurace MDV v zájmových územích mezi lety 1954 a 2014	116
Obrázek 20: Invazní druhy cévnatých rostlin mapované v rámci případové studie.....	124
Obrázek 21: Poloha zájmových evropsky významných lokalit v Čechách	125
Obrázek 22: Ordinační diagram PCA analýzy.....	131

Obrázek 23: Míra invadovanosti monitorovacích zón pro jednotlivé mapované taxony a souhrnný podíl plochy zasažené invazí v jednotlivých zónách.....	134
Obrázek 24: EVL seskupená dle podobného poměru počtu výskytů vybraných IAS v monitorovacích zónách daných CHÚ.....	135
Obrázek 25: Výsledný ordinační diagram CCA analýzy.....	136
Obrázek 26: Grafy korelace rozlohy invadované plochy v jádrovém území EVL (monitorovací zóně A) s invadovanou plochou v zónách B, C, D a E pro jednotlivé mapované invazní druhy	138

15 POUŽITÉ ZDROJE

- ABSOLON, K. 1994. Metodika sběru dat pro biomonitoring v chráněných územích. AOPK ČR, Praha.
- ADAMCZYK, J. a D. TIEDE, 2017. ZonalMetrics - a Python toolbox for zonal landscape structure analysis. *Computers and Geosciences*. 99, 91–99.
- AGROPROJEKT. 1988. In: LIPSKÝ, Z. 2000. Sledování změn v kulturní krajině. vyd. ČZU Praha, Kostelec n. Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o.
- AKAMATSU, F.; IDE, K.; SHIMANO, K. a H. TODA, 2011. Nitrogen stocks in a riparian area invaded by N-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). *Landscape and Ecological Engineering*. 7(1), 109–115.
- ALADOS, C. L., T. NAVARRO, B. KOMAC, V. PASCUAL, F. MARTINEZ, B. CABEZUDO a Y. PUEYO, 2009. Do vegetation patch spatial patterns disrupt the spatial organization of plant species? *Ecological Complexity*. 6(2), 197–207.
- ANTIKOMPLEX et al. 2006. Proměny sudetské krajiny. Nakl. Český les, 250 s.
- ANTROP, M., 2001. The language of landscape ecologists and planners. A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*. 55(3), 163–173.
- AOPK ČR 2013. Konsolidovaná vrstva ekosystémů [elektronická geografická data] CzechGlobe, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Detailní data krajinného pokryvu v 41 definovaných kategoriích na území ČR.
- AOPK ČR 2014. Vrstva mapování biotopů [elektronická geografická data] CzechGlobe, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- ARONSON, MFJ, HANDEL, SN. a SE. CLEMANTS, 2007. Fruit type, life form and origin determine the success of woody plant invaders in an urban landscape. *Biological Invasions*. 9(4), 465–475.
- AXELSSON, R.; ANGELSTAM, P.; ELBAKIDZE, M.; STRYAMETS, N. a K-E. JOHANSSON, 2012. Sustainable Development and Sustainability: Landscape Approach as a Practical Interpretation of Principles and Implementation Concepts. *Journal of Landscape Ecology*. 4(3), 5–30.
- BAILEY, D.; HERZOG, F.; AUGENSTEIN, I.; AVIRON, S.; BILLETER, R.; SZERENCITS, E. a J. BAUDRY, 2007. Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. *Ecological Indicators*. 7(3), 692–709.
- BALDWIN, D.J.B., WEAVER, K., SCHNEKENBURGER, F., PERERA, A.H. 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: Implications for their use in natural disturbance emulation. *Landscape Ecology* 19:3, 255–271.
- BASTIAN, O.; KRÖNERT, R. a ZD. LIPSKÝ, 2006. Landscape diagnosis on different space and time scales - A challenge for landscape planning. *Landscape Ecology*. 21(3 SPEC. ISS.), 359–374.
- BATÁRY, P., BÁLDI, A., KLEIJN, D. & TSCHARNTKE, T. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278, 1894–1902.
- BAUDRY, J.; BUNCE, R. a F. BUREL, 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*. 60(1), 7–22.

- BAUMANN, M.; KUEMMERLE, T.; ELBAKIDZE, M.; OZDOGAN, M.; RADELOFF, VC.; KEULER, NS. PRISHCHEPOV, AV.; KRUIHLOV, I. a P. HOSTERT, 2011. Patterns and drivers of post-socialist farmland abandonment in Western Ukraine. *Land Use Policy*. 28(3), 552–562.
- B EDNAŘÍKOVÁ, J., K YSUČAN, L Mezi uctíváním a drancováním – vztah k lesu v klasickém starověku. In Klvač, P. (ed.) *Člověk a les*. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 2006. 78 s.
- BENNETT, AF. 1999. Linkages in the landscape.: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN. 254 s.
- BENTON, TG., VICKERY, J.A. a J D. WILSON, 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*. 18(4), 182–188.
- BIČÍK, I. 2004. Dlouhodobé změny využití krajiny České republiky. *Životné prostredie*. Bratislava: Ústav krajinnej ekológie SAV, 38(2), 81-85
- BIČÍK, I., JELEČEK, L. a V. ŠTĚPÁNEK, 2001. Long-term trends in the land use changes in Czechia and their societal driving forces in 1845 - 2000. *Agricultural Economics*, 47(7), 290-295.
- BIČÍK, I. a J. KABRDA, 2008. Changing Land Use Structure and Its Driving Forces in Border. In: *Man in the landscape across frontiers: Landscape and land use change in Central European border regions*. s. 33–47.
- BIČÍK, I. a L. KUPKOVÁ, 2006. Vývoj využití ploch v Pražském městském regionu. *Sociální geografie*. s. 42–63.
- BILLETER, R., J. LIIRA, D. BAILEY, R. BUGTER, P. ARENS, I. AUGENSTEIN, S. AVIRON, J. BAUDRY, R. BUKACEK, F. BUREL, M. CERNY, G. DE BLUST, R. DE COCK, T. DIEKÖTTER, H. DIETZ, J. DIRKSEN, C. DORMANN, W. DURKA, M. FRENZEL, R. HAMERSKY, F. HENDRICKX, F. HERZOG, S. KLOTZ, B. KOOLSTRA, A. LAUSCH, D. LE COEUR, J. P. MAELFAIT, P. OPDAM, M. ROUBALOVA, A. SCHERMANN, N. SCHERMANN, T. SCHMIDT, O. SCHWEIGER, M. J M SMULDERS, M. SPEELMANS, P. SIMOVA, J. VERBOOM, W. K R E VAN WINGERDEN, M. ZOBEL a P. J. EDWARDS, 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. *Journal of Applied Ecology*. 45(1), 141–150.
- BÍMOVÁ, K; MANDÁK, B. a I. KAŠPAROVÁ, 2004. How does Reynoutria invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetation Science*. 15(4), 495–504.
- BOLTIŽIAR, M.; BRŮNA, V. a K. KŘOVÁKOVÁ, 2008. Potential of antique maps and aerial photographs for landscape changes assessment - An example of the High Tatra Mts. *Ekologia Bratislava*. 27(1), 65–81.
- BOTEQUILHA-LEITÃO, A., J. MILLER, J. AHERN a K. MCGARIGAL, 2006. *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*. Island Press.
- BOTEQUILHA LEITÃO, A. a Jack AHERN, 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*. 59(2), 65–93.
- BOUCNÍKOVÁ, E. a T. KUČERA, 2005. How natural and cultural aspects influence land cover changes in the Czech Republic. *Ekológia (Bratislava)*. 24(Supp. 1), 1–24.
- BRADY, M., KELLERMANN, K., SAHRBACHER, C., a JELINEK, L. 2009. Impacts of decoupled agricultural support on farm structure, biodiversity and landscape mosaic: some EU results. *Journal of agricultural economics*, 60(3), 563-585.
- BRAIMOH, AK., 2006. Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 113(1–4), 254–263.

- BRAUN, M, S SCHINDLER a F ESSL, 2016. Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. *Journal for Nature Conservation*. 33, 48–57.
- BRÁZDIL R., ŘEZNÍČKOVÁ L., VALÁŠEK H., HAVLÍČEK M., DOBROVOLNÝ P., SOUKALOVÁ E., ŘEHÁNEK T., SKOKANOVÁ H., 2011. Fluctuations of floods of the River Morava (Czech Republic) in 1691–2009 period: interactions of natural and anthropogenic factors. *Hydrological Sciences Journal*, 56 (3), 468–485.
- BROWN, N. a R. FISHER, 2009. *Trees outside woods*. Woodland Trust, Grantham.
- BRŮNA, V., CAJTHAML, J., ELZNICOVÁ, J., HAVLÍČEK, J., MÜLLER, A., PACINA, J., ZIMOVÁ, R. 2015. Paměť krajiny Ústeckého kraje ukrytá v mapových archivech: metody rekonstrukce a zpracování dat v oblastech zaniklých obcí. Ústí nad Labem: Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem.
- BRŮNA, V.; KŘOVÁKOVÁ, K. 2005. Interpretace map stabilního katastru pro potřeby krajinné ekologie. *Kartografické listy*, 13, 1 – 10.
- BÜRGI, M, C BIELING, K VON HACKWITZ, T KIZOS, J LIESKOVSKÝ, MGa MARTÍN, S MCCARTHY, M MÜLLER, H PALANG, T PLIENINGER a A PRINTSMANN, 2017. Processes and driving forces in changing cultural landscapes across Europe. *Landscape Ecology*. 32(11), 2097–2112.
- BUKÁČEK, R. 2011. In: Vorel, I.; Kupka, J. (eds.) 2011. *Krajinný ráz v sídlech – sídla v rázu krajiny*. ČVUT Praha, s. 105 – 114.
- BULÍŘ P. a ŠKORPÍK M., 1987. *Rozptýlená zeleň v krajině : Typologie, rozšíření, navrhování, zakládání a pěstování*. VŠÚOZ, Průhonice, 112 s.
- BUYANTUYEV, A. a J. WU, 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology*. 22(1), 7–13.
- CAJTHAML a J., KREJČÍ, J., 2008. Využití starých map pro výzkum krajiny. In Pešková K. (ed.): *Sborník symposia GIS Ostrava 2008*, TANGER spol. s r.o, CD ROM.
- CAJTHAML, J. 2011. Georeferencování vícelistových mapových děl. In: 19. kartografická konference - kartografia a geoinformatika vo svetle dneška. Bratislava: Kartografická spoločnosť Slovenskej republiky, s. 44-48.
- CÍLEK, V., 1997. Paměťová struktura krajiny a památné kameny. *Ochrana přírody*. 52(6), 163 – 166
- CIAIAN, P. 2008. *Land, EU Accession and Market Imperfections*. PhD Thesis, Katholieke Universiteit Leuven.
- CLOKE, P. 2013. *Rural land-use planning in developed nations*. London: Unwin Hyman.
- COLLINS, S J. a L FAHRIG, 2017. Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 239, 399–409.
- CONGALTON, RG, 1997. Exploring and Evaluating the Consequences of Vector-to-Raster and Raster-to-Vector Conversion. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 63(April), 425–434.
- CORREA AYRAM, CA., ME. MENDOZA, A ETTER a DRP SALICRUP, 2016. Habitat connectivity in biodiversity conservation. *Progress in Physical Geography*. 40(1), 7–37.
- CORRY, RC. a R. LAFORTEZZA, 2007. Sensitivity of landscape measurements to changing grain size for fine-scale design and management. *Landscape and Ecological Engineering*. 3(1), 47–53.

- CORRY, R.C. A NASSAUER, J.I. 2005. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning* 72(4), 265-280.
- COUNCIL, 2010. Council conclusions on biodiversity post-2010 — EU and global vision and targets and international access and burden sharing regime — 3002nd Environment Council meeting Brussels, 15
- CRALL, AW., CS. JARNEVICH, B PANKE, N YOUNG, M RENZ a J MORISETTE, 2013. Using habitat suitability models to target invasive plant species surveys. *Ecological Applications*. 23(1), 60–72.
- CUSHMAN, S.A.; GUTZWEILER, K.; EVANS, J.S.; MCGARIGAL, K. 2010. The gradient paradigm: a conceptual and analytical framework for landscape ecology. In: Cushman, S.A.; Huettmann, F. (eds.): *Spatial Complexity, Informatics and Wildlife Conservation*. Springer, New York, s. 83–108.
- CUMMING, G., CUMMING, D., A REDMAN, C. 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society*, 11(1), 14.
- ČADA, V. 2003. Robustní metody tvorby a vedení digitálních katastrálních map v lokalitách sáhových map. [habilitační práce], Plzeň, 114 s.
- ČUDA, J; Z RUMLEOVÁ, J BRŮNA, H SKÁLOVÁ a P PYŠEK, 2017. Floods affect the abundance of invasive *Impatiens glandulifera* and its spread from river corridors. *Diversity and Distributions*. 23(4), 342–354.
- ČUDA, J.; H. SKÁLOVÁ, Z. JANOVSÝ a P. PYŠEK, 2015. Competition among native and invasive *Impatiens* species: The roles of environmental factors, population density and life stage. *AoB PLANTS*. 7(1), 1–12.
- DALE V.H., O'NEILL R.V., PEDLOWSKI M. A SOUTHWORTH F. 1993. Causes and effects of land-use change in Central Rondonia, Brazil. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59: 997–1005.
- DAVIS, A.M., SLOBODKIN L.B. 2004. The Science and Values of Restoration Ecology, *Restoration Ecology* 12(1), 1-3.
- DE BLOIS, S., DOMON, G., BOUCHARD, A. 2002. Factors affecting plant species distribution in hedgerows of southern Quebec. *Biological Conservation* 105: 355-367.
- DECKER, KL., CR. ALLEN, ML. HELLMAN a ChF. JORGENSEN, 2012. Land use, landscapes and biological invasions. *Invasive Plant Science and Management*. 5, 108–116.
- DECKERS, B, E. KERSELAERS, H GULINCK, B MUYS a M HERMY, 2005. Long-term spatio-temporal dynamics of a hedgerow network landscape in Flanders, Belgium. *Environmental conservation*. 32(1), 20–29.
- DEJMAL ,I. 2008. Venkovský prostor. In: *Prostor k úvaze*. Ed. Dejmalová, K., Dejmalová, H. 1. vydání. Lomnice nad Popelkou: Studio JB, s. 98-121.
- DEMEK , J. Systémová teorie a studium krajiny. Brno: GgÚ ČSAV, *Studia geographica* 40, 1974. 198 s.
- DEM KOVÁ, K. a Z. LIPSKÝ, 2012. Rozptýlená zeleň v krajině Novodvorska a Žehušicka. *Acta Pruhoniana*, 101: 51–59.
- DEM KOVÁ, K. a Z LIPSKÝ, 2015. Změny nelesní dřevinné vegetace v jihozápadní části Bílých Karpat v letech 1949-2011. *Geografie-Sbornik CGS*. 120(1), 64–83.

- DEMKOVÁ, K. a Z. LIPSKÝ, 2017. Comparison of the current state of non-forest woody vegetation in two contrasted case study areas in Central Europe. *Moravian Geographical Reports*. 25(1).
- DEMKOVÁ, K. a P. MIDA, 2014. Classification of the non-forest woody vegetation and its relation to habitat conditions: Case study from white carpathians (western Slovakia). *Polish Journal of Ecology*. 62(3), 401–412.
- DEUSCHEWITZ, K, A LAUSCH, I. KÜHN a S KLOTZ, 2003. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology and Biogeography*. 12(4), 299–311.
- DIEZ, JM., C. D'ANTONIO, JS. DUKES, ED. GROSHOLZ, JD. OLDEN, CJ B SORTE, DM. BLUMENTHAL, BA. BRADLEY, R EARLY, I IBÁÑEZ, SJ. JONES, JJ. LAWLER a LP. MILLER, 2012. Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 10(5), 249–257.
- DOBROVOLNÝ, P. 1998. Dálkový průzkum Země. Digitální zpracování obrazu. Skripta PŘF MU Brno, 210 s.
- DRAMSTAD, W.E., M. Sundli TVEIT, W. J. FJELLSTAD a G. L A FRY, 2006. Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning*. 78(4), 465–474.
- DRAMSTAD, Wenche E, 2009. Spatial metrics – useful indicators for society or mainly fun tools for landscape ecologists? *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography*. 63(4), 246–254.
- DUFLOT, R, H DANIEL, S AVIRON, A ALIGNIER, V BEAUJOUAN, F BUREL, A COCHARD, A ERNOULT, G PAIN a J A. PITHON, 2018. Adjacent woodlands rather than habitat connectivity influence grassland plant, carabid and bird assemblages in farmland landscapes. *Biodiversity and Conservation*. 1–18.
- DUFLOT, R, A ERNOULT, S AVIRON, L FAHRIG a F BUREL, 2017. Relative effects of landscape composition and configuration on multi-habitat gamma diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 241, 62–69.
- EEA, 2007a. Corine Land Cover 2006 - technical guidelines.
- EEA, 2007b. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe.
- EEA, 2010b. The European Environment — state and outlook 2010: synthesis. EEA, Copenhagen.
- EEA, 2012a. Invasive alien species indicators in Europe — a review of Streamlining European Biodiversity (SEBI) Indicator 10 - technická zpráva č. 15/2012.
- EEA, 2012b. Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process.
- EEA, 2012c. The impacts of invasive alien species in Europe - technická zpráva č. 16/2012.
- EEA, 2015. The European Environment - State and Outlook 2015: synthesis. Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA a JRC, 2010. The European Environment: State and Outlook 2010: Soil.
- EK, 2011. Naše životní pojistka, náš přírodní kapitál: strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020

- ELZNIČOVÁ J. a MACHOVÁ I. 2010a Vývoj agrárních valů a teras mezi obcemi Adolfov a Fojtovice v Krušných horách v letech 1946 až 2002. - Specializovaná mapa s odborným obsahem, vytištěno, formát A2, FŽP UJEP Ústí n. L.
- ELZNIČOVÁ J. a MACHOVÁ I. 2010b Vývoj agrárních valů a teras mezi obcemi Knínice a Libouchec v Krušných horách v letech 1938 až 2002. - Specializovaná mapa s odborným obsahem, vytištěno, formát A2, FŽP UJEP Ústí n. L.
- ELZNIČOVÁ J. A MACHOVÁ I. 2010c. Vývoj agrárních valů a teras na úpatí vrchu Oblíku v Českém středohoří v letech 1938 až 2002. - Specializovaná mapa s odborným obsahem, vytištěno, formát A2, FŽP UJEP Ústí n. L.
- ELZNIČOVÁ J. A MACHOVÁ I. 2010d. Vývoj agrárních valů a teras ve Verneřickém středohoří v letech 1938 až 2002. - Specializovaná mapa s odborným obsahem, vytištěno, formát A1, FŽP UJEP Ústí n. L.
- ELZNIČOVÁ J. A MACHOVÁ I 2010e. Identifikace změn rozšíření agrárních valů na úpatí vrchu Oblíku. – *Studia Oecologica* 2010/4: 5 – 14.
- ERISMAN, J-W., N VAN EEKEREN, J DE WIT, Ch KOOPMANS, W CUIJPERS, N OERLEMANS a BJ. KOKS, 2016. Agriculture and biodiversity: a better balance benefits both. *AIMS Agriculture and Food*. 1(2), 157–174.
- EU 2015 - Zpráva EU 2015, [online]. dostupné z: <https://biodiversity.europa.eu/mtr/biodiversity-strategy-plan/target-3a-details>
- EUROSTATa, 2017. Farm structure statistics. Online. Dostupné z: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Farm_structure_statistics, data z prosince 2015, [cit. 2017-03-31].
- EUROSTATb, 2017. Agri-environmental indicator -landscape state and diversity. [online]. Dostupní z: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_landscape_state_and_diversity, data z října 2012, [cit. 2017-03-31].
- EUROSTATc, 2017. Agri-environmental indicator - High Nature Value farmland. [online]. Dostupné na: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_High_Nature_Value_farmland, naposledy upraveno 24.3.2017, [cit. 2017-03-31].
- EUROSTAT 2018 - Organic farming statistics. [online]. dostupné z: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Organic_farming_statistics [cit. 2018-02-31].
- FAHRIG, L, J GIRARD, D DURO, J PASHER, A SMITH, S JAVOREK, D KING, K F LINDSAY, S MITCHELL a L TISCHENDORF, 2015. Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 200, 219–234.
- FJELLSTAD, W.J a W.E DRAMSTAD, 1999. Patterns of change in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 45(4), 177–191.
- FISCHER J.; HARTEL T. a T. KUEMMERLE (2012) Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters* 5(3), 167–175.
- FOREJT, M. 2018. ústní sdělení. Pracoviště: Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra aplikované ekologie, Praha. (11. duben 2018, Zubrnice)
- FOREJT, M, J SKALOS, N PEREPONOVA, T PLIENINGER, J VOJTA a M ŠANTRŮČKOVÁ, 2017. Changes and continuity of wood-pastures in the lowland landscape in Czechia. *Applied Geography*. 79, 235–244.

- FORMAN, R. T. T. a M. GODRON, 1993. *Krajinná ekologie*. Praha: Academia.
- FORMAN, Richard T. T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*. 10(3), 133–142.
- FORMAN, RTT a J BAUDRY, 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management*. 8(6), 495–510.
- FOXCROFT, Llewellyn C., Vojtěch JAROŠÍK, Petr PYŠEK, David M. RICHARDSON a Mathieu ROUGET, 2011. Límites de Áreas Protegidas como Filtros para la Invasión de Plantas. *Conservation Biology* [online]. 25(2), 400–405.
- FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D.M. RICHARDSON, J. PERGL a P.E. HULME, 2014. The bottom line: impacts of alien plant invasion in protected areas. In: L.C. FOXCROFT, P. PYŠEK, D.M. RICHARDSON a Piero GENOVESI, ed. *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. Dordrecht: Springer, s. 19–41.
- FROHN, R. C., 2006. The use of landscape pattern metrics in remote sensing image classification. *International Journal of Remote Sensing*. 27(10), 2025–2032.
- GIL-TENA, A.; CÁCERES, M., ERNOULT, A.; BUTET, A. BROTONS, I.; BUREL, F. 2015. Agricultural landscape composition as a driver of farmland bird diversity in Brittany (NW France). *Agriculture, ecosystem and environment*. 205, 79-89.
- GRĂDINARU, SR, CI IOJĂ, DA ONOSE, A A GAVRILIDIS, I PĂTRU-STUPARIU, F KIENAST a A M. HERSPERGER, 2015. Land abandonment as a precursor of built-up development at the sprawling periphery of former socialist cities. *Ecological Indicators*. 57, 305–313.
- GRIFFITH, JA., EA. MARTINKO a KP. PRICE, 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape and Urban Planning*. 52(1), 45–61.
- GROOM, G, C. A. MÜCHER, M IHSE a T WRBKA, 2006. Remote sensing in landscape ecology: Experiences and perspectives in a European context. *Landscape Ecology*. 21(3 SPEC. ISS.), 391–408.
- HABER, W. 1995. Concept, Origin, and Meaning of Landscape. *UNESCO's Cultural Landscapes of Universal Value: Components of a Global Strategy*. UNESCO, New York. s. 38-42.
- HAVLÍČEK, T.; CHROMÝ, P.; JANČÁK, V.; MARADA, M. 2005. Vybrané teoreticko-metodologické aspekty a trendy geografického výzkumu periferních oblastí. In: *Problémy periferních oblastí*. Praha: Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova.
- HAINES-YOUNG R. A CHOPPING M. 1996. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* 20: 418-445.
- HAINES-YOUNG, Roy, 2009. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*. 26(SUPPL. 1), 178–186.
- HAENKE, S, A KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, J FRÜND, P BATÁRY, B JAUKER, T TSCHARNTKE a A HOLZSCHUH, 2014. Landscape configuration of crops and hedgerows drives local syrphid fly abundance. *Journal of Applied Ecology*. 51(2), 505–513.
- HALADOVÁ, Ivana a František PETROVIČ, 2015. Classification of land use changes (Model Area: Nitra Town). *Ekologia Bratislava*. 34(3), 249–259.
- HARRISON, S a L FAHRIG, 1995. Landscape pattern and population conservation. In: *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Hansson, L. s. 293–308.

- HENDRYCHOVÁ, M a M KABRNA, 2016. An analysis of 200-year-long changes in a landscape affected by large-scale surface coal mining: History, present and future. *Applied Geography*. 74, 151–159.
- HERBEN, T, B MANDÁK, K BÍMOVÁ a Z MÜNZBERGOVÁ, 2004. Invasibility and Species Richness of a Community : a Neutral Model and a Survey of Published Data. *Ecology*. 85(12), 3223–3233.
- HERBST, H, 2007. Verwendbarkeit von Landschaftsstrukturmaßen als Bewertungsinstrument in der Landschaftsrahmenplanung. Technische Universität Berlin.
- HEIGI G.1979. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Teil 3. Verlag Paul Parey, Berlin & Hamburg.
- HEJDA, M., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97, 393–403.
- HILL, MO., DB. ROY a K. THOMPSON, 2002. Hemeroby, urbanity and ruderality: Bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology*. 39(5), 708–720.
- HODKINSON, D. J. a K THOMPSON, 1997. Plant dispersal: the role of man. *Journal of Applied Ecology*. 34(6), 1484–1496.
- HOUFKOVÁ, P, J BUMERL, L POSPÍŠIL, P KARLÍK, J BENEŠ, A BERNARDOVÁ, M HRABALÍKOVÁ, K JANEČKOVÁ MOLNÁROVÁ a M HEJCMAN, 2015. Origin and development of long-strip field patterns: A case study of an abandoned medieval village in the Czech Republic. *Catena*. 135, 83–91.
- HOLZSCHUH, A., STEFFAN-DEWENTER, I. a T. TSCHARNTKE, 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology*, 79, 491–500
- HOLUŠA, J., KOČÁREK, P., MARHOUL, P., SKOKANOVÁ, H., 2012. *Platycleis vittata* (Orthoptera: Tettigoniidae) in the northwestern part of its range is close to extinction: is this the result of landscape changes? *Journal of insect conservation*, 16 (2), p. 295–303.
- HULME, PE., P PYŠEK, J PERGL, V JAROŠÍK, U SCHAFFNER a M VILÀ, 2013. Greater focus needed on alien plant impacts in protected areas. *Conservation Letters*. 7(5), 459–466.
- HUZUI, AE, I ČALIN a I PĂTRU-STUPARIU, 2012. Spatial Pattern Analyses of Landscape using Multi-Temporal Data Sources. *Procedia Environmental Sciences*. 14, 98–110.
- CHAPIN, FS, ES ZAVALETA, VT EVINER, RL NAYLOR, PM VITOUSEK, HL REYNOLDS, DU HOOPER, S LAVOREL, OE SALA, SE HOBBIE, MC MACK a S DÍAZ, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 405(6783), 234–42.
- CHYTRÝ, M, J WILD, P PYŠEK, L TICHÝ, J DANIHELKA a I KNOLLOVÁ, 2009. Maps of the level of invasion of the Czech Republic by alien plants. *Preslia*. 81(3), 187–207.
- CHYTRÝ, M, Vch JAROŠÍK, P PYŠEK, O HÁJEK, I KNOLLOVÁ, L TICHÝ a JÍ DANIHELKA, 2008a. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology*. 89(6), 1541–1553.
- CHYTRÝ, M, T KUČERA, M KOČÍ, V GRULICH a P LUSTYK (eds.), 2010. Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, 2. vydání, Praha, 447 s.
- CHYTRÝ, M, LC. MASKELL, J PINO, P PYŠEK, M VILÀ, X FONT a SM. SMART, 2008b. Habitat invasions by alien plants: A quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*. 45(2), 448–458.

- CHYTRÝ, M a P PYŠEK, 2008. Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. Zprávy Čes. Bot. Společ. (3), 17–40.
- CHYTRÝ, M. et PYŠEK, P., 2009: Kam se šíří zavlečené rostliny? Rozdíl v invadovanosti velkých území. *Živa* 1: 11-14.
- CHYTRÝ, M, P PYŠEK, L TICHÝ, I KNOLLOVÁ a J DANIHELKA, 2005a. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assesment across habitats. *Preslia*. 77(1), 339–354.
- CHYTRÝ, M, P PYŠEK, L TICHÝ, I KNOLLOVÁ a J DANIHELKA, 2005b. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats Invaze nepůvodních rostlin v České republice: kvantitativní srovnání různých biotopů. *Preslia*. 77(1), 339–354.
- CHUMAN, T. A D. ROMPORTL, 2010. Multivariate classification analysis of cultural landscapes: An example from the Czech Republic. *Landscape and Urban Planning*, 98, 200-209.
- DIVIAKOVÁ, A., 2010. Nelesná drevinová vegetácia a hodnotenie jej prírodochrannej, biotickej a krajinnoeologickej významnosti (modelové územie kataster obce Žibritov, Štiavnické vrchy). *Geographia Cassoviensis*, 4, 48–52.
- JAEGER, J. A. G., T. SOUKUP, L. F. MADRIŇÁN, C. SCHWICK, F. KIENAST, A.G. JAEGER a F.L. MADRINAN, 2011. Landscape Fragmentation in Europe. EEA, Copenhagen.
- JANÁČ, J, L JELEČEK a P CHROMÝ, 2010. LUC in East central and Southeast Europe post-communist countries from 1960s to the end of the 20th century and its historic-geographical roots. *Acta Universitatis Carolinae, Geographica*. 45(2), 19–30.
- JANČURA, P. .2011. Zmeny vývoja historických krajinných štruktúr Pienin na pomedzí Poľska a Slovenska. In: Vorel, I.; Kupka, J. (eds.) 2011. Krajinný ráz v sídloch – sídla v rázu krajiny. ČVUT Praha, s. 5 – 19.
- JANČURA, P, 1998. Súčasnú a historickú krajinnú štruktúru v tvorbe krajiny. *Životné prostredie*. 32(5), 236–240.
- JAROŠÍK, V, P PYŠEK, LC. FOXCROFT, D M. RICHARDSON, M ROUGET a S MACFADYEN, 2011. Predicting Incursion of Plant Invaders into Kruger National Park, South Africa: The Interplay of General Drivers and Species-Specific Factors. *PLoS ONE*. 6(12), e28711.
- JELEČEK, L., 1995. Využití půdního fondu České republiky 1845 - 1995: hlavní trendy a širší souvislosti. *Sborník České geografické společnosti*. 4(100), 276–291.
- JENSEN, J.R. 2000. Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective. Pearson Prentice Hall, California, 544 s
- JIAO, L., Y LIU a H LI, 2012. Characterizing land-use classes in remote sensing imagery by shape metrics. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 72, 46–55.
- JONES, KB, AC. NEALE, M S. NASH, R D. VAN REMORTEL, JD. WICKHAM, K H. RIITERS a RV. O'NEILL, 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology*. 16(4), 301–312.
- KABRDA, J., 2004. Influence of natural conditions on land use in the Vysočina region and its change since the mid-19th century. *Acta Universitatis Carolinae, Geographica*. (2), 15–38.
- KABRDA 2018 - Databáze a její tvorba. [Online]. Dostupné z: <http://web.natur.cuni.cz/ksgrrsek/lucc/wp-content/uploads/2017/06/text1.pdf> (datum)
- KALUSOVÁ, V, M CHYTRÝ, J T. KARTESZ, M NISHINO a P PYŠEK, 2013. Where do they come from and where do they go? European natural habitats as donors of invasive alien plants globally. *Diversity and Distributions*. 19(2), 199–214.

- KENNEDY, TA., S. NAEEM, KM. HOWE, JMH KNOPS, F TILMAN a P REICH, 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*. 417(6889), 636–638.
- KLICH, D, S GIELAREK a M ANTOSIEWICZ, 2013. Land cover dynamics in western Bieszczady Mts between 19th and 20th century. *Ekologia Bratislava*. 32(1), 95–103.
- KLINGBEIL, B T. a M R. WILLIG, 2016. Matrix composition and landscape heterogeneity structure multiple dimensions of biodiversity in temperate forest birds. *Biodiversity and Conservation*. B.m.: Springer Netherlands, 25(13), 2687–2708.
- KOLAŘÍK, J. a kol. 2003. Péče o dřeviny rostoucí mimo les, I. díl. Metodika ČSOP č. 5. 2. doplněné vyd. Vlašim: ČSOP, 261 s.
- KOMÁREK, S. 2009. Nature and Culture - The World of Phenomena and the World of Interpretation. Charles University of Prague, 296 s.
- KOMÁREK, S. 2018. ústní sdělení. Pracoviště: Fakulta humanitních studií, Karlova univerzita v Praze (15. února 2018, Litoměřice)
- KONVICKA, M, J BENES a S POLAKOVA, 2016. Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socioeconomic heritage. *Journal of Insect Conservation*. 20(6), 1113–1118.
- KOPECKÁ, M., 2011. Indikátory hodnocení diverzity krajiny. *Životné prostredie*. 45(4), 198–202.
- KROUTIL, P. 2011. Křídlatky: Reynoutria spp., syn. Fallopia spp. In: Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 8 s.
- KŘIVÁNEK, M., J. SÁDLO a K. BÍMOVÁ, 2004. Odstraňování invazních druhů rostlin. *Planeta*. Prague: MŽP ČR, AOPK ČR, XII(8), 23–27.
- KUCHAŘ, K. 1958. Naše mapy odedávna do dneška. Praha: Nakladatelství ČSAV, 129 s.
- KUEMMERLE, T, C LEVERS, K ERB, S ESTEL, M R JEPSEN, D MÜLLER, Ch PLUTZAR, J STÜRCK, P J VERKERK, PH VERBURG a A REENBERG, 2016. Hotspots of land use change in Europe. *Environmental Research Letters*. B.m.: IOP Publishing, 11(6), 64020.
- KUMAR, S, EG. LEBRUN, TJ. STOHLGREN, AA. STABACH, DL. MCDONALD, DH. OI a JS. LAPOLLA, 2015. Evidence of niche shift and global invasion potential of the Tawny Crazy ant, *Nylanderia fulva*. *Ecology and Evolution*. 4628–4641.
- KUPKOVÁ, L, I. BIČÍK a J. NAJMAN, 2013. Land Cover Changes along the Iron Curtain 1990 - 2006. *Geografie*. 118(2), 95–115.
- KUPKOVÁ, L. 2002. Land Use as an indicator of the anthropogenic impact on the landscape. In: Bičík et. al (eds.): Land Use/Land Cover Changes in the Period of Globalization. Proceedings of the IGU-LUCC International Conference Prague 2001, Prague, s. 133–143.
- KYJOVSKÝ, Š. 1989: In Lipský, Z. (2007): Methods of monitoring and assessment of changes in land use and landscape structure. *Ekologie krajiny, Journal of Landscape Ecology*. 105 – 118.
- LACINA, J a P HALAS, 2015. Landscape Painting in Evaluation of Changes in Landscape. *Journal of Landscape Ecology(Czech Republic)*. 8(2), 60–68.
- LAFORTEZZA, R., CHEN, J., SANESI, G., a CROW, T. R. 2008. Patterns and processes in forest landscapes e Multiple use and sustainable management. Springer. 423 s.
- LAMBIN, E.F., B L TURNER, HJ GEIST, S B AGBOLA, A ANGELSEN, C FOLKE, J W BRUCE, O T COOMES, R DIRZO, P S GEORGE, K HOMEWOOD, J IMBERNON, R LEEMANS, X LI, E F MORAN, M MORTIMORE, P S RAMAKRISHNAN, J F RICHARDS, W STEFFEN, G D STONE, U

- SVEDIN a T A VELDKAMP, 2001. The causes of land-use and land-cover change : moving beyond the myths. 11, 261–269.
- LAŠTOVIČKA, 2014. Stabilní prvky v české venkovské krajině –dědictví minulých staletí. *Geografické rozhledy*, 5, 10-11
- LATOMBE, G, P PYŠEK, J M. JESCHKE, TM. BLACKBURN, S BACHER, C CAPINHA, M J. COSTELLO, M FERNÁNDEZ, RD. GREGORY, D HOBERN, C HUI, W JETZ, S KUMSCHICK, Ch MCGRANNACHAN, J PERGL, H E. ROY, R SCALERA, Z E. SQUIRES, J R.U. WILSON, M WINTER, P GENOVESI a M A. MCGEOCH, 2017. A vision for global monitoring of biological invasions. *Biological Conservation*. 213, 295–308.
- LAUSCH, A. a F. HERZOG, 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: Issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*. 2(1–2), 3–15.
- LAUSCH, A, T BLASCHKE, D HAASE, F HERZOG, RU SYRBE, L TISCHENDORF a U WALZ, 2015. Understanding and quantifying landscape structure - A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*. 295, 31–41.
- LECHNER, A M., M J. REINKE, Y WANG a L BASTIN, 2013. Interactions between landcover pattern and geospatial processing methods: Effects on landscape metrics and classification accuracy. *Ecological Complexity*. B.m.: Elsevier B.V., 15, 71–82.
- LEVINE, J. M., M. VILA, C M D'ANTONIO, J S DUKES, K GRIGULIS a S LAVOREL, 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 270(1517), 775–781.
- LI, H a J F. REYNOLDS, 1995. On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos*. 73(2), 280.
- LI, H a J WU, 2004. Use and misuse of landscape Indices. *Landscape Ecology*. 19(4), 389–399.
- LIESKOVSKÝ, J, R KANKA, P BEZÁK, D ŠTEFUNKOVÁ, F PETROVIČ a M DOBROVODSKÁ, 2013. Driving forces behind vineyard abandonment in Slovakia following the move to a market-oriented economy. *Land Use Policy*. 32, 356–365.
- LIIRA, J, T SCHMIDT, T AAVIK, P ARENS, I AUGENSTEIN, D BAILEY, R BILLETER, R BUKÁČEK, Françoise BUREL, G DE BLUST, R DE COCK, J DIRKSEN, P J. EDWARDS, R HAMERSKY, F HERZOG, S KLOTZ, I KÜHN, Didier LE COEUR, P MIKLOVÁ, M ROUBALOVA, O SCHWEIGER, M J.M. SMULDERS, W K.R.E. VAN WINGERDEN, R BUGTER a M ZOBEL, 2008. Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *Journal of Vegetation Science*. 19(1), 3–14.
- LIPSKÝ, Z. 2000. Sledování změn v kulturní krajině. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze.
- LIPSKÝ, Z. 2002. Sledování historického vývoje krajinné struktury s využitím starých map. In: Němec, J. (ed.): *Krajina 2002 - od poznání k integraci*. Sborník z konference v Ústí nad Labem, Praha: MŽP, s. 44–48.
- LIPSKÝ, Z. 2006. Methods of Monitoring and Assessment of Changes in Land Use and Landscape vStructure. *Journal of Landscape Ecology*. 0, 105–118.
- LIPSKÝ, Z.; DEMKOVÁ, K.; SKALOŠ, J.; A P. KUKLA. 2011. THE INFLUENCE OF NATURAL CONDITIONS ON CHANGES IN LANDSCAPE USE: A CASE STUDY OF THE LOWER PODOUBRAVÍ REGION (CZECH REPUBLIC). *Ekológia (Bratislava)*, 30(2), 239-256.

- LOCKWOOD, J. L, CASSEY P., BLACKBURN, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 223-228.
- LONSDALE, W, 1999. Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility. *Ecology*. 80(5), 8–11. ISSN 0012-9658.
- LŮW, J, M CULEK, J NOVÁK a P HARTL, 2006. Typy krajinného rázu České republiky. In: *Ochrana krajinného rázu*.
- LÖW, J a I MÍCHAL, 2003. Krajinný ráz. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce s.r.o.
- LÖW, J a J NOVÁK, 2008. Typologické členění krajiny České republiky – Typological Subdivision of Landscapes in the Czech Republic. *Urbanismus a územní rozvoj*. XI(6), 19–23.
- LUNDGREN, MR., CHJ. SMALL, G D. DREYER, 2004. Influence of Land Use and Site Characteristics on Invasive Plant Abundance in the Quinebaug Highlands of Southern New England. *Northeastern Naturalist*. 11(4), 443–458.
- MACK R. N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W. M., EVANS H., CLOUT M. a BAZZAZ F. A., 2000: Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10, 689–710
- MACK, R.N. a W. M. LONSDALE, 2002. Eradicating invasive plants: hard-won lessons for islands. In: C.R. VEITCH a M.N. CLOUT, ed. *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Gland: IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, s. 164–172.
- MACK R.N., 2003: Global plant dispersal, naturalization and invasion: Pathways, modes, and circumstances. In: RUIZ G. M. a T. CARLTON (eds.). *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. Island Press, Washington DC, s. 3 - 30
- MADĚRA, P. 2012. Rainer Oppermann, Guy Beaufoy, Gwyn Jones (Eds.): *High Nature Value Farming in Europe*. Recenze knihy. Verlag Regionalkultur 2012, 544 str.; Živa 5/2012.
- MACHOVÁ, I., 2010. Floristicko-fytocenologická studie agrárních valů v CHKO České středohoří. Česká zemědělská univerzita v Praze. Dizertační práce. depon ČZU Praha.
- MACHOVÁ I., ELZNICOVÁ J. (2011): Změny agrárních valů a teras ve Verneřickém středohoří a jejich monitorování s využitím nástrojů GIS. – In Kolečka a kol., *Krajina Česka a Slovenska v současném výzkumu*. MU Brno: 180 – 195.
- MACHOVEC, J. 1994. Rozptýlená zeleň v krajině. Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno, UKE.
- MAJER, J., A MATĚJČEK, J. 1985. Coal mining in Czechoslovakia. Ostrava.
- MATĚJČEK, J. 1984. The development of the coal industry in the Czech lands after the industrial revolution. Praha: Academia.
- MAREČEK, J. 2005. *Krajinářská architektura venkovských sídel*. Praha, ČZU.
- MARGULES, C. R., a PRESSEY, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243.
- MALINIAK, P., 2007. Možnosti využitia vybraných časopriestorových vzťahov pri štúdiu zmien a rekonštrukcii vývoja krajiny. In: *Vybrané problémy tvorby krajiny*. Zvolen: Technická univerzita, Fakulta ekológie a environmentalistiky, s. 39–47.
- MARKOVÁ, Z. a HEJDA, M., 2011: Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa* 1: 10-14.
- MARROTTE, RR., J BOWMAN, M G.C. BROWN, Ch CORDES, K Y. MORRIS, M B. PRENTICE a PJ. WILSON, 2017. Multi-species genetic connectivity in a terrestrial habitat network. *Movement Ecology*. B.m.: *Movement Ecology*, 5(1), 1–11.
- MAREČEK, J. 2005. *Krajinářská architektura venkovských sídel*. Praha, ČZU.

- MATYS GRYGAR, T. , ELZNICOVÁ, J., LELKOVÁ, T., KISS, T., BALOGH, M., STRNAD, L., A NAVRÁTIL, T. 2017. Sedimentary archive of contamination in the confined channel of the Ohře River, Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments*, 17(11), 2596-2609.
- MCCANN, KS, 2000. The diversity-stability debate. *Nature*. 405(May), 228–233.
- MCCOLLIN, D., JACKSON, J.I., BUNCE, R.G.H., BARR, C.J., STUART, R., 2000. Hedgerows as habitat for woodland plants. *J. Environ. Manag.* 60:77–90.
- MCGARIGAL, K. a S.A. CUSHMAN, 2005. The gradient concept of landscape structure. In: J. WIENS a M. MOSS, ed. *Issues and perspectives in landscape ecology*. s. 112–119.
- MCGARIGAL, K. 2013. Landscape pattern metrics. In: Shaarawi A.H.EL. a Piegorsch W., ed. *Encyclopedia of Environmetrics*. 2. Chichester (England): John Wiley & Sons Ltd., s. 1441–1451.
- MCGARIGAL, K a B J. MARKS, 1994. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscapes structure. General Technical Report PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR. 97331(503), 134.
- MCGARIGAL, K, S TAGIL a S A. CUSHMAN, 2009. Surface metrics: An alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*. 24(3), 433–450.
- MCNEELY, J.A., H.A. MOONEY a L.E. NEVILLE, 2001. *Global Strategy on Invasive Alien Species*.
- MERRIAM-WEBSTER. 2013. Definition of Woodland. An Encyclopaedia Britannica Company. on-line <http://www.merriam-webster.com/dictionary/woodland>. cit. 12.4.2013.
- MERTENS, B. a E.F. LAMBIN, 2000. Land-cover-change trajectories in southern Cameroon. *Annal of the Association of American Geographers*. 90(3), 467–494.
- MERTL, J., T. MYŠKOVÁ, H. PERNICOVÁ, J. POKORNÝ, T. PONOCNÁ, M. ROLLEROVÁ a V. VLČKOVÁ, 2017. Zpráva o stavu životního prostředí České republiky za rok 2016.
- MÍČHAL, I. 1985. In: Lipský, Z. (2000): *Sledování změn v kulturní krajině*. vyd. ČZU Praha, Kostelec n. Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o.
- MÍČHAL, I, 1994. *Ekologická stabilita*. Brno: Veronika.
- MIKLÍN, J. a J. HRADECKÝ, 2016. Změny struktury krajiny v oblasti soutoku Moravy a Dyje. *Gografie*. 121(3), 368–389.
- MIKLÓS, L. 1986. In: LIPSKÝ, Z. 2000: *Sledování změn v kulturní krajině*. vyd. ČZU Praha, Kostelec n. Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o.
- MIKLÓS, L. 2012. The concept of the landscape and its acceptance in the practice. *AGD Landscape & Environment*. 6 (2), 93-104.
- MIKLÓS, L a A ŠPINEROVÁ, 2010. Priestorová diverzita krajiny. Harmanec: VKÚ s.s. [online]. dostupné z: <http://www.ipoly.eu/pdf/Priestorova.pdf>
- MITCHELL, A. 1999. *The ESRI Guide to GIS Analysis. Volume 1: Geographic Patterns and Relationships*. ESRI Press. Redlands.
- MIKLÓS, L. a IZAKOVIČOVÁ, Z. 1997. *Krajina ako geosystém*. Bratislava: Veda, 152 s.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- MLÍKOVSKÝ, J. a P. STÝBLO. 2006. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. Praha: ČSOP, 496 s

- MOLDAN, B. a kol. (1990): Environment of the Czech Republic: translation of the "Bluebook". Ekocentrum, Brno, 315 s.
- MOLNÁROVÁ, K, 2008. Landscape Studies Long-term dynamics of the structural attributes of hedgerow networks in the Czech Republic - three case studies in areas with preserved medieval field patterns. *Journal of Landscape Studies*. 1(March), 113–127.
- MORAVCOVÁ L., PYŠEK P., PERGL J., PERGLOVÁ I. A JAROŠÍK V. 2006. Seasonal pattern of germination and seed longevity in the invasive species *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia* 78: 287–301.
- MÜLLER D., MUNROE D.K. 2008 – Changing rural landscapes in Albania: cropland abandonment and forest clearing in the postsocialist transition – *Annals of the Association of American Geographers*, 98: 855–876.
- MÜLLEROVÁ, J, T BARTALOŠ, J BRŮNA, P DVOŘÁK a M VÍTKOVÁ, 2017. Unmanned aircraft in nature conservation: an example from plant invasions. *International Journal of Remote Sensing*. B.m.: Taylor & Francis, 38(8–10), 2177–2198.
- MÜLLEROVÁ, J, J PERGL a P PYŠEK, 2013. Remote sensing as a tool for monitoring plant invasions : Testing the effects of data resolution and image classification approach on the detection of a model plant species *Heracleum ma*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 25, 55–65.
- MÜLLEROVÁ, J, P PYŠEK, V JAROŠÍK a J PERGL, 2005. Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *Journal of Applied Ecology*. 42(6), 1042–1053.
- MZE, 2014. Program rozvoje venkova na období 2014–2020. schváleno dne 9.7.2014. 404 s.
- NAGENDRA, H, J SOUTHWORTH a C TUCKER, 2003. Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: Linking pattern and process. *Landscape Ecology*. 18(2), 141–158.
- NAVEH, Z. a LIEBERMAN, A. S. 1984. *Landscape ecology: theory and application*. New York: Springer, 356 s.
- NEDBAL, V, K KŘOVÁKOVÁ a V BRŮNA, 2008. Historická struktura krajiny a hospodaření v pramenné oblasti Blanice Historical landscape structure and husbandry. *Silva Gabreta*. 14(3), 199–220.
- NEEL, M.C., MCGARIGAL, K. a CUSHMAN, S.A. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19:4, 435–455.
- NEWBOLD, T, L N HUDSON, S LI HILL, S CONTU, I LYSENKO, R SENIOR, L BÖRGER, D J BENNETT, A CHOIMES, B COLLEN, J DAY, A DE PALMA, S DIÁZ, S ECHEVERRIA-LONDOÑO, M J EDGAR, A FELDMAN, M GARON, M L K HARRISON, T ALHUSSEINI, D J INGRAM, Y ITESCU, J KATTGE, V KEMP, L KIRKPATRICK, M KLEYER, D LAGINHA PINTO CORREIA, C D MARTIN, S MEIRI, M NOVOSOLOV, Y PAN, H R P PHILLIPS, D W PURVES, A ROBINSON, J SIMPSON, S L TUCK, E WEIHER, H J WHITE, RM EWERS, G M MACE, J Pw SCHARLEMANN a A PURVIS, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*. 520, 45–50.
- NOEV, N., SWINNEN, J., VRANKEN, L. 2003. The Development of Land Rental Markets in Bulgaria and the Former Yugoslav Republic of Macedonia. *FAO Working Paper*.
- NOVOTNÝ, M., J. SKALOŠ a T. PLIENINGER, 2017. Spatial-temporal changes in trees outside forests: Case study from the Czech Republic 1953–2014. *Applied Geography*. 87, 139–148.

- OCHSMANN J. 1996. *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier (Apiaceae) in Deutschland: Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Repertorium 107, 557–595.
- OLAH, B, M BOLTIŽIAR a I GALLAY, 2009. Transformation of the Slovak Cultural Landscape Since the 18th Cent. and its Recent Trends. *Journal of Landscape Ecology*. 2(2), 41–55.
- ORESZCZYN, S., LANE, A. (1999): How hedgerows and field margins are perceived by different interest groups. *Aspects of Applied Biology*, 54, s. 29–36.
- PALMER, M.A., AMBROSE, R.F. a POFF, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5, 291–300.
- PANNELL, S. 2006. Reconciling Nature and Culture in a Global Context: Lessons form the World Heritage List. James Cook University, Cairns. Dostupné z: https://web.archive.org/web/20160303165537/http://www.rainforest-crc.jcu.edu.au/publications/nature_culture.htm. (cit. 2017-2-26)
- PAVELKOVÁ CHMELOVÁ, R.; ŠARAPATKA, B.; DUMBROVSKÝ M.; PAVKA, P. 2007. Runoff processes and land use changes in the upper reaches of the Krupá river catchment during the last 70 years. *Soil and Water Research*, 2(3),77-84
- PĂTRU-STUPARIU, I, P ANGELSTAM, M ELBAKIDZE, A HUZUI a K ANDERSSON, 2013. Using forest history and spatial patterns to identify potential high conservation value forests in Romania. *Biodiversity and Conservation*. 22(9), 2023–2039.
- PAUDEVIGNE, I., VAN ROOIJ, S., MORIN, P., ALARD, D. 1997. Dynamics of rural landscapes and their main driving factors: a case study in the Seine Valley, Normandy, France. *Landscape and Urban Planning*, 38: 93-103.
- PĚKNICOVÁ, J., D. PETRUS a K. BERCHOVÁ-BÍMOVÁ, 2015. Application Natura 2000 data for the invasive plants spread prediction. *Scientia Agriculturae Bohemica*. 46(4).
- PENG, J, Y WANG, Y ZHANG, J WU, W LI a Y LI, 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*. 10(2), 217–223.
- PERGL, J, J DUŠEK, M HOŠEK, M KNAPP, O SIMON, K BERCHOVÁ a V BOGDAN, 2016a. Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů. (December), 119 s.
- PERGL, J, J SÁDLO, A PETRUSEK, Z LAŠTŮVKA, J MUSIL, I PERGLOVÁ, R ŠANDA, H ŠEFROVÁ, Jan ŠÍMA, V VOHRALÍK a P PYŠEK, 2016b. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota*. 28, 1–37.
- PERGLOVÁ, i.; PERGL, J.; SKÁLOVÁ, H.; MORAVCOVÁ, L.; JAROŠÍK, V A P. PYŠEK. 2009. Differences in germination and seedling establishment of alien and native *Impatiens* species *Preslia*. 81, 357-375.
- PETIT, C. C. a E.F. LAMBIN, 2002. Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparing historical maps with remote sensing data in the Belgian Ardennes. *Landscape Ecology*. 17(2), 117–132.
- PETŘÍK, P, J FANTA a M PETRTÝL, 2015. It is time to change land use and landscape management in the Czech Republic. *Ecosystem Health and Sustainability*. 1(9), 1–6.
- PIMENTEL, D., L. LACH, R. ZUNIGA a D. MORRISON, 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*. 50(1), 53–65.
- PIXOVA, K a P SKLENICKA, 2006. Applying spatial heterogeneity indices in changing landscapes in the Czech Republic. In: B. TRESS, G. TRES, G. FRY a P. OPDAM, ed. From

- Landscape Research to Landscape Planning: Aspects of Integration, Education and Application. s. 355–364.
- PLEXIDA, S G., A I. SFOUGARIS, I P. ISPIKOUDIS a V P. PAPANASTASIS, 2014. Selecting landscape metrics as indicators of spatial heterogeneity-Acomparison among Greek landscapes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26(1), 26–35.
- PLIENINGER, T., HÖCHTL, F., SPEK, T. 2006. Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science & Policy*, 9, s. 317–321
- PLIENINGER, T, H DRAUX, N FAGERHOLM, C BIELING, M BÜRGI, T KIZOS, T KUEMMERLE, J PRIMDAHL a P H. VERBURG, 2016. The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy*. 57, 204–214.
- PLIENINGER, T, Ch SCHLEYER, M MANTEL a P HOSTERT, 2012. Is there a forest transition outside forests? Trajectories of farm trees and effects on ecosystem services in an agricultural landscape in Eastern Germany. *Land Use Policy*. 29(1), 233–243.
- PLUESS, T, V JAROŠÍK, P PYŠEK, R CANNON, J PERGL, A BREUKERS a S BACHER, 2012. Which Factors Affect the Success or Failure of Eradication Campaigns against Alien Species? *PLoS ONE*. 7(10), e48157.
- POPELKOVÁ, R a M MULKOVÁ, 2011. Landscape changes mapping: Central part of Ostrava-Karviná Mining district, Czech republic. *Journal of Maps*. 7(1), 363–375.
- POPELKOVÁ, R a M MULKOVÁ, 2018. The mining landscape of the Ostrava-Karviná coalfield: Processes of landscape change from the 1830s to the beginning of the 21st century. *Applied Geography*. B.m.: Elsevier Ltd, 90(August 2017), 28–43.
- PRACH K., PYŠEK P., ŠMILAUER P. 1997. Changes in species traits during succession: a search for pattern. - *Oikos*, Copenhagen, 79: 201–205.
- PRUDKÝ, J. 2001. Obnova plošné a bodové zeleně v krajině. In: *Obnova plošné a bodové zeleně v krajině. Sborník přednášek z mezinárodního semináře*. MZLU, Brno, s. 3–14.
- PYŠEK, P.1991. *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: the dynamics of spreading from the historical perspective. - *Folia Geobot. Phytotax*. 26:439-454.
- PYŠEK P. 1995. Recent trends in studies on plant invasions (1974-93). - In: PYŠEK P., PRACH K., REJMÁNEK M. A WADE M. (eds.), *Plant invasions - General aspects and special problems*, s. 223-236, SPB Academic Publ., Amsterdam.
- PYŠEK P. 2001. Past and future of predictions in plant invasions: a field test by time. *Diversity & Distributions*, Oxford, 7: 145–151.
- PYŠEK, P.; MANDÁK, B.; FRANCÍRKOVÁ, T.; PRACH, K. .2002. Persistence of stout clonal herbs as invaders in the landscape: a field test of historical records. In: Brundu (ed). *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*, s. 235 - 244.
- PYŠEK, P., J DANIHELKA, J SÁDLO, J CHRTEK, M CHYTRÝ, V JAROŠÍK, Z KAPLAN, F KRAHULEC, L MORAVCOVÁ, J PERGL, K ŠTAJEROVÁ a L TICHÝ, 2012a. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*. 84(2), 155–255.
- PYŠEK, P, V JAROŠÍK a T KUČERA, 2003a. Inclusion of native and alien species in temperate nature reserves: An historical study from Central Europe. *Conservation Biology*. 17(5), 1414–1424.
- PYŠEK, P., BROCK, J. H., BÍMOVÁ, K., MANDÁK, B., JAROŠÍK, V., KOUKOLÍKOVÁ, I., ... ŠTĚPÁNEK, J. 2003b. Vegetative regeneration in invasive Reynoutria (Polygonaceae) taxa:

- The determinant of invasibility at the genotype level. *American Journal of Botany*, 90(10), 1487–1495.
- PYŠEK, P. et KRAHULEC, F., 2001. Důsledky rostlinných invazí. In: PYŠEK, P. a TICHÝ, L. (eds): *Rostlinné invaze*. Rozekvítek, Brno: 10–14.
- PYŠEK, P, M CHYTRÝ a V JAROŠÍK, 2010b. Habitats and land-use as determinants of plant invasions in the temperate zone of Europe. *Bioinvasions and globalization: ecology, economics, management and policy*. Oxford University Press, Oxford. s. 66–79.
- PYŠEK, P, M CHYTRÝ, L MORAVCOVÁ, J PERGL, I PERGLOVÁ, K PRACH a H SKÁLOVÁ, 2008a. Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. *Zprávy České Botanické Společnosti*. 43(Mater. 23), 219–222.
- PYŠEK, P, M CHYTRÝ, J PERGL, J SÁDLO a J WILD, 2012b. Plant invasions in the Czech republic: Current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*. 84(3), 575–629.
- PYŠEK, P, V JAROŠÍK a T KUČERA, 2002a. Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation*. 104(1), 13–24.
- PYŠEK, P, T. KUČERA a V JAROŠÍK, 2002b. Plant species richness of nature reserves : the interplay of area, climate and habitat in a central European landscape. *Global Ecology and Biogeography*. 11(4), 279–289.
- PYŠEK, P, DM. RICHARDSON, J PERGL, V JAROŠÍK, Z SIXTOVÁ a E WEBER, 2008b. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 23(5), 237–244.
- PYŠEK, P, D M. RICHARDSON a M WILLIAMSON, 2004. Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: Some critical considerations. *Diversity and Distributions*. 10(3), 179–187.
- PYŠEK P. a SÁDLO J., 2004. Zavlečené rostliny – jak je to u nás doma? *Vesmír*. 2, 80–85.
- PRACH, K., PYŠEK, P. 1997. Invazibilita společenstev a ekosystémů. *Zprávy České Botanické Společnosti* 14,
- RADER, R, K BIRKHOFFER, R SCHMUCKI, H G. SMITH, M STJERNMAN a R LINDBORG, 2014. Organic farming and heterogeneous landscapes positively affect different measures of plant diversity. *Journal of Applied Ecology*. 51(6), 1544–1553.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. Available online at <http://www.R-project.org/>: the R Foundation for Statistical Computing.
- REMPEL, R. S., KAUKINEN, D., CARR, A. P. 2012. Patch Analyst and Patch Grid [online] [cit. 2015-05-05]. OntarioMinistry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, ThunderBay, Ontario Dostupné na <http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>
- RICOTTA, C., P. CORONA, M. MARCHETTI, G. CHIRICI a S. INNAMORATI, 2003. LaDy: software for assessing local landscape diversity profiles of raster land cover maps using geographic windows. *Environmental Modelling & Software*. 18(4), 373–378.
- RIEZNER, J, 2011a. Krajinný ráz území typický agrárními valy a jejich vegetací na vybraných příkladech ze severozápadních Čech. *Studia oecologica*. 5(2), 65–79.
- RIEZNER, J, 2011b. Krajinotvorný význam vegetace agrárních valů a teras na příkladu Jesenicka. *Studia oecologica*. 5(1), 44–53.

- RICHARDSON, D M., Patricia M. HOLMES, KJ. ESLER, SM. GALATOWITSCH, JC. STROMBERG, SP. KIRKMAN, P PYSEK a RJ. HOBBS, 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*. 13(1), 126–139.
- RICHARDSON, D M, P PYŠEK, M REJMANEK, M G BARBOUR, FD PANETTA, J WEST a No MAR, 2000. Naturalization and Invasion of Alien Plants : Concepts and Definitions *Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions*. 6(2), 93–107.
- ROMPORTL, D, T CHUMAN a Z LIPSKY, 2013. Landscape typology of Czechia. *Geografie*. 118(1), 16–39.
- ROMPORTL, D. a CHUMAN, T. 2009. Současné změny struktury krajiny v České republice. [online]. Dostupné z: http://www.cenelc.cz/components/pages/ns/bin/fok03_romportl_zme-ny_struktury_krajiny.pdf (cit. 2016-09-04).
- ROMPORTL, D, M ANDREAS a B VLASÁKOVÁ, 2008. Monitoring of Biodiversity Changes in the Landscape Scale. *Journal of Landscape Ecology*. 1(1), 49–68.
- ROY, V a S DE BLOIS, 2008. Evaluating hedgerow corridors for the conservation of native forest herb diversity. *Biological Conservation*. 141(1), 298–307.
- RUMLEROVÁ, Z, M VILA, J PERGL, W NENTWIG a P PYŠEK, 2016. Scoring environmental and socioeconomic impacts of alien plants invasive in Europe. *Biological Invasions*. 18(12), 3697–3711.
- RISY 2018 - Vyhledávání financovaných projektů. [online]. Dostupné z: <http://www.risy.cz/cs/vyhledavace/projekty-eu/detail?id=64501>
- ŘEHOŘEK, V. 1997. Cultivated and escaped perennial *Helianthus* species in Europe. *Preslia*, 69(1), 59-70.
- SÁDLO, J. A KARLÍK, 2002. Krajinně-ekologické interpretace starých map prostřednictvím geobotaniky: příklad Josefského mapování. In: NĚMEC (ed): *Krajina 2002 - od poznání k integraci*. Ústí nad Labem, s. 58-62.
- SÁDLO, J.; CHYTRÝ, M.; PYŠEK, P. 2007. Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia*, 79.4: 303-321.
- SALA, O. E., F.S. CHAPIN, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L.F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D.M. LODGE, H.A. MOONEY, M. OESTERHELD, N-L. POFF, M.T. SYKES, B.H WALKER, M. WALKER a D.H. WALL, 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science's Compass*. 287(5459), 1770–1774.
- SALAŠOVÁ, A. a H. PSOTOVÁ, 2011. In: Vorel, I.; Kupka, J. (eds.) 2011. *Krajinný ráz v sídlech – sídla v rázu krajiny*. ČVUT Praha, s. 20 – 38.
- SAUER, C., 1925, *The Morphology of Landscape*, University of California Publications in Geography, 22, 19-53.
- SAURA, S., 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote Sensing*. 23(22), 4853–4880.
- SHORTRIDGE, A. M., 2004. Geometric variability of raster cell class assignment. *International Journal of Geographical Information Science*. 18(6), 539–558.
- SHOYAMA, Kikuko a Ademola K. BRAIMOH, 2011. Analyzing about sixty years of land-cover change and associated landscape fragmentation in Shiretoko Peninsula, Northern Japan. *Landscape and Urban Planning*. B.m.: Elsevier B.V., 101(1), 22–29.
- SCHOWENGERDT, R.A. 2007. *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing*. 3rd edition, Academic Press, 522 s.

- SEMOTANOVÁ, E. 2002. Studium krajiny a srovnávací kartografické prameny. In: Němec, J. (ed.): Krajina 2002 - od poznání k integraci. Sborník z konference v Ústí nad Labem, Praha: MŽP, s. 63–70.
- SHAMA, S. 2007. Krajina a paměť. Praha: Argo Dokořán, 702 s.
- SCHÖNFELDER P. 1999. Mapping the flora of Germany. – *Acta Bot. Fenn.* 162: 43–53.
- SIRAMI, C, 2016. Biodiversity in Heterogeneous and Dynamic Landscapes. Oxford University Press.
- SKALOŠ, J, 2007. Czech and Swedish intensively utilised agricultural landscapes - parallels and divergences during the last 300 years. *Journal of Landscape Ecology.* 0(0), 135–162.
- SKALOŠ, J a B ENGSTOVÁ, 2010. Methodology for mapping non-forest wood elements using historic cadastral maps and aerial photographs as a basis for management. *Journal of Environmental Management.* 91(4), 831–843.
- SKALOŠ, J, B ENGSTOVÁ, I TRPÁKOVÁ, M ŠANTRŮČKOVÁ a V PODRÁZSKÝ, 2012. Long-term changes in forest cover 1780-2007 in central Bohemia, Czech Republic. *European Journal of Forest Research.* 131(3), 871–884.
- SKALOŠ, J, Z KEKEN, H JUSTOVÁ, K KŘOVÁKOVÁ a H CHAUROVÁ, 2014. Classification System for Monitoring Historic Changes in Forest and Non-Forest Woody Vegetation—A Basis for Management. *Open Journal of Forestry.* 4(1), 75–84.
- SKALOŠ, J, K MOLNÁROVÁ a P KOTTOVÁ, 2012. Land reforms reflected in the farming landscape in East Bohemia and in Southern Sweden - Two faces of modernisation. *Applied Geography.* 35(1–2), 114–123.
- SKALOŠ, J, P RICHTER a Z KEKEN, 2017. Changes and trajectories of wetlands in the lowland landscape of the Czech Republic. *Ecological Engineering.* 108, 435–445.
- SKÁLOVÁ, H, WY GUO, J WILD a P PYŠEK, 2017. *Ambrosia artemisiifolia* in the Czech Republic: History of invasion, current distribution and prediction of future spread. *Preslia.* 89(1), 1–16.
- SKOKANOVÁ, H. 2009: Application of methodological principles for assessment of land use trajectories and processes in south-eastern Moravia for the period 1836 – 2006. In: *Acta Pruhonicensia* 91, 15–21.
- SKLENICKA, P, V JANOVSKA, M SALEK, J VLASAK a K MOLNAROVA, 2014. The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land Use Policy.* 38, 587–593.
- SKLENICKA, P, B KOTTOVÁ a M ŠÁLEK, 2017. Success in preserving historic rural landscapes under various policy measures: Incentives, restrictions or planning? *Environmental Science and Policy.* 75(May), 1–9.
- SKLENICKA, P, K MOLNAROVA, E BRABEC, P KUMBLE, B PITTNEROVA, K PIXOVA a M SALEK, 2009. Remnants of medieval field patterns in the Czech Republic: Analysis of driving forces behind their disappearance with special attention to the role of hedgerows. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 129(4), 465–473.
- SKLENIČKA, P, 2002. Temporal changes in pattern of one agricultural Bohemian landscape during the period 1938-1998.
- SKLENIČKA, P, 2003. Základy krajinného plánování. Praha: Nakladatelství Naděžda Skleničková.
- SKLENIČKA, P, 2007. Sledování změn krajinné struktury při obnově krajiny narušené povrchovou těžbou. In: *ReRegions.* s. 1–10.

- SKLENIČKA, P a T LHOTA, 2002. Landscape heterogeneity - A quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning*. 58(2–4), 147–156.
- SKOKANOVÁ, H, V FALTAN a M HAVLICEK, 2016. Driving forces of main landscape change proceses from past 200 years in Central Europe - Differences between old de mocratic and post-socialist countries. *Ekologia Bratislava*. 35(1), 50–65.
- SLÁMOVÁ, M., 2007. Value of historical landscape structures of Turiec for landscape quality assesment. In: D. DANIŠ a P JANČURA, ed. *Vybrané problémy tvorby krajiny*. s. 56–61.
- SLAVÍK, B., ŠTĚPÁNKOVÁ, J., ŠTĚPÁNEK, J. 2004. *Květena České republiky*. Academia, Praha.
- SOLYMOSI K 2011. Indicators for the identification of cultural landscape hotspots in Europe. *Landscape Res* 36(1), 3–18.
- SOUZA-ALONSO, P., A. GUISANDE-COLLAZO a L. GONZÁLEZ, 2016. Impact of an invasive N 2 - fixing tree on arbuscular mycorrhizal fungi and development of native species. *AoB Plants*. 8(0), plw018.
- STECKEL, J, C WESTPHAL, M K. PETERS, M BELLACH, Ch ROTHENWOEHRER, S ERASMI, Ch SCHERBER, T TSCHARNTKE a Ingolf STEFFAN-DEWENTER, 2014. Landscape composition and configuration differently affect trap-nesting bees, wasps and their antagonists. *Biological Conservation*. 172, 56–64.
- STOHLGREN, T J., C JARNEVICH, G W. CHONG a P H. EVANGELISTA, 2006. Scale and plant invasions: A theory of biotic acceptance. *Preslia*. 78(4), 405–426.
- STRAND, H. (Ed.). 2007. *Sourcebook on remote sensing and biodiversity indicators*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- STRUHA, P. 1998. *Důkazy leží v archivech armády ČR*. Geoinfo, Computer Press, Brno, 4 (5): 14-15.
- SUN, B a Q ZHOU, 2016. Expressing the spatio-temporal pattern of farmland change in arid lands using landscape metrics. *Journal of Arid Environments*. B.m.: Elsevier Ltd, 124, 118–127.
- SUNDELL-TURNER, N M. a A D. RODEWALD, 2008. A comparison of landscape metrics for conservation planning. *Landscape and Urban Planning*. 86(3–4), 219–225.
- SUPUKA, J., SCHLAMPOVÁ, T., JANCURA, P. (1999): *Krajinárska tvorba*. Zvolen, Technická univerzita.
- SUPUKA, J. et al. 2004. *Krajinárska tvorba*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 256 s.
- SUPUKA, J, J ŠINKA, K PUCHEROVÁ, Z VEREŠOVÁ, M FERIANCOVÁ, L BIHUŇOVÁ a M KUCZMAN, 2013. *LANDSCAPE STRUCTURE AND BIODIVERSITY OF WOODY PLANTS IN THE AGRICULTURAL LANDSCAPE*. Mendel University in Brno.
- SUTTON, J R., T J. STOHLGREN a K. G BECK, 2007. Predicting yellow toadflax infestations in the Flat Tops Wilderness of Colorado. *Biological Invasions*. 9(7), 783–793.
- SWETNAM, RD., 2007. Rural land use in England and Wales between 1930 and 1998: Mapping trajectories of change with a high resolution spatio-temporal dataset. *Landscape and Urban Planning*. 81(1–2), 91–103.
- SZABÓ, P. 2010. Driving forces of stability and change in woodland structure: a case-study from the Czech lowlands. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 650e656.
- SZABÓ, P. 2012. Sources and methods to reconstruct past masting patterns in European oak species. *Arboricultural Journal*, 34(4), 203e214.

- SZABÓ, P. a R. HÉDL, R. 2013. Grappling with interdisciplinary research: response to Pooley. *Conservation Biology*, 27(6), 1484e1486.
- SZABÓ, S, Z TÚRI a S MÁRTON, 2014. Factors biasing the correlation structure of patch level landscape metrics. *Ecological Indicators*. 36, 1–10.
- ŠANTRŮČKOVÁ, M, J DOSTÁLEK a K DEMKOVÁ, 2015. Assessing long-term spatial changes of natural habitats using old maps and archival sources: a case study from Central Europe. *Biodiversity and Conservation*. 24(8).
- SZYMURA, T. A SZYMURA, M. 2014. Does the landscape structure allow prediction of plant invasion?. *Biodiversity: Research and Conservation*, (Suppl. 1).
- ŠANTRŮČKOVÁ, M. DEMKOVÁ, K., WEBER, M.; LIPSKÝ, Z., DOSTÁLEK, J. 2017. Long term changes in water areas and wetlands in an intensively farmed landscape: A case study from the Czech Republic. *European Countryside* 9(1): 132-144.
- ŠEBO, D. a M. KOPECKÁ, 2014. Abandonment of agricultural landscape after 1989: a case study from the Považie region, Slovakia. *Geografický časopis*. 66(4), 323–339.
- ŠÍMOVÁ, P a K GDULOVÁ, 2012. Landscape indices behavior: A review of scale effects. *Applied Geography*. 34(3), 385–394.
- ŠPULEROVÁ, J., 2006. Funkcie nelesnej drevinovej vegetácie v krajine. 40(1), 37–40.
- ŠTEFUNKOVÁ, D. A DOBROVODSKÁ, M. 1998. In: Dobrovodská, M. 2000. Historická krajinná štruktúra - Liptovská Teplička. In: *Životné prostredie*. 34, 5
- ŠT'ASTNÁ, M, A VAISHAR, H VAVROUCHOVÁ, M ŠEVELOVÁ, S KOZLOVSKÁ, V DOSKOČILOVÁ a H LINCOVÁ, 2015. Changes of a Rural Landscape in Czech Areas of Different Types. *European Countryside*. 7(2), 111–133.
- ŠTĚPÁNEK, V. 1992. In: JELEČEK, L. 1995: Využití půdního fondu České republiky 1845 – 1995: hlavní trendy a širší souvislosti. *Sborník ČGS*. 1996. 4., Sv. 100, 276 – 291.
- TER BRAAK, C. J. F. a P. ŠMILAUER, 2014. *Canoco*. 2014.
- THEOHARIDES, K a J S DUKES, 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stage of invasion. *New Phytologist*. 176(2), 256–273.
- THIELE, J. A OTTE, A. 2006. Analysis of habitats and communities invaded by *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. (Giant Hogweed) in Germany. *Phytocoenologia* 36, 281–320.
- THIELE, J., OTTE, A., ECKSTEIN, R. L. 2007. Ecological needs, habitat preferences and plant communities invaded by *Heracleum mantegazzianum*. In: Pyšek, P., Cock, M.J.W., Nentwig, W., Ravn, H. P. (eds): *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. CAB International, Wallingford.
- TROLL, C. 1939. IN: NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. 1984. *Landscape ecology: theory and application*. New York: Springer, 356 s.
- TRPÁK, P. a TRPÁKOVÁ, 2002: Analýza funkčnosti krajiny na základě specifických vyhodnocení indikačních skic map a svazků stabilního katastru. In: Němec (ed): *Krajina 2002 - odpoznání k integraci*. s.86-92.
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874.
- TSCHARNTKE, T, JasoJn M. TYLIANAKIS, T A. RAND, R K. DIDHAM, L FAHRIG, P BATÁRY, J BENGTSOON, Y CLOUGH, T O. CRIST, C F. DORMANN, R M. EWERS, J FRÜND, R D. HOLT, A

- HOLZSCHUH, A. M., KLEIN, D., KLEIJN, C., KREMEN, D. A., LANDIS, W., LAURANCE, D., LINDENMAYER, Ch., SCHERBER, N., SODHI, I., STEFFAN-DEWENTER, C., THIES, Wim H., VAN DER PUTTEN a C. WESTPHAL, 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*. 87(3), 661–685.
- TU, M., 2009. Assessing and managing invasive species within protected areas. *Protected Area Quick Guide Series*. 40.
- TUCK, S.L., WINQVIST, C., MOTA, F., AHNSTROM, J., TURNBULL, L.A. a BENGTTSSON, J. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51, 746–755.
- TRNKA, P. 2001. Ekologické aspekty plošné a bodové zeleně v krajině. In: *Obnova plošné a bodové zeleně v krajině*. MZLU, Brno, s. 99–106.
- UCAR, T., A HALL, F. R. 2001. Windbreaks as a pesticide drift mitigation strategy: a review. *Pest Management Science*, 57(8), 663-675.
- UHLÍŘOVÁ, I. 2002. Současný stav využití starých map pro sledování krajinných změn. In: Němec et al.: *Krajina 2002 - od poznání k integraci*. Ústí nad Labem, s. 93- 95.
- USGS, 2017. USGS - U.S. Geological Survey. [online] Dostupné z: <http://www.usgs.gov> [cit. 08-03-2018]
- UUEMAA, E., ÜMANDER a R. MARJA, 2013. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*. 28, 100–106.
- ÚMLUVA O BIOLOGICKÉ ROZMANITOSTI 1993. [online]. Dostupné z: <http://chm.nature.cz/umluva-o-biologicke-rozmanitosti-cbd/o-umluve-cbd/>, [cit. 2017-04-11].
- VAN EETVELDE, V a M. ANTROP, 2009. Indicators for assessing changing landscape character of cultural landscapes in Flanders (Belgium). *Land Use Policy*. 26(4), 901–910.
- VAN KLEUNEN, M., W. DAWSON a N. MAUREL, 2015. Characteristics of successful alien plants. *Molecular Ecology*. 24(9), 1954–1968.
- VAN STRIEN, M. J. a A. GRÊT-REGAMEY, 2016. How is habitat connectivity affected by settlement and road network configurations? Results from simulating coupled habitat and human networks. *Ecological Modelling*. 342, 186–198.
- VAN VLIET, J., H. L. F. DE GROOT, P. RIETVELD a P. H. VERBURG, 2015. Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*. 133, 24–36.
- VARGA, K., G. DÉVAI a B. TÓTHMÉRÉSZ, 2013. Land use history of a floodplain area during the last 200 years in the Upper-Tisza region (Hungary). *Regional Environmental Change*. 13(5), 1109–1118.
- VENTURELLI, R.C. a GALLI, A. 2006. Integrated indicators in environmental planning: Methodological considerations and applications. *Ecological Indicators* 6:1, 228-237.
- VERBURG, P. H., J. VAN DE STEEG, A. VELDKAMP a L. WILLEMEN, 2009. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management*. B.m.: Elsevier Ltd, 90(3), 1327–1335.
- VIDICAN G. 2009. Assessing land reallocation decisions during transition in Romania – *Land Use Policy*, 26: 1080–1089.
- VILÀ, M. a I. IBÁÑEZ, 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology*. 26(4), 461–472.

- VILLARD, M. A., M. KURTIS TRZCINSKI a G MERRIAM, 1999. Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*. 13(4), 774–783.
- VILLEMÉY, A, I VAN HALDER, A OUIN, L BARBARO, J CHENOT, P TESSIER, F CALATAYUD, H MARTIN, P ROCHE a F ARCHAU, 2015. Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland. *Biological Conservation*. 191, 20–215.
- VINCIKOVÁ, H.; HAIŠ, M.; BROM, J.; PROCHÁZKA, J.; PECHAROVÁ, E. 2010. Use of remote sensing methods in studying agricultural landscapes – a review. *Landscape Studies*. 3: 53–63.
- VITOUSEK, P M, C M D ANTONIO, L L LOOPE, R WESTBROOKS a C M V ANTONIO, 1996. Biological Environmental Invasions Change as Global on the the is redistributing Our mobile society species earth at a pace that challenges ecosystems , threatens human health and strains economies. *American Scientist*. 84(5), 468–478.
- VYSLOUŽIL, M. 2007. Fenomén historických alejí a stromořadí v Krajině. *Zahrada-park-krajina*, 17(1), 14-16.
- WALCK, J. L., BASKIN, J. M., BASKIN, C. C. 1999. Relative competitive abilities and growth characteristics of a narrowly endemic and geographically widespread *Solidago* species (Asteraceae). *American Journal of Botany* 86, 820–828.
- WALDNER, LS, 2008. The kudzu connection Exploring the link between land use and invasive species. *Land Use Policy*. 25(3), 399–409.
- WASCHER, D. M.(ed) 2000. The face of Europe: policy perspectives for European landscapes. European Centre for Nature Conservation, Tilburg, The Netherlands.
- WALZ, U, 2011. Landscape Structure , Landscape Metrics and Biodiversity. *Landscape*. 5(3), 5.
- WEHLING, S., DIEKMANN, M., 2009a. Hedgerows as an environment for forest plants: a comparative case study of five species. *Plant Ecol*. 204:11–20.
- WEHLING, S., DIEKMANN, M., 2009b. Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biol. Conserv.* 142:2522–2530.
- WHITTAKER, R. H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*. 30(3), 279–338.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.
- WIENS, JA, 1989. Spatial Scaling in Ecology. Source: *Functional Ecology*. 3(4), 385–397.
- WILLIAMSON, M., 1996. Biological invasions. London, UK: Chapman and Hall.
- WITH, KA, 2002. The landscape ecology of invasive species. *Conservation Biology*. 16(5), 1192–1203.
- WITH, K A, 2004. Assessing the Risk of Invasive Spread in Fragmented Landscapes. *Risk Analysis: An International Journal*. 24(4), 803–815.
- WOITSCH, J. (2010). Dějiny lesa a lesnictví - variabilita přístupů a současné hlavní badatelské směry. *Hospodářské dějiny - Economic History* 25 (2), 199-226.
- WOZNAK, M, R. S E W LEUVEN, H. J R LENDERS, T J. CHMIELEWSKI, G W. GEERLING a A. J M SMITS, 2009. Assessing landscape change and biodiversity values of the Middle Vistula river valley, Poland, using BIO-SAFE. *Landscape and Urban Planning*. 92(3–4), 210–219.

- WU, J, 2006. Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. *Landscape Ecology*. 21(1), 1–4.
- WU, J a R HOBBS, 2002. Landscape ecology: the state-of-the-science. *KeyTopics in Landscape Ecol.* 271–287.
- ZÁRUBOVÁ – PRAUSOVÁ, R., 2001: Regulace invazních druhů, Část 2. *Ochrana přírody* 1: 6-8.
- ZÍMOVÁ, K, L POSPÍŠIL, V JANOVSÁ, P KARLÍK, P HOUFKOVA, J BUMERL, K MOLNÁROVÁ, J BENEŠ a A BERNARDOVÁ, 2013. Pluzina development analysis of an abolished village Malonín in Prachatice region. *Acta Pruhoniana* 104.: 204(November), 27–37.
- ZURLINI, G, I PETROSILLO, K Bruce JONES, BL. LI, KH. RIITERS, P MEDAGLI, S MARCHIORI a Nicola ZACCARELLI, 2013. Towards the planning and design of disturbance patterns across scales to counter biological invasions. *Journal of Environmental Management*. 128, 192–203.
- ZUUR, A. F., E. N. IENO, N. J. WALKER, A. A. SAVELIEV a G. M SMITH, 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer.
- ŽIGRAI, F. 2000. Dimenzie a znaky kultúrnej krajiny. *Životné prostredie*, 5

Legislativa:

zákon č. 114/1992 Sb.

zákon č. 254/20014 Sb. vodní zákon

zákon č. 326/2004 Sb. a příloha č. 8 vyhlášky č. 215/2008 Sb

zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči

zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství

nařízení EU č. 1306/2013 - Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1306/2013 ze dne 17. prosince 2013 o financování, řízení a sledování společné zemědělské politiky a o zrušení nařízení Rady (EHS) č. 352/78, (ES) č. 165/94, (ES) č. 2799/98, (ES) č. 814/2000, (ES) č. 1290/2005 a (ES) č. 485/2008

Online zdroje:

BERGBAUENFRGEN 2018 - Organic farming in Austria is family farming. [online] dostupno y> <https://berggebiete.at/cm3/de/home/18-themen/biolandbau/780-organic-farming-in-austria-is-family-farming.html> (cit. 2018-03-01)

BISE 2018: Evropský informační portál biodiverzity - [online] dostupné na: <https://biodiversity.europa.eu/info> (cit. 2018-03-01)

BRŮNA, V. 2002. Identifikace historické sítě prvků ekologické stability krajiny na mapách vojenských mapování. [online] dostupné z: https://www.academia.edu/3021924/Identifikace_historicke_site_prvku_ekologicke_stability_krajiny_na_mapach_vojenskych_mapovani (cit. 2018-03-01)

CENIA 2018. Půdní mapa ČR 1:250 000 - Klasifikace půdních typů dle Taxonomického klasifikačního systému půd ČR (TKSP) a World Reference Base for Soil Resources (WRB). revize: 16. 10. 2014, [online]. Dostupné jako služba WMS: http://geoportal.gov.cz/ArcGIS/services/CENIA/cenia_typy_pud/MapServer/WMServer

ČUZK 2017 - Ročenka půdního fondu 2017. [online] dostupné z: http://www.cuzk.cz/Periodika-a-publikace/Statisticke-udaje/Souhrne-prehledy-pudniho-fondu/Rocenka_pudniho_fondu_2017.aspx (cit. 2018-03-01)

DAISIE 2009 - Handbook of Alien Species [online] www.europe-alien.org

DAISIE 2018 - Delivering Alien Species Inventories for Europe [online] dostupné na: www.europe-alien.org

eAGRI 2018 - Národní dotace ministerstva zemědělství. [online]. dostupné na: <http://eagri.cz/public/web/mze/dotace/narodni-dotace/>

EEA 2018 - Indikátory [online] dostupné na: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-take-2/assessment-1>

EU 2015 - Zpráva EU 2015 - strategický plán ochrany biodiverzity. [online] dostupné na: <https://biodiversity.europa.eu/mtr/biodiversity-strategy-plan/target-3a-details>

EUROSTAT 2018 - Statistika ekologického zemědělství v EU. [online] dostupné na: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Organic_farming_statistics

EUROSTATa, 2017. Farm structure statistics. Online. Dostupné z: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Farm_structure_statistics, data z prosince 2015, [cit. 2017-03-31].

EUROSTATb, 2017. Agri-environmental indicator -landscape state and diversity. [online]. Dostupní z: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_landscape_state_and_diversity, data z října 2012, [cit. 2017-03-31].

EUROSTATc, 2017. Agri-environmental indicator - High Nature Value farmland. [online]. Dostupné na: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_High_Nature_Value_farmland, naposledy upraveno 24.3.2017, [cit. 2017-03-31].

Evropská úmluva o krajině, 2000. [online]. Dostupné z: [http://www.env.cz/C1257458002F0DC7/cz/evropska_umluva_o_krajine_smlouva/\\$FILE/OZV_cesky_text_EoUK_20120125.pdf](http://www.env.cz/C1257458002F0DC7/cz/evropska_umluva_o_krajine_smlouva/$FILE/OZV_cesky_text_EoUK_20120125.pdf), (cit. 2015-01-13)

FAOSTAT 2018 - Statistická databáze FAO [online] dostupné na: <http://faostat.fao.org/>)

LIFE 2018 - <http://www.program-life.cz> (cit. 2018-03-01)

LUCC 2018 <http://web.natur.cuni.cz/ksgrrsek/lucc/> (cit. 2018-03-01)

MZe 2017. Společná zemědělská politika. [online]. dostupné na: <http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/zahranicni-vztahy/cr-a-evropska-unie/spolecna-zemedelska-politika/> (cit. 2017-03-01)

Natura 2000 - AOPK ČR www.nature.cz/natura2000-design3/hp.php (cit. 2018-03-01)

OPŽP 2018 - Operační program životního prostředí. [online]. dostupné z: <http://www.opzp2007-2013.cz> (cit. 2017-3-24)

OPŽP 2018. Operační program životního prostředí - schválené žádosti. [Online]. dostupné z: <http://www.opzp2007-2013.cz/sekce/181/0/0/prijate-a-schvalene-zadosti> (cit. 2018-3-15).

PELCOM - Public Area of PELCOM. [online]. Dostupné na: <http://www.geo-informatie.nl/projects/pelcom/> (cit. 01-09-2016)

Platforma pro krajinu 2018 - webové stránky stejnojmenného projektu. [Online]. dostupné z: <http://nasekrajina.eu/> (cit. 2018-03-01)

RISY 2018 - Vyhledávání podpořených projektů - <http://www.risy.cz/cs/vyhledavace/projekty-eu/detail?id=64501> (cit. 2018-03-01)

16 PŘÍLOHY

SEZNAM PŘÍLOH:

- Příloha:** Struturovaný životopis včetně publikační činnosti
- Příloha 1:** Impaktová publikace: *What are the transitions of woodlands at the landscape level? Change trajectories of forest, non-forest and reclamation woody vegetation elements in a mining landscape in North-western Czech Republic*
- Příloha 2:** Upravený klasifikační klíč LU/LC použitý v analýze dynamiky dřevinné vegetace na Sokolovsku
- Příloha 3:** A Pedologické podmínky v zájmových územích v souvislosti s prostorovou distribucí plošek MDV — B Rámcové krajinné typy dle využití v kontextu hranic plošek krajinného pokryvu v zájmových územích (mapová příloha)
- Příloha 4:** Impaktová prvoautorská publikace: *The role of protected area zoning in invasive plant management*
- Příloha 5:** Poster z mezinárodní konference EMAPI 2017 — How threatened are protected area of Natura 200 by invasive alien plant species? the case study of SCIs in the Czech Republic (spolu s doplňkovým materiálem)