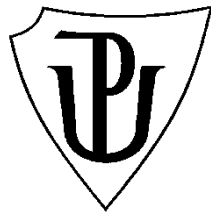


UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra geografie



Bc. Martin DVOŘÁK

**Ovlivnění krajinné struktury Urbanické brázdy
těžbou štěrkopísků**

Diplomová práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Irena Smolová, Ph.D.

Olomouc 2014

Bibliografický záznam

Autor (osobní číslo):	Bc. Martin Dvořák (R110157)
Studijní obor:	Regionální geografie
Název práce:	Ovlivnění krajinné struktury Urbanické brázdy těžbou štěrkopísků
Title of thesis:	Influence of landscape structure in Urbanická furrow by gravel mining
Vedoucí práce:	doc. RNDr. Irena Smolová, Ph.D.
Rozsah práce:	123 stran, 31 stran příloh, 1 volná příloha

Abstrakt: Diplomová práce se věnuje kvantitativnímu hodnocení stavu a vývoje krajinné struktury Urbanické brázdy na Královéhradecku v lokalitách ovlivněných těžbou štěrkopísků, a to na základě krajinných indexů metriky, heterogenity, diverzity a ekologické stability krajiny. Jednotlivé analýzy vycházely primárně ze studia historických a současných pramenů krajinné struktury, především z časové řady leteckých snímků pro roky 1937, 1954, 1961-1968, 1974, 1984, 1991, 2001 a 2012. K práci byl vytvořen teoretický aparát pojednávající o krajině, krajinné struktuře, jejích složkách a vlastnostech a dále popis metod zpracování digitálního obrazu za účelem interpretace změn v krajinné struktuře. Součástí diplomové práce je také zaznamenání současné krajinné struktury Urbanické brázdy, včetně kartografické reprezentace v podobě volně přiložené mapy využití území. V závěrečné části jsou uvedeny možnosti praktického využití opuštěných štěrkopískoven s návrhem implementace do sítě ÚSES, jako jedné z variant využití krajinně-ekologického potenciálu štěrkopískových jezer.

Klíčová slova: krajinná struktura, využití krajiny, krajinná heterogenita, diverzita, ekologická stabilita krajiny, index, těžba štěrkopísků, krajina narušená těžbou

Abstract:

The diploma thesis is dedicated to quantitative assessment of the state and development of landscape structure in Urbanická furrow (near city of Hradec Králové) in the areas affected by mining gravel, on the basis of landscape indexes of metrics, heterogeneity, diversity and ecological stability of the landscape. Individual analyzes were based primarily on the study of historical and contemporary sources landscape structure, especially from the time series of aerial photographs for the years 1937, 1954, 1961-1968, 1974, 1984, 1991, 2001 and 2012. Part of thesis is dealing with the theory of landscape, landscape structure and properties of its components, and a description of methods of digital image processing for the purpose of interpretation of changes in landscape structure. In the thesis is also recording the current landscape structure Urbanické furrows, including cartographic representation in the form of attached maps of land use. In the final section is suggested practical use of abandoned gravel lakes with a proposal for the implementation in the network ÚSES as one of the alternatives to the use of landscape-ecological potential gravel lakes.

Keywords:

landscape structure, land use, landscape heterogeneity, diversity, ecological stability of the landscape, index, analysis, gravel mining, landscape disturbed by mining

Prohlašuji, že jsem zadanou diplomovou práci vypracoval zcela samostatně pod vedením doc. RNDr. Ireny Smolové, Ph.D. a veškeré použité zdroje jsem uvedl v seznamu literatury.

V Olomouci dne

.....

podpis

Rád bych tímto poděkoval doc. RNDr. Ireně Smolové, Ph.D. za odborné vedení a cenné připomínky při psaní diplomové práce, dále panu Ing. Liboru Rakovi z Odboru životního prostředí Magistrátu města Hradec Králové za vstřícnou pomoc a za poskytnuté informace k řešené problematice. Děkuji zároveň i své rodině a blízkým za jejich trpělivost a podporu, kterou mi věnovali po celou dobu psaní této práce.

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
Přírodovědecká fakulta
Akademický rok: 2011/2012

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Martin DVOŘÁK**
Osobní číslo: **R110157**
Studijní program: **N1301 Geografie**
Studijní obor: **Regionální geografie**
Název tématu: **Ovlivnění krajinné struktury Urbanické brázdy těžbou štěrko-
písků**
Zadávající katedra: **Katedra geografie**

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

Cílem diplomové práce, která navazuje na bakalářskou práci Urbanická brázda přírodní potenciál pro těžbu nerostných surovin, je zhodnotit vliv těžby štěrkopísků na krajinnou strukturu. Práce bude vycházet ze studia historických pramenů (včetně leteckých snímků) a bude analyzovat změny ve struktuře krajiny v historických obdobích. Stanoveny budou základní etapy ovlivnění krajinné struktury od roku 1945 do současnosti.

Práce bude zahrnovat následující dílčí části:

rešerše literatury zaměřená na způsoby využití opuštěných štěrkopískoven, analýza historického vývoje krajinné struktury Urbanické brázdy se zaměřením na vznik a zánik nových krajinných prvků v souvislosti s těžbou štěrkopísků, základní etapy změny krajinné struktury včetně kartografické prezentace, současná krajinná struktura a její analýza, případová studie - lokalita Písek

Rozsah grafických prací: **Podle potřeb zadání**
Rozsah pracovní zprávy: **20 000 - 24 000 slov**
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**
Seznam odborné literatury: **viz příloha**

Vedoucí diplomové práce: **Doc. RNDr. Irena Smolová, Ph.D.**
Katedra geografie

Datum zadání diplomové práce: **5. ledna 2012**
Termín odevzdání diplomové práce: **10. dubna 2013**

Prof. RNDr. Juraj Ševčík, Ph.D.
děkan

L.S.

Doc. RNDr. Zdeněk Szczyrba, Pl
vedoucí katedry

V Olomouci dne 5. ledna 2012

Příloha zadání diplomové práce

Seznam odborné literatury:

- BIČÍK, I. (2004): Dlouhodobé změny využití krajiny České Republiky. *Životné Prostredie*, roč. 38, č. 2, s. 81-85.
- BIČÍK, I. A KOL. (1996): Land use/land cover changes in the Czech Republic 1845-1995. *Geografie - sborník české geografické společnosti*, roč. 101, č. 2, s. 92-109.
- FERANEC, J., et al. (1997): Analýza zmien krajiny aplikáciou údajov diaľkového prieskumu zeme. *Geographia Slovaca* 13/1997, Bratislava: Geogr. ústav SAV, 64 s.
- FERANEC, J., OŤAHEL, J., et al. (2001): Krajinná pokrývka Slovenska. Veda, Bratislava: Geograf. ústav SAV, 122 s.
- FERANEC, J., OŤAHEL, J. (2003): Mapovanie krajinej pokrývky a zmien krajiny pomocou údajov diaľkového prieskumu Zeme. *Životné Prostredie*, roč. 37, č. 1, s. 25-29.
- FERANEC, J., OŤAHEL, J., PRAVDA, J., et al. (1996): Krajinná pokrývka Slovenska identifikovaná metódou Corine Land Cover. *Geographia Slovaca* 11/1996, Bratislava: Geogr. ústav SAV, 95 s.
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993): Krajinná ekologie. 1.vyd., Praha: Academia, 583 s.
- GALLAY, I., OLAH, B. (2004): Vzťah primárnej a sekundárnej štruktúry krajiny Turnianskej kotliny. *Geografia*, roč. 12, č. 1, s. 21-25.
- LIPSKÝ, Z.: Krajinná ekologie: pro studenty geografických oborů. 1. vyd., Karolinum, Praha, 1998, 129 s.
- LIPSKÝ, Z.: Sledování změn v kulturní krajině: učební text pro cvičení z předmětu Krajinná ekologie. *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 2000, 71 s.
- LIPSKÝ, Z. (1994): Změna struktury české venkovské krajiny. *Geografie - Sborník ČGS*, sv. 99, č. 4, Praha: Academia, s. 248-260.
- LIPSKÝ, Z., KVAPIL, D. (2000): Současné změny ve využití půdy (Nové funkce venkovské krajiny). *Životné Prostredie*, roč. 34, č. 3, s. 148-153.
- LÖW, J. A KOL. (1995): Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. *Metodika pro zpracování dokumentace*. Doplněk, Brno, 122 s.
- LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): Krajinný ráz. 1. vyd., *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 552 s.
- MATĚJČEK, T. (2001): Krajinně - ekologické zhodnocení vytěžených pískoven na okrese Nymburk. Diplomová práce, Praha: Přírodovědecká fakulta UK v Praze.
- MATĚJČEK, T. (2004): Těžba štěrkopísků ve středním Polabí a její vliv na krajinu. In: *Veronica*, 18, č. 4, Brno: Regionální sdružení ČSOP Brno.
- MATĚJČEK, T. (2005): Vytěžené pískovny a jejich začlenění do krajiny. In: *Živa*, LXXVII, č. 6, Praha: Academia.
- MINÁR, J. a kol. (2001): Geoekologický (komplexný fyzickogeografický) výskum a mapovanie vo veľkých mierkach. Univerzita Komenského, Bratislava, 209 s. ISBN 80-968146-3-X.
- ŘEHOUNKOVÁ, K., ŘEHOUNEK, J., BERNARD, M., HENEBERG, P. (2006): Pískovny v krajině. České Budějovice: Sdružení Calla.

OBSAH

1. ÚVOD	12
2. CÍLE PRÁCE	13
3. METODIKA ZPRACOVÁNÍ DIGITÁLNÍHO OBRAZU	14
3.1 Vlastnosti digitálního obrazu	14
3.2 Předzpracování digitálního obrazu	15
3.2.1 Zvýrazňování obrazu	15
3.2.2 Korekce obrazu	17
3.2.2.1 Geometrické korekce	18
3.2.2.1.1 Georeferencování	19
3.3 Fotointerpretace digitálního obrazu	22
3.3.1 Fotointerpretace Císařských otisků stabilního katastru	22
3.3.2 Fotointerpretace leteckých snímků	23
4. VYMEZENÍ ÚZEMÍ	25
4.1 Vybrané fyzicko-geografické poměry	26
4.1.1 Geologie oblasti	26
4.1.2 Geomorfologie oblasti	27
4.1.2.1 Štěrkopískové terasy	28
4.1.2.1.1 Těžba štěrkopísků v Urbanické brázdě	28
4.2 Hydrologie oblasti	32
4.2.1 Vodohospodářský potenciál v minulosti	32
4.2.2 Vodohospodářský potenciál v současnosti	34
4.2.2.1 Hydrologická rizika spojená s těžbou štěrkopísků	35
5. STRUKTURA A STABILITA KRAJINY	36
5.1 Typy krajinné struktury	36
5.1.1 Primární krajinná struktura	36
5.1.2 Druhotná krajinná struktura	36
5.1.2.1 Krajinná pokrývka	38
5.1.3 Terciární krajinná struktura	39
5.2 Ekologická rovnováha krajiny	40
5.3 Ekologická stabilita krajiny	41
5.4 Územní systém ekologické stability (ÚSES)	43
5.4.1 Vymezování kostry ekologické stability	44

5.4.1.1 Významné prvky kostry ekologické stability	45
5.4.2 Prostorové parametry segmentů ÚSES	46
5.5 Kvantifikace krajinné struktury	48
5.5.1 Volba indexů pro hodnocení vývoje krajiny Urbanické brázdy	48
5.5.2 Kvantifikace krajinné struktury v programových prostředcích.....	54
5.5.2.1 Extenze V-LATE.....	55
6. PŘEDZPRACOVÁNÍ POUŽITÝCH DIGITÁLNÍCH DAT	56
6.1 Předzpracování Císařských otisků stabilního katastru	57
6.2 Předzpracování leteckých snímků	59
6.2.1 Volba klasifikačních kategorií využívání krajiny	62
6.2.2 Vektorizace dat.....	62
7. HODNOCENÍ KRAJINNÉ STRUKTURY	64
7.1 Stanovení hypotéz	64
7.2 Stav krajinné struktury	64
7.2.1 Stav v roce 1937	64
7.2.2 Stav v roce 1954	67
7.2.3 Stav mezi roky 1961 - 1968	68
7.2.4 Stav v roce 1974	71
7.2.5 Stav v roce 1984	73
7.2.6. Stav v roce 1991	75
7.2.7 Stav v roce 2001	77
7.2.8 Stav v roce 2012.....	80
7.3 Vývoj krajinné struktury vybraných lokalit	82
7.3.1 Vývoj heterogenity krajiny.....	82
7.3.2 Vývoj diverzity krajiny	89
7.3.3 Vývoj ekologické stability krajiny	91
7.4 Změna ve struktuře krajiny vybraných lokalit	93
7.4.1 Hlavní typy změny mezi kategoriemi využívání krajiny	93
7.4.2 Počet změn v kategoriích využívání krajiny	95
7.4.3 Směr změny ve vybraných kategoriích využívání krajiny	97
7.5 Komentář výsledků vzhledem ke stanoveným hypotézám	100
8 SOUČASNÁ KRAJINNÁ STRUKTURA URBANICKÉ BRÁZDY	102
8.1 Klasifikace krajinných prvků Urbanické brázdy.....	102
8.2 Popis krajinných prvků Urbanické brázdy	105

9. MOŽNOSTI PRAKTICKÉHO VYUŽITÍ ŠTĚRKOPÍSKOVÝCH JEZER.....	107
9.1 Štěrkopísková jezera jako potenciální zdroj pitné vody.....	107
9.2 Štěrkopísková jezera jako ekologicky stabilní ekosystémy	109
9.2.1 Postup tvorby návrhu ekologické stabilizace zájmové oblasti.....	110
9.2.1.1 Vymezení zájmové oblasti	110
9.2.1.2 Lokace návrhu ekologické stabilizace.....	111
10. ZÁVĚR.....	115
11. SUMMARY	117
12. POUŽITÁ LITERATURA.....	118
13. SEZNAM PŘÍLOH	123

1. ÚVOD

Krajinu lze vnímat různým způsobem a popisovat ji z mnoha úhlů pohledu, stejně tak i z pohledu mnoha profesí, či pohledu různých zájmových skupin. Z geografického hlediska představuje krajinná, neboli přírodní sféra, ucelený komplex systémů, které jsou strukturovány vertikálně nebo horizontálně a jsou vzájemně propojeny vnitřními vazbami. *Kulturní krajinná sféra* není od svého okolí izolovaná, ale představuje relativně samostatný autoregulační systém, který je závislý na energetických a materiálových vstupech. Právě člověk je od nepaměti původcem těchto vstupů, díky kterým se kulturní krajina v čase neustále vyvíjí. V důsledku toho vykazuje krajina v určitých obdobích specifickou mozaiku krajinných prvků a složek, jakými mohou být např. prvky nepůvodní *krajinné struktury* štěrkopískových jezer v zemědělské krajině Urbanické brázdy.

Krajinná struktura Urbanické brázdy determinuje způsob, jakým může člověk využívat její potenciál. Pozorování změn ve využívání tohoto potenciálu lze uskutečnit na základě dat z distančního způsobu pořizování záznamu o krajině, tedy z leteckých snímků. Přednosti leteckých snímků se uplatnily v diplomové práci při hodnocení stavu krajinné struktury v jednotlivých sledovacích obdobích a při sledování vývoje využívání krajiny na základě analýz metrických a krajinně-ekologických indexů. Jelikož lidské zásahy do krajiny uskutečněné v minulosti měly přímou souvislost se stavem a kondicí dnešní krajiny, je budoucí krajina určena současnými lidskými zásahy do krajiny. Díky pokročilým možnostem geoinformačních technologií bylo možné identifikovat a kvantifikovat tyto antropogenní zásahy do krajiny.

Oblasti těžby v Urbanické brázdě reprezentují krajinu s nejvyšší koncentrací antropogenního tlaku v důsledku těžby štěrkopísků v Královéhradeckém kraji. První ovlivnění krajinné struktury zde bylo pozorováno již v roce 1870, kdy v okolí obce Obědovice byla založena obecní pískovna. V časové řadě od roku 1937 do roku 2012 prošly oblasti těžby značnou proměnou svého stavu, funkčních i ekosystémových vlastností. V současnosti však tvoří nedílnou součást krajinné mozaiky Urbanické brázdy a představují příležitosti pro různé návrhy stabilizace území, pro něž by výsledky kvantitativního výzkumu krajinné struktury mohly být inspirací. Zejména štěrkopísková jezera jsou potenciálem pro systematická opatření, která by vedla k optimalizaci jejich ekologické, produkční nebo estetické a rekreační funkce.

2. CÍLE PRÁCE

Cílem diplomové práce, která navazuje na bakalářskou práci: Urbanická brázda – přírodní potenciál pro těžbu nerostných surovin, bude hodnocení vlivu těžby štěrkopísků na krajinnou strukturu Urbanické brázdy. Analýzy budou vycházet ze studia historických pramenů, především z časové řady leteckých snímků. Hodnocení stavu a vývoje krajinné struktury Urbanické brázdy bude zaměřeno na vznik a zánik nových krajinných prvků v důsledku těžby štěrkopísků. Dílčím cílem práce bude popis současné krajinné struktury Urbanické brázdy, včetně kartografické reprezentace a návrhů možností praktického využití opuštěných štěrkopískoven v konkrétní zájmové lokalitě u obce Písek u Chlumce nad Cidlinou.

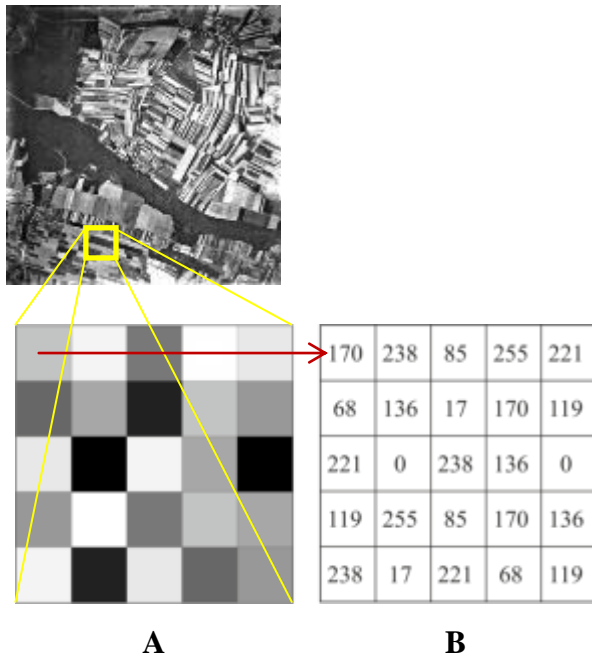
3. METODIKA ZPRACOVÁNÍ DIGITÁLNÍHO OBRAZU

Kapitola se věnuje obecnému postupu při zpracovávání digitálních dat z distančního způsobu snímání zemského povrchu. Úprava pomocí metod předzpracování digitálního obrazu použitých leteckých snímků (a doplňkově i Císařských otisků stabilního katastru) byla prvním důležitým krokem v procesu analyzování heterogenity krajinné struktury, diverzity a ekologické stability v oblastech ovlivněných těžbou štěrkopísků.

3.1 Vlastnosti digitálního obrazu

Digitální obraz je vyjádření 2D prostoru pomocí číselného zápisu. Transformací analogového obrazu do této formy lze data snadno přenášet mezi počítačovými systémy, editovat nebo analyzovat. Atomickou složkou digitálního obrazu je *pixel*, který nese určitou informační hodnotu. Ta je vyjádřena číselnou veličinou označovanou v literatuře jako „digital number“, dále jako *DN hodnota*. Informace, kterou obraz nese, je závislá na *radiometrickém, spektrálním, prostorovém a časovém* rozlišení. Radiometrické rozlišovací schopnosti udávají počet rozlišitelných úrovní v každém spektrálním pásmu. Nejběžnější 8bitový zápis umožňuje kategorizovat pixely do 256 různých úrovní. Spektrální rozlišení je dáno počtem spektrálních pásem, ve kterých je obraz zaznamenáván. Snímací zařízení na družicových systémech nebo v kamerách určených pro letecké snímání mohou zaznamenat signál v *panchromatickém, multispektrálním* nebo *hyperspektrálním* módu. Definování vhodné spektrální frekvence pro záznam určitého typu krajinného povrchu závisí na zadání úlohy. Například hyperspektrální záznam v nepravých barvách se využívá především ke zjištění zdravotního stavu vegetace nebo ke kvantifikaci biomasy. Konvenční letecké snímky jsou zpravidla pořizovány v panchromatickém nebo multispektrálním režimu a digitální obraz vzniká naskenováním jejich analogových kopií. Převod analogových záznamů do digitální podoby se nejčastěji provádí do formátu TIFF (Tag image File Format), který je plně kompatibilní se všemi softwary určenými pro práci s geodaty (PAVELKA, DOLANSKÝ, HODAČ, VALENTOVÁ, 2001). Rozlišovací schopnosti prostorové povahy odpovídají velikosti obrazového prvku, tedy velikosti pixelu. Ztráta prostorové informace může být negativně ovlivněna nejen nedostatečnými technickými možnostmi snímacího zařízení, ale také skenováním leteckých snímků. Rozlišení skeneru se udává v jednotkách DPI (Dot Per Inch), čili počet bodů na palec (1 palec = 2,54 cm). Letecké snímky pořízené v měřítku 1 : 23 000 a naskenované v rozlišení 1200 dpi je možné interpretovat až do měřítků 1 : 3 000 až 1 : 2 000. Skenováním v rozlišení 600 dpi lze vytvořit pixel o velikosti 1 m (MUKLOVÁ, 2007). Časové rozlišení snímku

udává časovou periodu, se kterou systém pořizuje záznam konkrétního území. U jednotlivých družicových systémů je interval časového rozlišení od minut (30 min u družice METEOSAT 7) po dny (26 dní u družice SPOT 5). Letecké snímky mají časovou periodu různou, podle potřeb pořízení záznamu.



Obr. 3.1.a: Znázornění vztahu mezi stupněm šedi na výřezu leteckého snímku (A) a DN hodnotu digitálního obrazu (B).

zdroj: VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2012, vlastní zpracování

3.2 Předzpracování digitálního obrazu

Předzpracování digitálního obrazu je nedílnou součástí v procesu interpretace objektů z obrazového záznamu. Předzpracováním se rozumí úprava obrazu do takové podoby, která zaručí vyšší čitelnost, odstraní či potlačí některé negativní jevy a garantuje geometrickou korektnost digitálního obrazu (PAVELKA, DOLANSKÝ, HODAČ, VALENTOVÁ, 2001).

3.2.1 Zvýrazňování obrazu

Některé nedokonalosti radiometrické povahy lze odhalit na *histogramu obrazu*. Histogram je frekvenční graf znázorňující četnost zastoupení jednotlivých odstínů šedi, které jsou reprezentovány DN hodnotou. Histogram je účinný nástroj pro radiometrické (bodové) zvýrazňování obrazu a používá se ke zvýšení množství informace, která může být ze snímku získána. Při úpravě histogramu se nejčastěji pracuje s tzv. *zobrazovací funkcí*, která konkrétní DN hodnotě na originálním snímku přiřadí novou hodnotu na snímku výstupním. *Úprava*

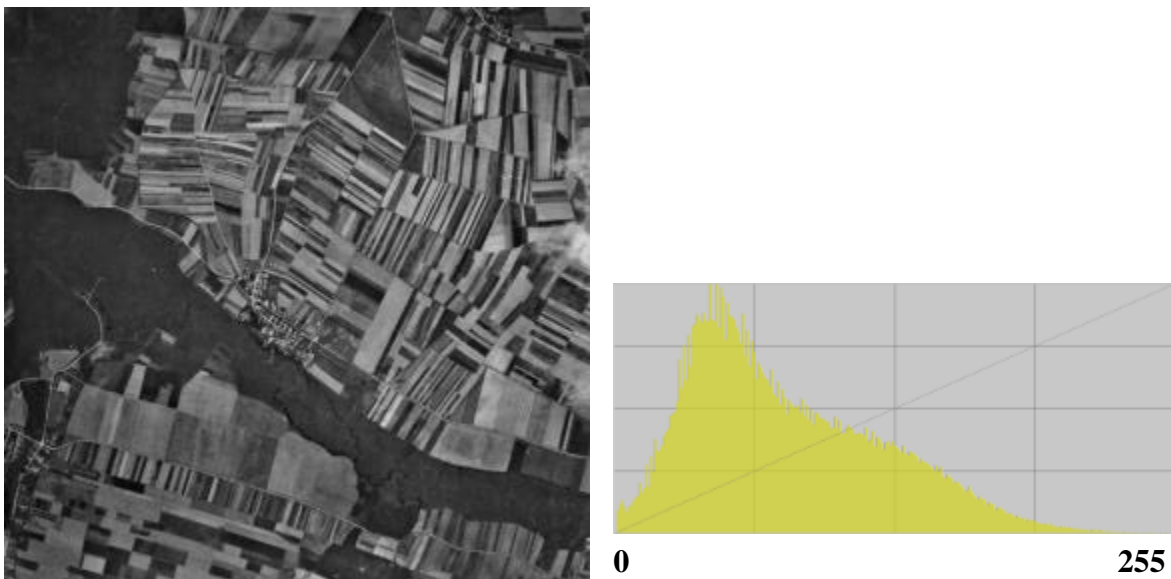
kontrastu či jasů, prahování nebo hustotní řezy patří mezi nejužitečnější operace, které lze pomocí zobrazovací funkce provádět. Originální obraz zpravidla neobsahuje všechny pixely, které nabízí radiometrická rozlišovací schopnost snímacího zařízení. Nevyužitím plného rozsahu hodnot se na originálním obrazu projevuje tzv. „závojem“. Odstranění tohoto negativního efektu lze dosáhnout lineárním, lineárním po částech nebo nelineárním roztažením histogramu podle zobrazovací funkce (BĚLKA, VOŽENÍLEK, 2013).



Obr. 3.2.1.a: Roztažení histogramu podle zobrazovací funkce lineární (A), lineární po částech (B) a nelineární (C).

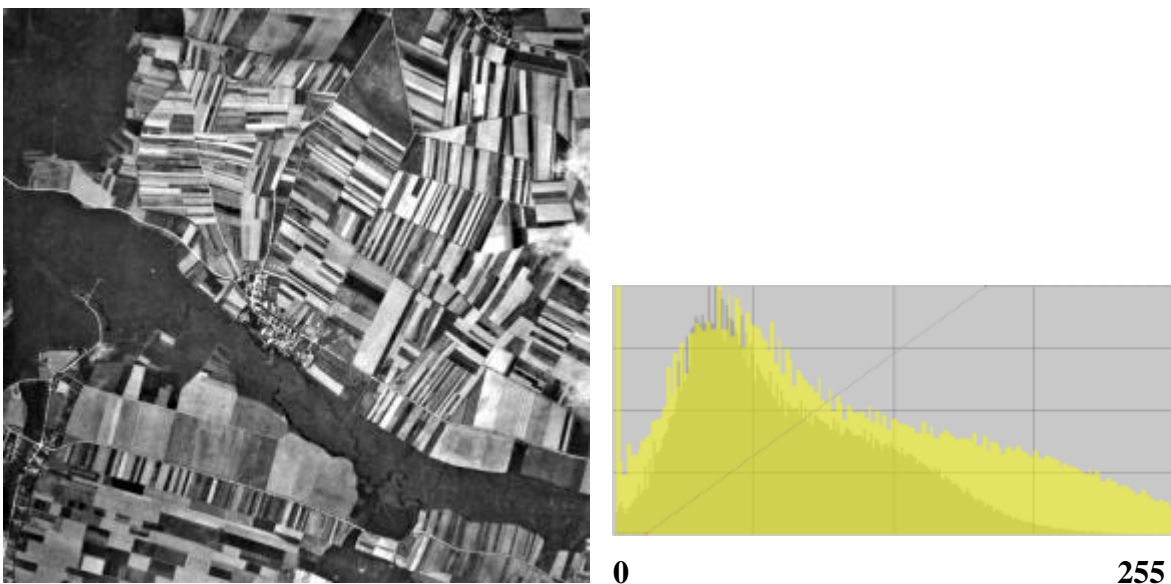
zdroj: BĚLKA, VOŽENÍLEK, 2013, vlastní zpracování

Vedle metod *radiometrického zvýraznění* obrazu pomocí úpravy histogramu, je možné digitální obraz upravovat metodami *prostorového* nebo *spektrálního zvýraznění*. Zatímco spektrální zvýrazňování obrazu se využívá k úpravě multispektrálních snímků, prostorové zvýraznění obrazu lze aplikovat i na snímky panchromatické. K prostorovému zvýraznění obrazu se nejčastěji využívá nízkofrekvenčních nebo vysokofrekvenčních filtrací. Nová DN hodnota pixelu je vypočítána v závislosti na hodnotách určitého počtu pixelů okolních. K určení počtu sousedních pixelů pracují filtrace vždy s tzv. *filtračním okem*. Princip filtrace spočívá v tom, že se do výsledného obrazu propustí pouze určitý typ frekvence. Vysokofrekvenční filtry propouštějí do obrazu pouze vysokofrekvenční informaci. Ta je nejčastěji reprezentována hranou, linií nebo lokálním extrémním rozdílem v DN hodnotách pixelů při přechodu z jednoho pixelu do druhého (např.: říční síť, komunikace, hrany budov, atd.). Vysokofrekvenční filtry mají své využití při detekci hran a linií v obraze. Nízkofrekvenční filtry propouštějí do výsledného obrazu naopak pouze nízkofrekvenční informaci, která se v obraze vyskytuje tam, kde dochází k postupné a plynulé změně v hodnotách pixelů (např.: vodní plochy, velká pole, lesy, atd.) DOBROVOLNÝ, 1998).



Obr. 3.2.1.b: Ukázka graficky neupraveného leteckého snímku se závojem a původním histogramem.

zdroj: VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2012, vlastní zpracování



Obr. 3.2.1.c: Ukázka graficky upraveného leteckého snímku bez závoje s roztaženým histogramem podle lineární zobrazovací funkce.

zdroj: VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2012, vlastní zpracování

3.2.2 Korekce obrazu

Mezi dílčí metody předzpracování digitálního obrazu se vedle metod zvýrazňování řadí i *radiometrické, atmosférické a geometrické korekce*. Jejich cílem je taková úprava DN hodnot, která vede k získání informací o nezkrácené odrazové či zářivé energii objektů.

Rozdílná výška Slunce v důsledku změny ročních období je jednou z příčin rozdílných DN hodnot pro stejné povrchy. Kompenzace sezónních rozdílů se řeší normalizací výšky Slunce na pozici družice v zenitu. Dalším projevem radiometricky nepřesných dat jsou náhodné bitové chyby, chybějící řádky nebo tzv. páskování obrazu označované v literatuře jako *stripping*, což je důsledek chybné kalibrace snímacího zařízení. Nejčastějším způsobem radiometrických korekcí je zprůměrování DN hodnot odpovídajících si pixelů nad a pod chybějícím řádkem nebo sestavení regresního vztahu mezi dvěma pásmy multispektrálního obrazu. DN hodnoty pixelů jsou často negativně ovlivněny také atmosférickými vlivy. K jejich odstranění se vychází z fyzikálního předpokladu, že vyzařování vodních ploch v blízkosti infračerveného záření se téměř rovná nule. Pokud je možné na snímku jednoznačně identifikovat vodní plochu, pak lze tvrdit, že signál přijatý snímacím zařízením je v této části snímku negativním projevem atmosféry. Odečtení DN hodnoty vodní plochy od všech ostatních naměřených hodnot je postup označovaný jako *metoda nejtmašího pixelu*. K atmosférickým korekcím se vedle této metody využívá také regresní analýza nebo metoda modelování atmosférických podmínek. Cílem radiometrických a atmosférických korekcí obrazu je získání absolutních hodnot vyzařování daného objektu. Absolutní hodnoty jsou následně vhodné pro kvantitativní analýzy (např.: pro výpočet množství biomasy, povrchové radiační teploty, pro výpočet vodního obsahu, atd.) (DOBROVOLNÝ, 1998).

3.2.2.1 Geometrické korekce

Originální obrazová data obsahují zpravidla významné geometrické nepřesnosti, proto nelze snímky používat jako mapy. Poloha objektů na snímku neodpovídá poloze objektů ve skutečnosti, takže z nezpracovaných snímků nelze zjišťovat rozlohy ploch, ani měřit vzdálenosti v důsledku nejednotného měřítka. Cílem geometrických korekcí je eliminace chyb, které mohou vzniknout při pořizování záznamu. Obecně se rozdělují do tří skupin podle původu jejich vzniku na *chyby v parametrech dráhy letu* (kolísání výšky a změny v orientaci), *chyby ve vlastnostech senzoru* (nepřesnosti při snímání obrazu) a na *chyby georeliéfu* (zakřivení Země, její rotace, lokální topografické konvekční nebo konkávní tvary reliéfu) (DOBROVOLNÝ, 1998). Geometrickou korekci popisuje PAVELKA, DOLANSKÝ, HODAČ, VALENTOVÁ (2001, str. 68) jako: „*postup při odstraňování zkreslení obrazu způsobené nestálostí geometrických podmínek v průběhu měření a převodu dat do vhodné projekce (zejména v DPZ) nebo jako metodu tvorby nového obrazu (např. ortofota) na základně transformačních vztahů.*“ Podle autorů lze geometrickou korekci provádět třemi způsoby:

- *Transformace na základě přesně známých parametrů trajektorie nosiče.* Geometrická transformace obrazu vychází z deformovaných dat lineárních CCD komor snímacích zařízení.
- *Přímá geometrická transformace na základě vlíčovacích bodů nebo vektorů.* Z originálního obrazu je transformačními rovnicemi metodou per-pixel vypočítána nová poloha každého pixelu. Výsledné obrazy mohou mít nepravoúhlý tvar a obsahovat prázdná místa.
- *Nepřímá geometrická transformace na základě vlíčovacích bodů nebo vektorů.* Metoda vychází z výsledného obrazu a vede k sestavení originálního obrazu pomocí inverzních transformačních rovnic. Tato metoda zpětně spočítá polohy pixelů v pixelových souřadnicích (řádky, sloupce). Finálním krokem při transformaci obrazu je jeho interpolace.

Z důvodu výsledného pravoúhlého obrazu a obrazového záznamu bez prázdných míst, je často používanou metodou geometrických korekcí nepřímá geometrická transformace, jejímž výsledkem jsou **georeferencovaná** (geokódovaná) data, čili data projektovaná do konkrétního souřadnicového systému (PAVELKA, 1999). DOBROVOLNÝ (1998) nazývá proces transformace polohy všech pixelů obrazového záznamu z jednoho souřadnicového systému do druhého jako **rektifikace**. Samotná rektifikace obrazu může být provedena čtyřmi různými způsoby: *registrací, georeferencováním, geokódováním, nebo ortorektifikací.*

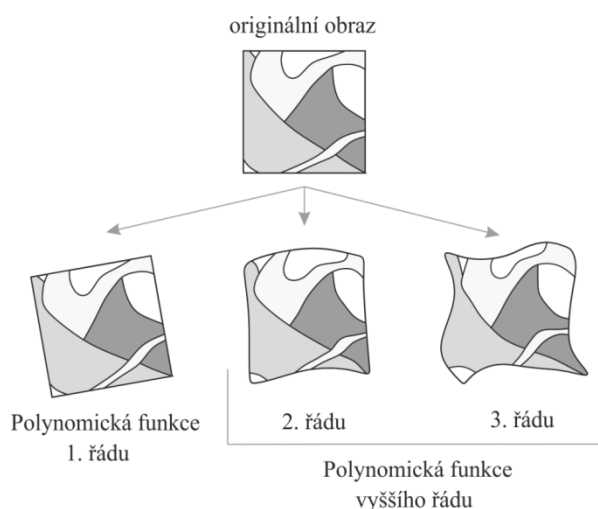
3.2.2.1.1 Georeferencování

Pro geometrickou transformaci obrazových záznamů byla v práci využita metoda rektifikace obrazu nazývaná jako georeferencování. Tímto procesem se mění pouze informace o poloze objektů na snímku a nedochází ke změně v DN hodnotách jednotlivých pixelů. Obecný postup rektifikace georeferencování obrazu je založený transformací podle polynomické funkce. DOBROVOLNÝ (1998) dělí tento postup do několika kroků:

- *Sběr identických bodů.* Identické neboli **vlíčovací body** jsou body, jejichž polohu je možné identifikovat zcela přesně na obrazu, který bude transformován, stejně tak i na obrazu, který slouží jako referenční podklad se známým souřadnicovým systémem. Ideálními vlíčovacími body snímků krajinného povrchu jsou stále objekty s neměnnou pozicí v prostoru, jako jsou např.: křižovatky významných komunikací, rohy stálých objektů, kostely, kaple atd. Nevhodné jsou naopak objekty, jejichž poloha se může

časem měnit, jako je např.: koryto vodního toku modelované boční erozí, nebo okraje lesů. Aby transformace snímku proběhla správně, je nutné dbát na dostatečný počet vřícovacích bodů a především na jejich rovnoměrné rozmístění v obraze. Vysoká koncentrace bodů na malé ploše nebo opomenuté rozmístění bodů při okrajích obrazu může vést k chybné geometrické korekci.

- *Volba stupně transformace.* Ke geometrické transformaci obrazových záznamů se využívá řada algoritmů, jako *spline transformace*, *transformace po částech (TIN)*, *rubber sheeting* a další. Zdaleka nejčastěji se však využívá tzv. **polynomická transformace**. Volba stupně této transformace je přímo závislá na geometrických nepřesnostech vzniklých v průběhu pořizování záznamu. Transformace polynomem *prvního řádu* umožňuje otočit nebo posunout obrazový záznam v ploše, nikoliv v prostoru. Podle počtu párů vřícovacích bodů, se transformace polynomem prvního řádu nazývá *podobnostní* (2 páry bodů), *afinní* (3 páry bodů) nebo *kolineární* (4 páry bodů). Kolineární transformace umožňuje již změnu měřítka ve směru řádků a sloupců nezávisle na sobě. Pro snímky, kde transformace v ploše není dostačující, se využívá transformace polynomem *vyššího řádu*, která umožňuje transformaci obrazu v prostoru. S nárůstem řádu transformace, roste i počet dvojic vřícovacích bodů. Např. pro polynomickou transformaci obrazu 2. řádu je zapotřebí 6 párů identických bodů, 3. řádu 10 párů, 4. řádu 15 párů, 5. řádu 21 párů. Většího polynomického řádu než 5., se ale prakticky nevyužívá.



Obr. 3.2.2.1.1.a: Vliv řádu polynomické transformace na geometrickou korekci digitálního obrazu.

zdroj: ESRI, 1995 – 2014, vlastní zpracování

- *Výpočet transformačních rovnic a jejich testování.* Transformační rovnice určují vztah mezi pozicí každého vlíčovacího bodu v obraze (bod, který je transformován) a pozicí bodu v požadovaném souřadnicovém systému. Ukázka předpisu pro rovnici polynommické funkce vyššího řádu je podle PAVELKY (1999):

$$\mathbf{X} = a_0 + a_1x + a_2y + a_3xy + a_4x^2 \dots$$

$$\mathbf{Y} = b_0 + b_1x + b_2y + b_3xy + b_4x^2 \dots$$

$X, Y \dots$ souřadnice vzorového pixelu v originálním obraze

$x, y \dots$ souřadnice v rektifikovaném (geometricky správném) obraze

$a_i, b_i \dots$ transformační koeficienty

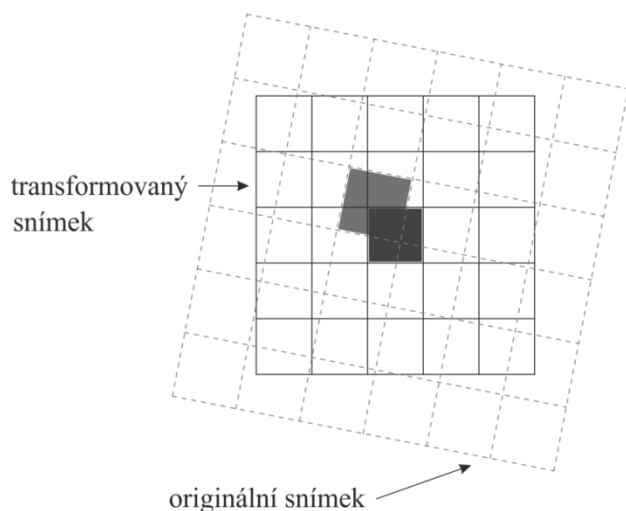
Nově vypočtená poloha identického bodu pomocí transformační rovnice není zcela shodná s pozicí bodu v geometricky správném obraze. Mírou přesnosti transformace je odmocnina tzv. **střední kvadratické chyby** označované jako **RMSE** („Root Mean Square Error“), která představuje vzdálenost mezi pozicí identického bodu ve zdrojových souřadnicích a pozicí vypočtenou transformačními rovnicemi. RMSE lze koncipovat jako chybu pro jednotlivé dvojice vlíčovacích bodů nebo jako celkovou chybu geometrické transformace, jejíž kritická velikost pod 1 pixel je obecně akceptovatelná hladina přesnosti (LILLESAND and KIEFER in DOBROVOLNÝ, 1998).

$$\mathbf{RMSE} = \sqrt{(x - x_{or})^2 + (y - y_{or})^2}$$

$x, y \dots$ souřadnice vlíčovacího bodu vypočítané pomocí transformačních rovnic

$x_{or}, y_{or} \dots$ původní souřadnice vlíčovacího bodu ve zdrojové souřadnicové soustavě

- *Převzorkování (resampling).* Převzorkováním obrazu se každému pixelu přiřadí nová DN hodnota, vypočtená na základě transformačních rovnic. Mezi nejužívanější obecné algoritmy patří *metoda nejbližšího souseda*, *bilineární interpolace* a *kubická konvoluce*. V diplomové práci byla využívána metoda nejbližšího souseda, jejímž principem je jednoduché posunutí hodnoty nejbližšího sousedního pixelu do prázdné pozice ve výsledné matici. Teoreticky tak může dojít k prostorové chybě transformovaného pixelu až o 0,5 velikosti pixelu (PAVELKA, 1999). Výhoda metody spočívá v zachování původních DN hodnot pixelů. Interpretace strukturních prvků krajinného povrchu tak nebyla ovlivněná změnou hodnot pixelů, respektive změnou stupně odstínu šedi na panchromatických leteckých snímcích.



Obr. 3.2.2.1.1.b: Ukázka převzorkování obrazu podle metody nejbližšího souseda.

zdroj: LILLESAND and KIEFER in DOBROVOLNÝ, 1998, vlastní zpracování

3.3 Fotointerpretace digitálního obrazu

Fotointerpretace digitálních snímků je posledním krokem při vyhodnocování pořízených obrazových dat a je založená na zrakové percepci a vnímání objektů či jevů v prostoru. Snahou pracovního postupu fotointerpretace je předat informaci obsaženou na snímku uživateli v takové podobě, která by byla pro něho přijatelná. ČAPEK (1978, str. 165) definuje fotointerpretaci jako: „výzkumnou metodu, která zkoumá prostřednictvím snímků předměty a jevy na nich zobrazené a na základě vztahů mezi nimi a individuálními znalostmi fotointerpreta usuzuje i na ty předměty a jevy, které na snímcích zobrazeny nejsou.“

3.3.1 Fotointerpretace Císařských otisků stabilního katastru

Interpretace strukturálních prvků historické krajiny na mapách stabilního katastru vycházela z legendy kartografických znaků, která se přímo vztahuje k Císařským otiskům stabilního katastru. Proces interpretace znaků na archivních mapách probíhá obecně ve třech fázích, které BRŮNA, BUCHTA, UHLÍŘOVÁ (2002) označují jako: *zjištění, identifikace a výklad*. Metodickým postupem se jednotlivé fáze prakticky zcela shodují s metodickým postupem fotointerpretace leteckých snímků podle ČAPKA (1978), které je popsáno níže.



Obr. 3.3.1.a: Interpretací klíč Císarských otisků stabilního katastru.

zdroj: ČUZK, 2006

3.3.2 Fotointerpretace leteckých snímků

Letecké měřické snímky se obvykle pořizují s 60% překryvem v ose letu, což umožňuje stereoskopické vyhodnocování leteckých snímků. Tato metoda umožňuje z měření rovinných souřadnic (2D) identického bodu vypočítat jeho souřadnice prostorové (3D). Tím lze zjistit přesnou polohu a nadmořskou výšku pozorovaných objektů a také odvodit topografické mapy, digitální výškový model DEM („digital elevation model“) nebo ortofoto (MUKLOVÁ, 2007). Vyhodnocování leteckých snímků může také probíhat bez technicky náročných zařízení jen nad rovinným (2D) záznamem digitálního obrazu reliéfu. Proces této samostatné tzv. *vlastní fotointerpretace* je vymezen třemi dílčími etapami interpretace seřazenými chronologicky (ČAPEK, 1978):

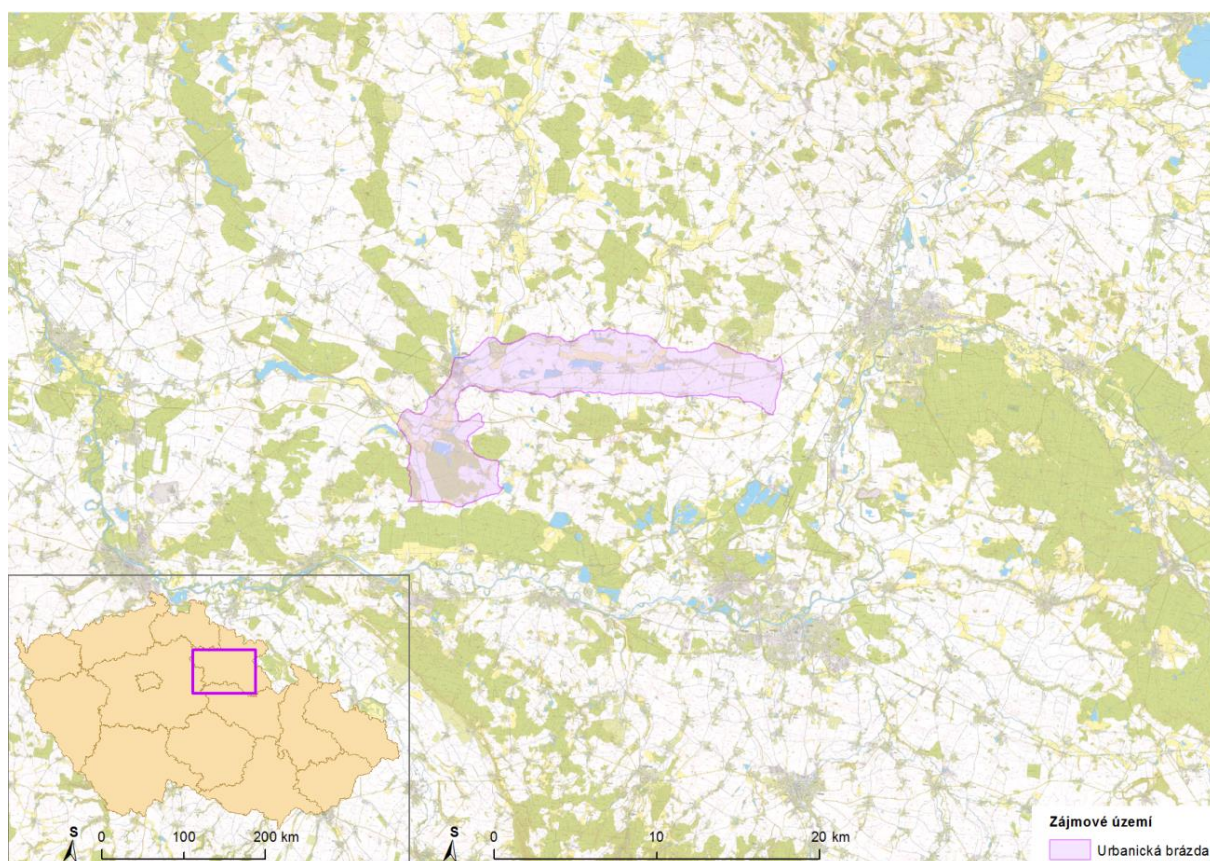
- *Zjištění.* Pro zjištění předmětu na snímku je nutné, aby se daný předmět odlišoval od svého okolí. Na základě specifických znaků (např.: tvar, velikost, barva, poloha, atd.) je možné předmět jednoznačně identifikovat.
- *Identifikace.* Při vyhodnocování předmětů na snímcích je průvodním znakem jejich půdorys. Některé předměty však nelze jednoznačně určit, proto jejich identifikace

probíhá vylučovací metodou na základě **interpretačních znaků** předmětu. ČAPEK (1978) definuje tři kategorie interpretačních znaků:

- Znaky existující ve skutečnosti i na snímku: *tvar, stín, velikost, barva.*
 - Znaky existující pouze na snímku: *tón, textura*
 - Znaky vyjadřující vztahy k jiným předmětům: *struktura, poloha, příčinné souvislosti*
- *Hypotéza.* Nejnáročnější část v procesu fotointerpretace snímků je stanovení hypotéz o předmětech, které na snímcích nejsou patrné. Hypotézy jsou v tomto případě predikce, které vycházejí z existence identifikovaných předmětů, jejich vzájemných závislostí a ze znalostí fotointerpreta. Pomocným nástrojem při stanovení hypotéz mohou být tzv. **interpretační klíče**, které vyjadřují vztah mezi vzhledem objektu na snímku a zjištěným vzhledem objektu při pozemním pozorování. Podle vnitřního charakteru vymezuje ČAPEK (1978) dva druhy fotointerpretačních klíčů:
 - *Přímé klíče.* Patří mezi ně klíče *výběrové* a *vylučovací*. Výběrové fotointerpretační klíče mají nejčastěji podobu selektivních výřezů snímků doplněných o komentář. Vylučovací klíče mají podobu textového doprovodného materiálu, který předkládá informace od obecného k detailnímu. Vylučovací klíče mají své využití v rozlišení socioekonomické činnosti člověka v krajině, jako je např. identifikace průmyslového odvětví podle velikosti budov, použitého stavebního materiálu, atd.
 - *Asociační klíče.* Tyto klíče ukazují na jevy komplexní, nebo na takové jevy, které nejsou na snímcích viditelné. K asociačním klíčům se řadí klíče *oblastní*, které postihují spíše charakter krajinného komplexu než jednotlivé předměty. Cílem oblastního klíče je zachytit vztahy mezi různými prvky a složkami krajiny, proto hlavním interpretačním znakem oblastních klíčů jsou příčinné souvislosti s textovým doprovodem.

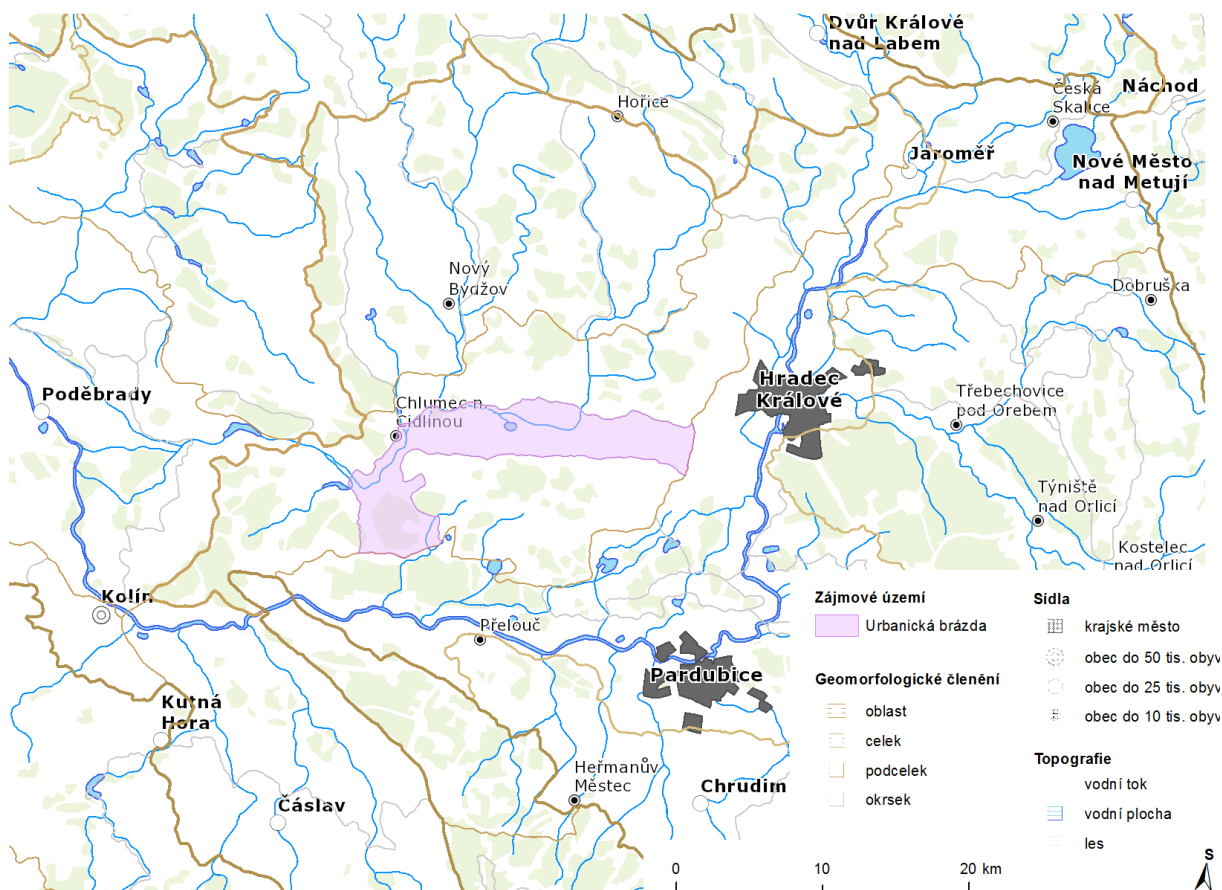
4. VYMEZENÍ ÚZEMÍ

Urbanická brázda je erozní sníženina o délce 25 km a šířce 3 - 5 km s plochou zhruba 92 km² s mírným sklonem k jihojihozápadu. Rozkládá se na hranici Středočeského, Pardubického a Královéhradeckého kraje. Většinou svého území zasahuje do okresu Hradec Králové, v marginální míře potom do okresu Pardubice a Kolín. Průměrná nadmořská výška v centrální linii Hradec Králové - Chlumeck nad Cidlinou klesá od 240 m. k 210 m. (DEMEK, MACKOVČIN, 2006). Nejvýznamnější sídelní centrum představuje město Chlumeck nad Cidlinou (5 392 obyvatel, k 1. 1. 2013), které se nachází na západním okraji Urbanické brázdy (ČSÚ, 2013). Na severu a jihu se oblast lehce zvedá v úpatí svědeckých plošin, které lemují intenzivně zemědělsky využívanou krajinu. Málo zalesněný povrch, kde se ojediněle vyskytují dubové, smrkové a borové porosty, doplňují na severu Urbanické brázdy rozsáhlé ovocné sady, které plynule pokračují i mimo zájmovou oblast. Lidskou činností podmíněné zásahy pozměnily georeliéf nejvíce v lokalitách se soustředěnou povrchovou těžbou šterkopísků, která zde dotváří mozaiku krajinného obrazu Urbanické brázdy.



Obr. 4.a: Vymezení Urbanické brázdy v rámci přehledné mapy krajů a na podkladu Základní mapy ČR (ZM10).

zdroj: CENIA – česká informační agentura životního prostředí (2010), vlastní zpracování



Obr. 4.b: Vymezení Urbanické brázdy v širším kontextu geomorfologického členění České republiky a datové vrstvy ArcČR[®] 500.

zdroj: CENIA – česká informační agentura životního prostředí (2010), vlastní zpracování

4.1 Vybrané fyzicko-geografické poměry

4.1.1 Geologie oblasti

Geologický vývoj Urbanické brázdy a vliv geologických aspektů, které formovaly současnou podobu kulturní krajiny, je blíže rozveden v bakalářské práci pod názvem *Urbanická brázda – přírodní potenciál pro těžbu nerostných surovin*.

Geologicky se zájmová oblast řadí k *Českému masivu*, blíže potom k centrální až východní části *České křídové pánve*. Horniny druhohorního stáří překryté šterkopískovými akumulacemi tvoří typické geologické podloží v celé šíři Urbanické brázdy. Základem svrchní geologické stavby jsou právě hrubší šterkopískové akumulace v průměrné mocnosti 10 – 25 m s výraznějším nárůstem k jihu. Největší hloubky dosahují u obce Syrovátky, a to 29 m pod zahliněným půdním horizontem. Nejmenší hloubky nabývají v západní části Urbanické brázdy na výrazném chlumeckém hřbetu, kde dosahují hloubky pouze 5 m (ŽEBERA, 1946). Výskyt šterkopískových akumulací je výsledkem exogenní fluvialní a eolické činnosti v éře označované jako *kvartér*. Spodní hranice kvartéru je datována v časovém intervalu 1,64 –

1,81 miliónů let před n. l. (CHLUPÁČ, et al., 2002). Pro starší období kvartéru označované jako *pleistocén* bylo typické střídání chladných období, tzv. *glaciálů* (dob ledových) s mnohem teplejšími a vlhčími obdobími, tzv. *interglaciály* (doby meziledovými). Cyklické střídání glaciálů a interglaciálů s tektonickými pohyby v Českém masivu působily dynamické změny v místních přírodních podmínkách. V interglaciálních obdobích docházelo především k nárůstu průtočnosti řek vlivem zvýšených srážkových úhrnů. Erozní báze říčních koryt klesala a vlivem toho se řeky zařezávaly hlouběji do svého podloží (CZUDEK, 2005). V důsledku těchto změn a s přispěním transportu a následné akumulace sedimentů docházelo k postupnému utváření současného reliéfu Urbanické brázdy, jehož převažujícím stavebním materiálem jsou fluviální štěrkové a pískové akumulací terasy.

4.1.2 Geomorfologie oblasti

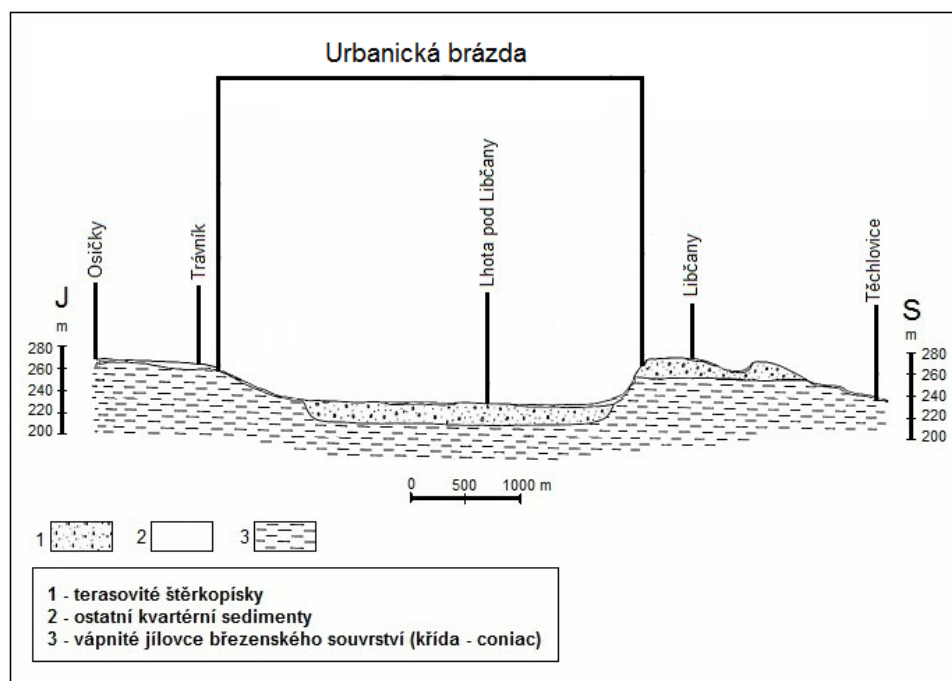
Podle geomorfologického členění České republiky je Urbanická brázda chronologicky nejnižší geomorfologický útvar, jenž spadá do subprovincie *Česká tabule*, oblasti *Východočeská tabule*, celku *Východolabská tabule*, podcelku *Chlumecká tabule* a okrsku *Urbanická brána* (DEMEK, MACKOVČIN, 2006). Podle geomorfologického názvosloví je **brázda** úzkou sníženinou tektonického nebo litologického původu se dnem ploché pahorkatiny, a která je často uzavřená ze všech stran vyšším reliéfem (CZUDEK, 2005). Ve starší literatuře se o Urbanické brázdě mluví i jako o *Urbanském úvalu* nebo jako o *Urbanické bráně*. Použitím různých výrazů pro slovo brázda nedochází k významové změně, ale pouze k jazykové.

Geomorfologie reliéfu Urbanické brázdy je z části výsledkem změn hladiny světového oceánu v důsledku klimatických výkyvů, ke kterým docházelo v geologickém období kvartéru. S tím spojené změny v erozní bázi řek a postupný výzdvih Českého masivu měly za následek ukládání štěrkopískových terasových akumulací podél řeky Labe a jejích přítoků. V časové periodě zhruba před 120 – 150 tisíci lety teklo Labe ve směru od Hradce Králové nikoliv směrem jižním, ale západním. Urbanická brázda tvořila v *mladším pleistocénu* labské koryto, odkud řeka tekla k Chlumci nad Cidlinou a stáčela se k jihu na Kladruby nad Labem. Řeka Cidlina se vlévala do Labe u dnešního Chlumce nad Cidlinou. Patně vlivem několika různých příčin došlo k přeložení labského toku z Urbanické do sousední *Bohdanečské brázdy*. Jednou z nich bylo naplavení značného objemu štěrkopískového materiálu v řečišti, který vlivem morfologie okolního terénu neměl dostatečný prostor pro sedimentaci a zahltil koryto řeky. Další příčinou byla boční eroze levého břehu labského koryta a mohutná glaciální soliflukce v období zvýšené průtočnosti, která vedla ke vzniku dnešní podoby říční sítě Labe a

jeho přítoků. Současné labské štěrkopískové terasy jsou v Urbanické brázdě překryty holocenními náplavami řeky Cidliny (ŽEBERA, 1946). Problematice vzniku a výskytu fluviálních akumulčních teras, jejich kategorizaci a popisu se blíže věnuje bakalářská práce.

4.1.2.1 Štěrkopískové terasy

Štěrkopískové terasy jsou v krajinném prostředí Urbanické brázdy dominantním zdrojem ekonomicky využitelné komodity, která nachází své uplatnění ve stavebním průmyslu. Terasy jsou zároveň příležitostí k využití geologického potenciálu krajiny. ŽEBERA (1946) vymezuje v lokalitě Urbanické brázdy několik štěrkopískových teras, z nichž dominuje V. terasa s erozní bází v relativní výšce 8 m a povrchem ve výšce 20 m nad současnou hladinou řeky Labe. Tato terasa tvoří více než 90 % sedimentační výplně Urbanické brázdy. Ostatní terasy (I, II, III, VI a IX) jsou zde zastoupeny v marginální míře.



Obr. 4.1.2.1.a: Příčný profil geologickým podložím Urbanické brázdy.

zdroj: GÜRTLEROVÁ, 1992, vlastní zpracování

4.1.2.1.1 Těžba štěrkopísků v Urbanické brázdě

Těžba štěrkopísků v Urbanické brázdě probíhá v současnosti výhradně z V. labské terasy, která se vyskytuje prakticky v celé šíři zájmového území. Historie těžby sahá až k roku 1870, kdy v okolí obce Obědovice byla založena obecní pískovna za účelem těžby písčitého šterku s vyšším podílem písku, který byl využíván ke stavebním účelům a to převážně pro

výrobu cementu. Suchou povrchovou těžbu později vystřídala těžba z vody, jejíž roční objem nepřesáhl 1000 m³. První povrchová těžba v Urbanické brázdě byla ze štěrkopísků s relativně vysokým obsahem hlinité příměsi, což mělo vliv na kvalitu těženého materiálu. Ten se nejlépe hodil k udržování komunikací díky vaznosti jílu a hlinité směsi. Podstatně kvalitnější štěrkopískový materiál byl dobýván z hlubšího štěrkopískového horizontu formou těžby z podpovrchové vodní hladiny (POLÁK, 1951). Tato těžba se v Urbanické brázdě objevila poprvé právě v Obědovicích, kde měla dominantní postavení i v roce 1937. Vodní plocha vzniklá v důsledku povrchové těžby z vody zabírala rozlohu 0,43 ha a krajina narušená aktivní těžbou 0,66 ha. Další oblastí s výskytem povrchové těžby byla lokalita Písek u Chlumce nad Cidlinou, kde se v roce 1937 těžilo na ploše 0,57 ha. Vývoj krajinné struktury Urbanické brázdě byl po roce 1937 silně ovlivněn nárůstem objemu těžby a zakládáním nových dobývacích prostorů. Jednou z nových lokalit byl dobývací prostor Štít, který byl stanovený v roce 1972 na výhradním ložisku Pamětník v reakci na vyšší poptávku ve stavebnictví. V současnosti toto ložisko představuje největší komplex antropogenní krajiny vzniklý v důsledku těžby. Následný rapidní nárůst těžby v 70. až 90. letech 20. století se odrazil nejen na nevratné změně krajinné struktury, ale také na počtu nově založených dobývacích prostorů, které fungují dodnes. Další nárůst stavebních prací v Královéhradeckém kraji nastal po roce 2003, kdy se v porovnání s předchozími roky zvedla spotřeba štěrkopískového materiálu o 15 %. Tento vývoj reflektovala i těžba štěrkopísků v Urbanické brázdě, kdy došlo v roce 2008 ke stanovení dobývacího prostoru Písek u Chlumce nad Cidlinou II a v roce 2010 ke stanovení dobývacího prostoru Štít II. Dynamika objemu těžby v Urbanické brázdě je a bude následně závislá na poptávce ve stavebnictví a to především pro dokončení staveb regionálního a nadregionálního významu, jako je silnice R35 a dálnice D11. Přibližný časový horizont do vyčerpání zásob na ložisku Pamětník je odhadován na 100 – 200 let. Bilanční zásoby štěrkopískového materiálu na ostatních aktivních ložiscích se odhadují v řádu 10 let (KOPECKÝ, et al., 2003).

K 21. 10. 2013 byly v Urbanické brázdě evidovány 3 těžené dobývací prostory, 3 dobývací prostory netěžené, 3 výhradní ložiska a 9 nevýhradních ložisek zapsaných v registru Českého báňského úřadu. Současná těžba štěrkopísků probíhá na 4 lokalitách z vody a na 2 lokalitách povrchovou formou zatím bez kontaktu s podzemní vodou. Některá ložiska čekají na stanovení dobývacího prostoru, jako např. nevýhradní ložisko Lhota pod Libčany a Plačice – Libišany. Některá ložiska svou činnost postupně ukončují, jako např. dobývací prostor Kosičky, kde před časem těžba zcela skončila a chystá se rekultivace zbytkového lomového jezera.

Tab. 4.1.2.1.1.a: Těžené dobývací prostory Urbanické brázdy, stav k 21. 10. 2013.

Dobývací prostory těžené					
<i>název DP</i>	<i>organizace</i>	<i>plocha [km²]</i>	<i>stanovení DP</i>	<i>evidenční číslo DP</i>	<i>číslo v mapě</i>
Štít II	Kinský dal Borgo a.s., Chlumec nad Cidlinou	0,60	16. 12. 2010	71186	1
Štít I	Kinský dal Borgo a.s., Chlumec nad Cidlinou	0,78	30. 5. 1980	70941	2
Písek u Chlumce nad Cidlinou II	Rovina Písek a.s., Písek u Chlumce nad Cidlinou	0,09	19. 12. 2008	71175	3

zdroj: ČESKÝ BÁŇSKÝ ÚŘAD, 2013a, vlastní zpracování

Tab. 4.1.2.1.1.b: Netěžené dobývací prostory Urbanické brázdy, stav k 21. 10. 2013.

Dobývací prostory netěžené					
<i>název DP</i>	<i>organizace</i>	<i>plocha [km²]</i>	<i>stanovení DP</i>	<i>evidenční číslo DP</i>	<i>číslo v mapě</i>
Štít	Kinský dal Borgo a.s., Chlumec nad Cidlinou	0,30	22. 12. 1972	70730	4
Písek u Chlumce nad Cidlinou	Best Písek s.r.o., Rybnice	0,30	20. 7. 1982	70982	5
Kosičky	Agropodnik Humburky a.s.	0,45	8. 12. 1978	70905	6

zdroj: ČESKÝ BÁŇSKÝ ÚŘAD, 2013a, vlastní zpracování

Tab. 4.1.2.1.1.c: Výhradní ložiska Urbanické brázdy, stav k 21. 10. 2013.

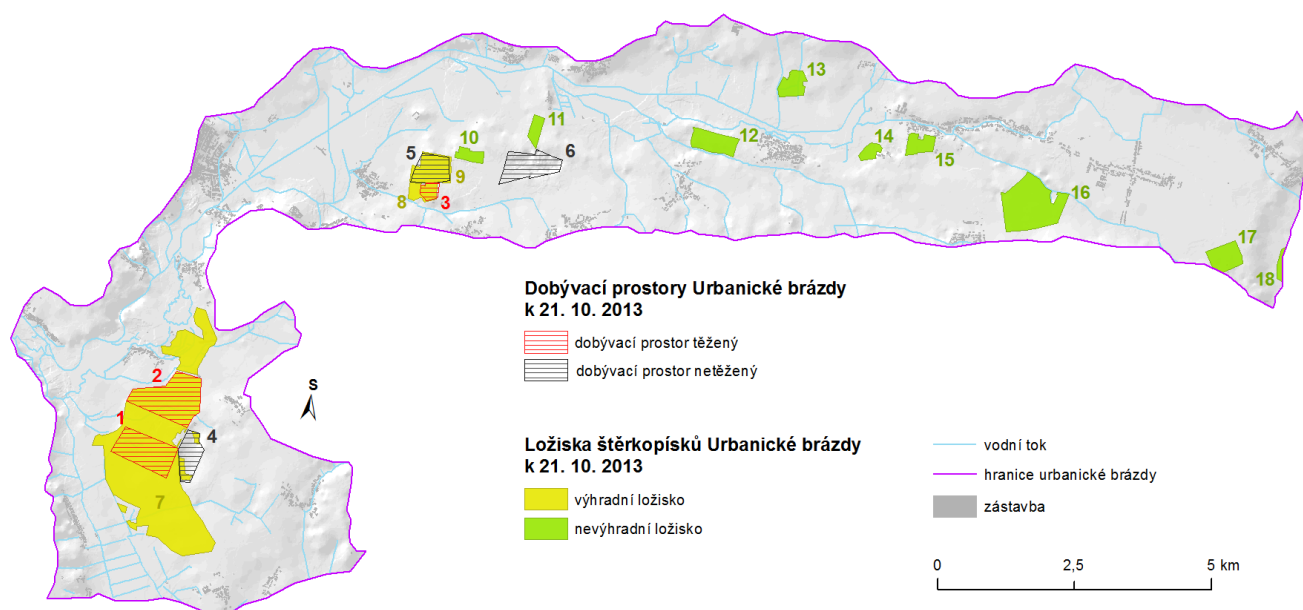
Výhradní ložiska				
<i>název ložiska</i>	<i>organizace</i>	<i>evidenční číslo ložiska</i>	<i>způsob těžby</i>	<i>číslo v mapě</i>
Pamětník	Kinský dal Borgo a.s., Chlumec nad Cidlinou	3004200	současná z vody	7
Písek u Chlumce nad Cidlinou I	Rovina Písek a.s., Písek u Chlumce nad Cidlinou	3145400	dřívější z vody	8
Písek u Chlumce nad Cidlinou	Best Písek s.r.o., Rybnice	3145401	dřívější z vody	9

zdroj: ČESKÝ BÁŇSKÝ ÚŘAD, 2013b, vlastní zpracování

Tab. 4.1.2.1.1.d: Nevýhradní ložiska Urbanické brázdy, stav k 21. 10. 2013.

Nevýhradní ložiska				
název ložiska	organizace	evidenční číslo ložiska	způsob těžby	číslo v mapě
Písek u Chlumce nad Cidlinou 1	Rovina Písek a.s., Písek u Chlumce nad Cidlinou	5235100	současná z vody	10
Kosičky 2	Agropodnik Humburky a.s.	5265900	současná z vody	11
Kratonohy	ZS Kratonohy a.s.	5259000	současná povrchová	12
Puchlovice	neuveдена	3014100	dřívější povrchová	13
Roudnice-Kratonohy	Sušárna a.s., Kratonohy	3151601	současná z vody	14
Roudnice-Pražka	ACHP s.r.o., Hradec Králové	5235200	současná povrchová	15
Lhota pod Libčany	neuveдена	5273500	dosud netěženo	16
Sedilce	neuveдена	3005200	dřívější povrchová	17
Plačice - Libišany	neuveдена	3209600	dosud netěženo	18

zdroj: ČESKÝ BÁŇSKÝ ÚŘAD, 2013b, vlastní zpracování



Obr. 4.1.2.1.1.a: Těžba štěrkopísků v Urbanické brázdě k 21. 10. 2013.

zdroj: ČGS – GEOFOND (2011), vlastní zpracování

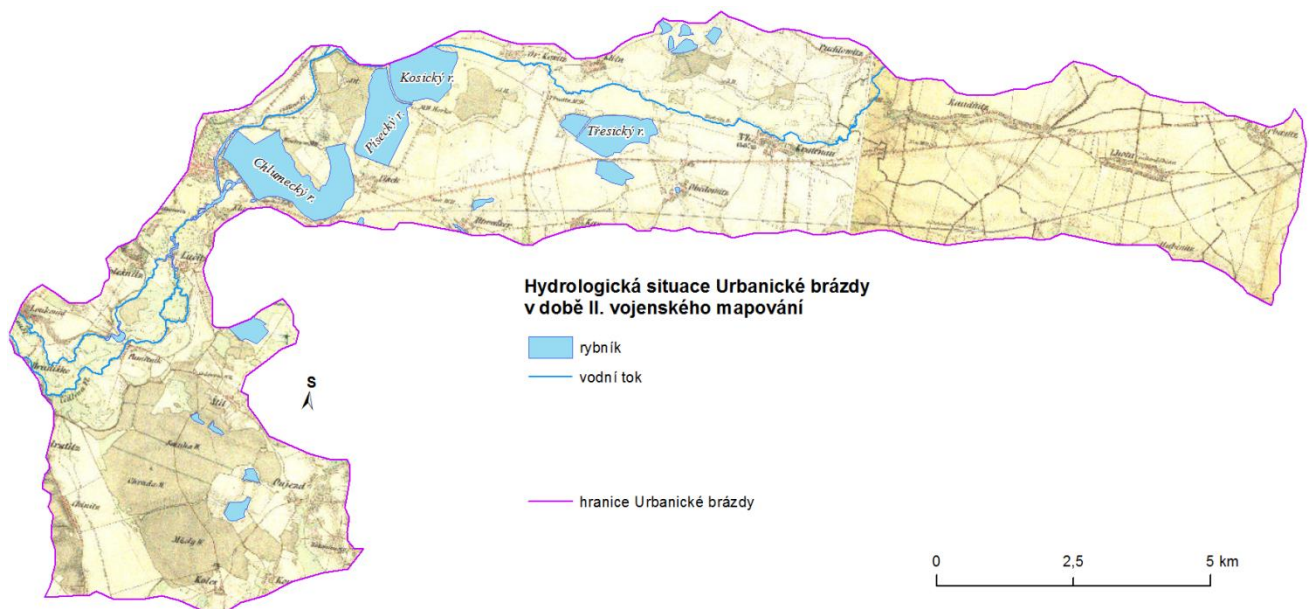
4.2 Hydrologie oblasti

Z pohledu hydrologie náleží oblast Urbanické brázdy k povodí řeky Labe. Mezi nejvýznamnější vodní toky v oblasti patří Cidlina, která pramení v Turnovské pahorkatině ve výšce 580 m n. m. Ze své celkové délky 89,7 km protíná ve směru jih až jihovýchod západní část Urbanické brázdy v délce 10,2 km a u obce Loukonosy se stáčí k západu a opouští sledované území. U obce Lučice se Cidlina rozděluje do dvou ramen, umělý náhon Mlýnská Cidlina se odpojuje od Cidliny ve výšce 212 m n. m. a ústí do ní zpět mimo Urbanickou brázdu po 9,4 km u obce Žiželice v 203 m n. m. Páteřním tokem celé oblasti je řeka Bystřice, která pramení v Novopacké pahorkatině v nadmořské výšce 495 m n. m. Urbanickou brázdou protéká jihovýchodním až východním směrem v délce 13,8 km a ústí zleva do Cidliny u obce Chlumeck nad Cidlinou ve výšce 213 m n. m. (VLČEK, et al., 1984). Dalšími vodními toky místního významu jsou řeka Roudnice, Náhon od Roudnice, Třesický potok, Starovodský potok, Písecký potok, Mlýnská Bystřice, Pamětník nebo Vchynická svodnice. Územním specifikem oblasti je řada zdvojených koryt a náhonů na řece Cidlině, Bystřici a Roudnici, které jsou dokladem intenzivního vodohospodářského využívání říčního potenciálu již od 15. Století. Slabým pozůstatkem tehdejší rybníční soustavy je jen regionální biocentrum **Třesický rybník**, který je důležitou ornitologickou lokalitou s hnízdištěm mnoha vzácných ptačích druhů. Stabilní jsou zde hnízdící populace kachny divoké (*Anas platyrhynchos*), nebo poláka velkého (*Aythya ferina*). Od roku 1995 do roku 2006 bylo v této lokalitě zaznamenáno 186 druhů ptáků s 93 druhy zde hnízdícími. Pro ptačí populace se však jeví jako nevhodná nejen vodní plocha Třesického rybníka s nadměrnou eutrofizací a vysokou rybí obsázkou, ale i okolní louky rybníka, jež jsou pravidelně hnojeny, koseny a podmáčeny podpovrchovou vodou z rybníka a sousedících šesti maloplošných nádrží Požáry (KADAVA, 2007).

4.2.1 Vodohospodářský potenciál v minulosti

Využívání krajiny Urbanické brázdy k vodohospodářským účelům bylo spojeno se vznikem rybníční soustavy ve východních Čechách, jejíž historie sahá do 15. století, kdy zde rybníkářství dosahovalo většího významu než na jihu Čech. Největšího rozmachu dosáhlo v době panství Pernštejnů od roku 1490 do roku 1560, kdy došlo ve východních Čechách k výstavbě 400 nových rybníků. Páteřním tokem celého systému byla řeka Labe, Cidlina, umělý Opatovický kanál a Sánská stoka (MÍKA, 1955). Rybníkářská oblast Chlumecko-dymokurská byla ve své době významnou rybníkářskou oblastí co do počtu rybníků i co do produkce ryb. Rybníky v dnešní Urbanické brázdě měly mimo produkční funkce i funkci ozdravnou, neboť sloužily k vysoušení močálů a rozšiřování luk, polí a lesů. Nejznámějším

rybníkem vně hranic Urbanické brázdy byl jistě Chlumecký rybník (190 ha) na východním okraji obce Chlumeck nad Cidlinou, který sehrál svou roli při porážce selského povstání v roce 1775. Relikt tohoto rybníka, který po povodni zůstal protržený a neobnovený z obavy před dalším vyplavením, byl patrný ještě z II. vojenského mapování (**Obr. 4.2.1.a**). Vrstva historické sítě rybníků z této doby byla pro akademické účely poskytnuta katedrou geografie, Univerzity Palackého v Olomouci z projektu DIBAVOD v rámci Výzkumného Ústavu Vodohospodářského T. G. Masaryka. Další významnou vodní plochou v krajině tehdejší Urbanické brázdy byly rybníky Písecký (114 ha) a Kosický (164 ha), které byly časem vysušeny a přeměněny na užitkové zemědělské plochy. Po třicetileté válce bylo mnoho rybníků zničeno a rybníkářství na Chlumecku od té doby již nedosahovalo takové úrovně, jako za panství Pernštejnů. Od 18. století byly rybníky rušeny systematicky za účelem zemědělského využití pozemků. Rybníční soustava Chlumecko-dymokurská tak byla zrušena prakticky v celém svém rozsahu. Nejvýznamnějším pozůstatkem je dodnes existující Žehuňský rybník (258 ha), který byl zbudovaný v roce 1492 a rozkládá se zhruba 5 km západně od Urbanické brázdy a Třesický rybník, o kterém pochází první zmínka již z roku 1467 a popisuje rybník jako jeden z největších rybníků místní rybníční soustavy určený k chovu ryb (ANDRESKA, 1987). Třesický rybník je v současnosti se 70 ha největší vodní plochou Urbanické brázdy



Obr. 4.2.1.a: Část Chlumecko-dymokurské rybníční soustavy v krajině Urbanické brázdy v době II. vojenského mapování.

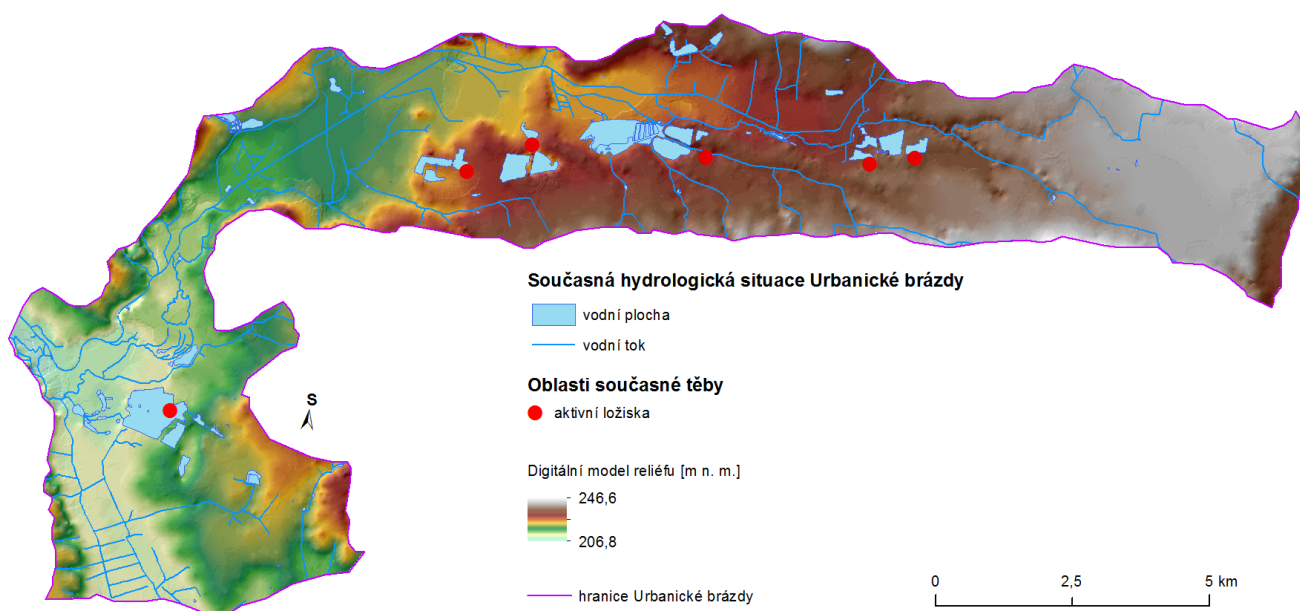
zdroj: CENIA – česká informační agentura životního prostředí (2010), DIBAVOD, vlastní zpracování

4.2.2 Vodohospodářský potenciál v současnosti

Voda v krajině Urbanické brázdy má svou dlouholetou tradici. Přes vývoj rybníční soustavy a zánik velkých rybníků, regulaci vodních toků, až k postupnému návratu vody do krajiny prostřednictvím podpovrchové vody v zatopených štěrkopískových lomech. Změna výskytu vodních ploch, respektive změna celkového využívání krajiny od roku 1937 do současnosti, je v práci analyzována hodnocením vývoje krajinné struktury multitemporální analýzou. Umělé vodní plochy v zájmové oblasti jsou projevem návratu vody do krajiny, která zde hrála v minulosti důležitou roli. Pochopením této skutečnosti lze vycházet z historického kontextu krajiny a směřovat její vývoj k ochraně štěrkopískových jezer, např. vhodným rekultivačním způsobem. V prostoru Urbanické brázdy se uplatňuje rekultivace hydrická, jež je umožňována jednoduchou úpravou břehových částí a snadnou hydrotechnickou úpravou. Rekultivace lesnická byla provedena pouze v místě bývalého dobývacího prostoru Štít navezením půdního substrátu do zbytkového lomu a založením borového lesa (DVOŘÁK, 2011). Nevyužitý vodohospodářský potenciál není vázán pouze na štěrkopísková jezera, ale i na regulované vodní toky, které spolu se zdvojenými koryty a náhony na řece Cidlině, Bystřici a Roudnici přispívají k rychlému odtoku vody pryč z oblasti Urbanické brázdy, což má za následek projev tzv. velkého vodního oběhu, který odvádí srážky z místa rychleji, než se voda stačí odpařit. Vodní toky s rychlým odtokovým režimem navíc podporují odnos sedimentů a svrchního půdního horizontu, což je největším rizikem v prohloubeném a napřímeném korytě řeky Bystřice. Nedostatečným zadržením vody v krajině dochází k postupnému vysychání mokřadů, lesních porostů, podmáčených luk a pastvin. Alternativou je tzv. malý vodní oběh, který je výsledkem dlouhodobého zadržení velkého objemu vody v krajině na jednom místě. Malý vodní oběh se projevuje lokální evapotranspirací a dopadem odpařených srážek na stejném místě (ŠPRYŇAR, 2004). Tomuto nejvíce přispívá smíšený lesní porost, mokřadní společenstva a meandrující vodní toky s pomalým odtokovým režimem, což jsou krajinné struktury vyskytující se v Urbanické brázdě zcela výjimečně. Největší vliv na hydrogeologické podmínky má mírný sklon terénu 1 – 2° jihojihozápadním směrem a charakter kvartérních sedimentů, které fungují jako významné kolektory s vysokou mírou infiltrace. Jejich výskyt je pozorovatelný prakticky v celé oblasti Urbanické brázdy. K vodohospodářským účelům je v současnosti využíváno přibližně 10 % přírodních zdrojů podzemních vod (ŠEDA, 1992).

4.2.2.1 Hydrologická rizika spojená s těžbou štěrkopísků

Hydrosféra je spolu s biosférou a pedosférou nejzranitelnější krajinnou složkou. Pokud těžba probíhá mokrou formou, tedy pod hladinou podzemní vody, působí tak přímo na výšku a chemismus podzemní vody. Nejzranitelnější oblast se nachází v centrální části Urbanické brázdy, na kvartérních štěrkopískových sedimentech s vysokou mírou infiltrace a výskytem minerálních pramenů. Právě zde se nachází nejvíce těžebních prostorů. Potenciální hrozbou jsou také štěrkopískovny v okolí Pamětníku, které jsou situovány v místech stanoveného ochranného pásma lázní a minerálních pramenů. Nebo rozšiřující se štěrkopísková ložiska východně od obce Písek u Chlumce nad Cidlinou, které se nacházejí v oblasti chráněného pásma výskytu podzemních vod II. kategorie a společně s jímacím územím Třesice – Písek tvoří základní zdroj vody pro město Chlumec nad Cidlinou (Šeda, 1992). Lokalita Urbanické brázdy je stejně jako jiné okrajové části České tabule významnou akumulací podzemních vod, v důsledku čehož se v centrální a jižní části Urbanické brázdy vyskytuje několik přirozených pramenů podzemní vody. Nepřerušovaná koncentrace podzemní vody snadno reaguje na změny v tlakových poměrech, které mohou bez větších problémů nastat při těžbě štěrkopísků, kdy průběh dobývání narušuje hladinu podzemní vody a její chemické vlastnosti. Dobývání s využitím těžké techniky s sebou nese i riziko úniku ropných látek a do vody a zvýšenou prašnost (DVOŘÁK, 2011).



Obr: 4.2.2.1.a: Současná hydrologická situace Urbanické brázdy a oblasti těžby na výškovém digitálním modelu reliéfu.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

5. STRUKTURA A STABILITA KRAJINY

Teoretická část pojednávající o krajině a jejím zařazení v systému vědních disciplín je součástí příloh této práce (**PŘÍLOHA 1**), včetně definice krajinné struktury, typologie složek krajinné struktury, popisu jejích vlastností a vztahů mezi nimi. Z různých modelů uspořádání krajinných prvků a složek v prostorových systémech, je pro účely diplomové práce nejdůležitější typ krajinné struktury označovaný jako *druhotná krajinná struktura*, na jejímž teoretickém základě bylo provedeno hodnocení současné krajinné struktury a hodnocení vývoje heterogenity, diverzity a ekologické stability krajinné struktury v Urbanické brázdě.

5.1 Typy krajinné struktury

Podle geneze krajinné struktury, vztahů mezi dílčími krajinnými komponenty a vztahů těchto komponentů k člověku, vymezuje MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ (1997) krajinnou strukturu *primární, druhotnou a terciární*.

5.1.1 Primární krajinná struktura

Prvky krajiny vyjadřují podstatu a prostorové vztahy primární struktury krajiny, to znamená takové struktury, která je původní a člověkem neovlivněná. Do primární krajinné struktury patří *přirozená vegetace*, která se ale v současných podmínkách kulturní krajiny již nevyskytuje. Při hodnocení ekologického potenciálu krajinné struktury se přirozená vegetace nahrazuje *potenciální*, která je pouze teoretickou složkou krajiny nikoliv její faktickou součástí. Současná krajina je více či méně ovlivněná člověkem, proto se řadí do druhotné krajinné struktury. Stavebními jednotkami primární krajinné struktury jsou krajinné prvky *pevné* (geologický podklad, půdotvorný substrát, půdy), *kapalné* (voda) a *plynné* (ovzduší). Geosystémový přístup při hodnocení krajinné struktury vychází z poznatku, že kapalné a plynné prvky v krajině nemají své fyzické ohraničení, proto budou jejich charakteristiky vždy do jisté míry závislé na pevných prvcích krajiny, které definují hranice prostoru.

5.1.2 Druhotná krajinná struktura

Druhotná krajinná struktura je soubor člověkem ovlivněných přirozených dynamických systémů a částečně nebo úplně pozměněných dynamických systémů v krajině. Výsledkem mohou být i novotvary vzniklé v důsledku ovlivnění přírody člověkem (RŮŽIČKA, RŮŽIČKOVÁ, 1973 in MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, 1997). Na rozdíl od

krajinných prvků, které jsou definovány v rámci primární krajinné struktury, jsou krajinné složky, součástí druhotné struktury krajiny. Krajinné složky jsou součástí struktury krajinného prostředí člověka a jsou častým objektem změny v důsledku krajinného plánování. Vnitřní dělení druhotné krajinné struktury vychází z požadavků praktického zařazení krajinných složek pro potřeby krajinného plánování do kategorií (MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, 1997):

- *Reálná vegetace.* Složky krajiny s ekologicky hodnotnou nebo specifickou vegetací (např.: lesy, travnaté porosty, vodní a mokřadní společenstva).
- *Biotopy živočichů.* Stanoviště živočichů ovlivněné abiotickou a biotickou složkou krajiny.
- *Využití země.* Hodnocené využití země se primárně soustředí na zemědělsky využívanou část zemského povrchu.
- *Technicko-urbanistická struktura.* Objektem zájmu pro kategorizaci jsou především díla technického rázu v krajině a sídelní struktury.

Každá krajina má svůj aktuální stav, který je vyjádřen stavovými veličinami. Projevy chování krajiny se pak řídí aspekty jako je *fungování krajiny*, *dynamika krajiny* a *vývoj krajiny*. Fungování krajiny je spojeno s lidskou společností, pro kterou druhotná krajina plní některou ze společenských funkcí (např.: produkční, obytnou, rekreační, ochrannou, atd.). Fungování krajiny se často také vyjadřuje jako posloupnost pochodů předávání hmoty, energií a informací za současného plnění společenské funkce. Dynamika druhotné, čili kulturní krajinné struktury, je série stavů, které souvisí s dosažením rovnováhy v krajině a nevedou ke změnám v krajinné struktuře, ale pouze ke změnám ve stavu funkce krajiny. Fungování a dynamika krajiny v ní vyvolávají změny, které se odráží v její stabilitě (DEMEK, 1999). Dynamiky si všímá i FORMAN, GODRON (1993) jako jedné z charakteristických rysů krajinné matrice. Dosažení rovnovážného stavu je přirozená vlastnost přírody. V kulturní krajině se rovnovážného stavu dosáhne tak, že krajina plní svou společenskou funkci a zároveň nedochází k pozorovatelnému poškozování přírodních složek kulturní krajiny. Udržování negativních zpětných vazeb a schopnost autoregulace kulturní krajiny je důležitým aspektem pro dosažení rovnováhy a stability krajiny. Z tohoto hlediska rozlišuje DEMEK (1999) 6 zdravotních stavů kulturní krajiny.

- *Slabě změněná krajina.* Základní přírodní vazby jsou zachovány včetně schopnosti autoregulace a autoorganizace (např.: pastviny, přirozené louky, vodní plochy).

- *Narušená krajina.* Vzniká v důsledku dlouhodobého a neúčelného využívání přírodních zdrojů. Klíčové negativní zpětné vazby jsou ještě zachovány a při ukončení antropogenního vlivu na krajinu je schopná vrátit se zpět do rovnovážného stavu (např.: smrkové monokultury v lesohospodářské krajině).
- *Silně narušená krajina.* Je výsledkem intenzivního působení hospodářské činnosti v krajině, v níž jsou negativní zpětné vazby narušeny do takové míry, že rekultivace krajiny je možná jen za vynaložení značného úsilí (např.: poddolovaná území s poklesem povrchu krajiny a zabahněnými plochami).
- *Přetvořená krajina.* Původní přírodní vazby jsou účelně přetvořeny zásahy člověka. Existence tohoto typu kulturní krajiny je možná jen s přispěním externích dodávek energie, hmoty a informací prostřednictvím kultivačních procesů, meliorací, chemizací, atd. (např.: zemědělské krajiny s umělými energetickými vstupy, plantáže, sady).
- *Umělá krajina.* Tento typ krajiny je vytvořený lidskou činností na určitém přírodním základu. Ve své podstatě jde o krajiny silně urbanizované, krajiny sídelní, dopravní nebo vodohospodářské.
- *Devastovaná krajina.* Krajinná mozaika je nenávratně pozměněná, stejně jako původní funkce krajiny. Devastace krajiny má mnoho příčin, nejčastěji lze mezi ně zařadit těžbu nerostných surovin (např.: kamenolomy, štěrkoviště, hliniště, povrchové doly) nebo kontaminaci krajiny toxickými imisemi.

5.1.2.1 Krajinná pokrývka

Druhotná krajinná struktura vyjádřená aktuálním stavem krajinného povrchu v časovém horizontu do 5 let ve vztahu k současnosti, je označována jako *současná krajinná struktura* (JANČURA, 1998). Metody hodnocení současné krajinné struktury vycházejí ze studia *krajinné pokrývky* a její klasifikace do předem definovaných tříd. Klasifikační klíč je tak přímo závislý na krajinné pokrývce, kterou FERANEC, OŤAHEL (2001) popisuje jako část trojrozměrné vrstvy krajiny, která představuje nejsvrchnější viditelnou vrstvu krajinné sféry. Krajinná pokrývka je tedy objektem zájmu při mapování krajiny leteckými a družicovými snímky. Jednotlivé třídy krajinné pokrývky mohou mít jednu nebo více funkcí, které se zpravidla chápou antropocentricky, čili funkce krajinné pokrývky slouží k uskutečňování záměrů a zájmů člověka v krajině. Komplexní poznání současné krajiny je postavené na identifikaci funkcí jednotlivých segmentů krajiny nebo způsobu jejich využití.

Využití krajiny vychází z poznání kategorie krajinné pokrývky a její funkce. Vztah vystihuje rovnice (BURLEY in FERANEC, OŤAHEL, 2001):

Land use = *land cover* + *land utilization*

Na principy *land cover* navazuje např. metoda mapování krajinné pokrývky CORINE land cover, která vychází z družicových snímků a je základem pro jednotnou databázi kategorií krajinné pokrývky Evropy v měřítku 1 : 100 000 s cílem sběru, koordinace a vzájemné kompatibility údajů o životním prostředí (FERANEC, OŤAHEL, 2001).

Land utilization vychází z funkčnosti krajinné pokrývky, která v regionálním měřítku koresponduje s urbanizovanými a polnohospodářsky využívanými plochami a často implikuje prostorovou organizaci kulturní krajiny. Zjištění a interpretace funkcí jednotlivých segmentů krajinné struktury je podstatným faktorem při definování ekologické významnosti těchto segmentů a při managementu a plánování krajiny (FERANEC, OŤAHEL, 2001). Současné využívání krajiny má tedy přímou souvislost s využíváním krajiny v minulosti a spolu s působením aktuálních přírodních, hospodářských, sociálních a politických faktorů udává směr využívání krajiny v budoucnu. Výsledkem je současné prostorové uspořádání forem využívání krajiny označované jako *struktura využívání krajiny*, jejíž změny jsou nejčastěji vyvolány socioekonomickými tlaky na krajinu (ŽIGRAI, 1983).

5.1.3 Terciární krajinná struktura

Terciární krajinná struktura je autory MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ (1997) popisována jako soubor nehmotných prvků a jevů primárně spojených se zájmy, projevy a důsledky činností lidské společnosti v krajině. Terciární struktura, označovaná někdy také jako socioekonomická krajinná struktura, je vázána na krajinné prvky či složky primární a druhotné krajinné struktury. Hmotné výtvořky a jiné aspekty činnosti člověka v krajině mají svůj prostorový projev právě v rámci terciární krajinné struktury. Změna fyzických součástí krajiny vždy podléhá zásahům do krajinné struktury, které mohou být zaměřeny na různý typ této struktury. Socioekonomický tlak na *prvky primární struktury krajiny*, které jsou chápány jako přírodní zdroje (např.: voda, lesy, půda, nerostné suroviny), je často nejvíce rizikovým. Z toho důvodu je intenzita lidských zásahů limitována legislativou (např.: ochranná pásma, chráněná maloplošná a velkoplošná území, atd.). Socioekonomické tlaky na objekty *druhotné krajinné struktury* se především týkají krajinných složek přírodního prostředí člověka (např.: v místech dopravní, polnohospodářské nebo průmyslové kulturní krajiny).

5.2 Ekologická rovnováha krajiny

Rovnováha krajiny jak ji popisuje HAVRLANT, BUZEK (1985, str. 102), je stav, kdy: „*hlavní činné prvky a hlavní řetězce vazeb jsou udržovány autoregulačními procesy v rovnováze podmíněné časově.*“ Vnitřní změny, odehrávající se v přírodních složkách a prvcích krajiny, jsou dlouhodobým procesem, což umožňuje druhovým společenstvům se těmto změnám přizpůsobovat. Rovnováha v krajině se projevuje v její biologické složce, která na změny reaguje nejcitlivěji. Přírodní složky krajiny reprezentují soubory ekosystémů, které jsou mezi sebou propojeny funkčními vazbami, takže zásah do jednoho ekosystému vyvolá změnu rovnováhy druhého ekosystému. Narušení rovnováhy je příčinou dlouhodobé přestavby ekosystémů, které se mohou stabilizovat až po určité době ve formě nových krajinných struktur. Pokud se ekosystémy stabilizují tak, že již nedochází k zásadním změnám na stanovištích a ve složení jejich biocenóz, dostanou se do rovnovážného stavu, který popisuje KOLEJKA (2013, str. 152) jako stav, kdy „*kolísání hodnot vnějších faktorů v rámci přijatelných amplitud (mírné disturbance) se neodráží ve změně invariantu geosystému, ale naopak je zákonitou podmínkou udržování jeho typické časové struktury a jeho udržování kolem rovnovážného (v rovnovážném) stavu: homeostáze.*“ Homeostáza vyjadřuje tendenci biologických systémů odolávat změnám a jejich schopnost setrvávat ve stavu rovnováhy a potlačovat vliv vnějších změn na systém pomocí *negativní zpětné vazby* (DEMEK, 1983). V krajině přírodní i kulturní je možné pozorovat několik typických případů ekologické rovnováhy krajiny, které řadí DEMEK (1983) do šesti samostatných kategorií a KOLEJKA (2013) je upravuje do následujících pěti:

- *Statická rovnováha.* Krajina je stabilizovaná, nedochází v ní ke změnám jejích parametrů, čili počet prvků, složek krajiny a její struktura jsou stálé. Vztahy mezi krajinou a jejím okolím jsou natolik pevné, že k narušení nedochází ani velkým vnějším impulzem. Statická rovnováha je vlastnost extrémních typů krajiny (např.: skalnaté a kamenité pouště).
- *Stabilní rovnováha.* Typická vlastnost takové krajiny je tendence vrátit se zpět k podmínkám předešlé rovnováhy díky provázanosti s okolím. Proces zpětného obnovení rovnováhy krajiny se projevuje např.: u říčních niv, které jsou schopné eliminovat cizorodé vlivy během několika povodňových cyklů.
- *Nestabilní rovnováha.* I slabý podnět v takových krajinách vede často ke změnám, které končí až dosažením nové stability krajiny. Typickým krajinným zástupcem této kategorie jsou tundry, kde oslabení permafrostu externími vlivy může vést

k nekontrolovanému kolapsu a přestavbě krajinné struktury do podoby hydromorfní krajiny.

- *Stálá rovnováha.* Krajina stálé rovnováhy je neměnná vzhledem k dlouhodobému časovému úseku, kde ale může docházet ke slabým výkyvům stability v okamžitém stavu. Takové krajiny často podléhají trvalým destabilizačním vlivům, které se ekosystémy snaží eliminovat a dosáhnout rovnovážného stavu. Typickým příkladem jsou krajiny vystavené neustálé erozi a denudaci půdního pokryvu, který je však nahrazovaný tvorbou nové půdy na zvětralinách.
- *Dynamická rovnováha.* Pro většinu krajín je příznačná právě kategorie dynamické rovnováhy, která se zachovává i přes změny průchodu hmoty, energie a informací. V principu jde o stav, kdy stabilita kolísá kolem neustále se měnících podmínek. Po disturbanci velkého rozsahu se krajina po čase vrátí zpět do stavu relativní rovnováhy. Příkladem mohou být vulkanické krajiny, krasové krajiny nebo území vystavená opakujícím se periodám zdvihu či poklesu. Pokud je podnět ovlivňující stabilitu krajiny malé intenzity, dynamická rovnováha krajiny na podnět vůbec nereaguje a nemění se, na rozdíl od podnětu velké intenzity, který krajina přijme podle své citlivosti jako malý, průměrný nebo drastický stres a pružně na něj reaguje.

5.3 Ekologická stabilita krajiny

Ekologická rovnováha krajiny je hlavním projevem *ekologické stability*, která vyjadřuje tendenci geosystému udržovat si určitý stav nebo tendenci vracet se do původního stavu po narušení, jenž přichází na ekosystémy z vnějšku. Sebereflexe krajiny je dána vzájemným poměrem účinku negativních zpětných vazeb, které v systému představují autoregulační mechanismus a pozitivních zpětných vazeb, které naopak směřují k nestabilitě krajiny. Dosažení absolutní stability krajiny není možné, stejně jako není možné v přírodě nalézt takový ekosystém, který by byl absolutně odolný a neměnný vůči všem možným faktorům a jejich intenzitě. Podle odezvy systému lze rozlišit čtyři typy ekologické stability viz **Tab. 5.3.a**. Zatímco konstantnost a cykličnost jsou výsledkem malého či velkého kolísání podstatných ekologických charakteristik, tak rezistence a resilience jsou výsledkem působení vnějších faktorů na ekologickou stabilitu krajiny (MÍCHAL in SKLENIČKA, 2003):

- *Rezistence.* Představuje stabilitu krajiny a schopnost odolat narušení. Podle prostorového rozsahu, ve kterém rezistence funguje, je možné rozlišit rezistenci *lokální* nebo *globální* viz **Obr. 5.3.a** (LAŠTŮVKA, KREJČOVÁ, 2000). Rezistenci

popisuje SKLENIČKA (2003) na příkladu silného dubu, který se ve větru neohne, odolává až do doby nárazu velké vichřice, která ho může zlomit.

- *Resilience*. Představuje pružnost krajiny, která je po zásahu disturbance schopná vrátit se do původního stavu, přičemž podstatným kritériem je rychlost s jakou se vychýlený ekosystém vrátí zpět do rovnováhy. Resilienci lze přirovnat ke slabému rákosu, který se pod vlivem větru ohýbá ve směru jeho působení a náraz silné vichřice přežije bez zásadní újmy (SKLENIČKA, 2003).

Tab. 5.3.a: Základní typy ekologické stability podle přítomnosti cizích faktorů.

Kolísání ekologické charakteristiky	Ekologicky cizí faktor	
	<i>Nepůsobí</i>	<i>Působí</i>
Malé (nepodstatné)	Konstantnost	Rezistence
Velké (významné)	Cykličnost	Resilience

zdroj: MÍCHAL in SKLENIČKA, 2003.



Obr. 5.3.a: Schématické znázornění lokální (A) a globální rezistence (B), resilience (C) a nestability (D) ekologických systémů.

zdroj: MÍCHAL in LAŠTŮVKA, KREJČOVÁ, 2000, vlastní úprava.

Vůči stabilitě je opačným jevem *ekologická labilita (nestabilita)*, která je často pouze přechodnou vlastností ekosystémů a výsledkem může být nová ekologická stabilita s transformovanými vlastnostmi a funkcemi krajiny. Nalezení takového stavu v krajině je mnohdy obtížné. Platí však pravidlo, že čím více potřebuje krajina přísun dodatečné energie ke své stabilizaci, tím méně u ní fungují autoregulační mechanismy (SKLENIČKA, 2003). Ekonomické a zemědělské zájmy člověka v krajině tak směřují k nastolení převahy produkčních labilních ekosystémů s nutností dodatečné energie. Snahy o zachování stabilních ekosystémů při krajinně-ekologickém rozhodování v území by měly vycházet ze selektivního hodnocení prvků druhotné krajinné struktury, které jsou v zásadě měnitelné a jsou hlavním objektem zásahů člověka do krajiny. Funkční hodnota takových prvků je relativní a může mít různý význam podle optiky náhledu na problematiku (např.: lesní plocha v matici kulturní

zemědělské krajiny má vysokou ekologickou hodnotu a stabilitu, ale její funkční hodnota pohledem lidské společnosti je zanedbatelná). Proto podstatou ekologicky optimální prostorové organizace krajiny je vzájemná konfrontace požadavků společnosti na rozvoj či funkci území a reálně existujících ekologických podmínek. Konfrontace se uskutečňuje pomocí *rozhodovacích procesů* v krajině (MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, 1997).

5.4 Územní systém ekologické stability (ÚSES)

Míra celkové stability krajiny je závislá na vzájemném zastoupení labilních a stabilních ekosystémů. K dosažení dlouhodobé stability je zapotřebí převahy stabilních ekosystémů s omezenými antropogenními rušivými vlivy, které je možné vypočítat např. z tzv. *Koeficientu ekologické stability* (K_{ES}) podle metodiky Míchala z roku 1985. Pro udržení stabilních i nestabilních krajinných struktur ve vzájemné rovnováze je nutné dosáhnout jistého kompromisu. Proto v 80. letech 20. Století vznikla koncepce tzv. *Územních systémů ekologické stability* (ÚSES). Území České republiky bylo rozděleno na oblasti biokoridorů s propojením mezi bioregiony, pro něž byl spočítán koeficient ekologické stability. Hodnoty se pohybovaly v rozmezí 0,2, s dominantním zastoupením orná půdy nebo jinak antropogenně pozměněné struktury krajiny až po hodnotu 13,2 v horských oblastech s převažujícím zastoupením lesních společenstev. Průměrné hodnoty K_{ES} se v současnosti pohybují v intervalu 1,0 – 2,6. Vedle koeficientu podle Míchalova vztahu se při hodnocení stability krajinných prvků v rámci ÚSES používá koeficient ekologické stability, který zavedl Miklós jako *ekologickou významnost krajiny*, nebo koeficient ekologické stability vytvořený pro potřeby Agroprojektu v roce 1988 a jeho zpřesnění v podobě *stupně ekologické stability* (ČVUT V PRAZE - FAKULTA STAVEBNÍ, 2013).

ÚSES je zákonem O ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. definován jako „vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu“ (SKLENIČKA, 2003). ÚSES v krajině zajišťuje zachování a reprodukci ekologicky hodnotných společenstev v podobě stabilnějších ekosystémů a segmentů krajiny, které jsou v různém stupni ochrany a přispívají k ekologické rovnováze kulturní krajiny (LAŠTŮVKA, KREJČOVÁ, 2000). Ekosystémy, které jsou významné pro ÚSES krajiny, se vyznačují relativní trvalostí, menší závislostí na dodatečné energii a umožňují výskyt takových organismů, které jsou přirozeným geonofondem krajiny. Cílem ÚSES je tak dosažení a zachování přirozeného geonofundu krajiny, zajištění optimálního využívání zemědělského, vodohospodářského nebo lesnického potenciálu krajiny

v urbanizovaném území a podpora polyfunkčního využívání krajiny (BUČEK, LACINA, LÖW, 1986). Úroveň ekologické stability je dosažena díky tzv. *kostrě ekologické stability*, která se skládá z významných segmentů krajiny, zatímco ÚSES je optimálně fungující soustava stabilnějších přirozených, ale i pozměněných (přírodě blízkých) ekosystémů. Stabilita krajiny je také závislá na pevnosti a uspořádání vnitřních vazeb mezi ekosystémy, proto krajiny kde jednotlivé segmenty jsou co nejmenší, jejich funkce jsou co nejpestřejší a jsou od sebe izolovány polyfunkčními ploškami a koridory, mají nejlepší předpoklady k tomu, aby se vyrovnaly se stresy, jež na ně permanentně působí. K tomu, aby ÚSES mohl být označován jako „systém“, musí splňovat několik kritérií (LÖW, 1995).

- ÚSES musí být více než výčetem ekologicky stabilních ploch, protože změnou jedné plochy, by systém ztratil své požadované vlastnosti.
- Součásti ÚSES prostřednictvím vlastností jednotlivých ploch mohou ovlivňovat chování celého systému.
- Projevy chování každé součásti ÚSES jsou závislé nejméně na jedné další části systému.

5.4.1 Vymezování kostry ekologické stability

Pro nalezení optimální velikosti ekosystému se zavádí pojem *minimální dynamická plocha*, která představuje oblast s přirozeným režimem narušování a uchovává funkční vlastnosti ekosystému. Při zakládání prvků kostry ekologické stability definovali Lovejoy a Oren (1981) *minimální kritickou velikost* jako nejmenší rozlohu ekosystému pro zachování jejích funkčních vlastností. Rozloha ekosystému je však relativní ve chvíli, kdy je v krajinné matici vysoká hustota segmentů kostry ekologické stability. Jejich rozloha je zodpovědná pouze z 50% za variace v biologické diverzitě druhů (KRNAP, 1989). Kostru ekologické stability je nutné vymezovat na základě srovnání přírodního, čili *potenciálního* a současného, čili *aktuálního* stavu ekosystémů v mozaice krajinné struktury. Základním segmentem krajiny pro vymezení kostry ekologické stability jsou lesní porosty, které jsou ze zákona významnými krajinnými prvky, nebo jiné ekosystémové komplexy s dřevinnou skladbou. Samotné vymezování kostry ekologické stability je na počátku celého procesu při vytváření ÚSES. Postup vymezování kostry se dá shrnout ve třech obecných krocích, které LÖW (1995) definuje následně:

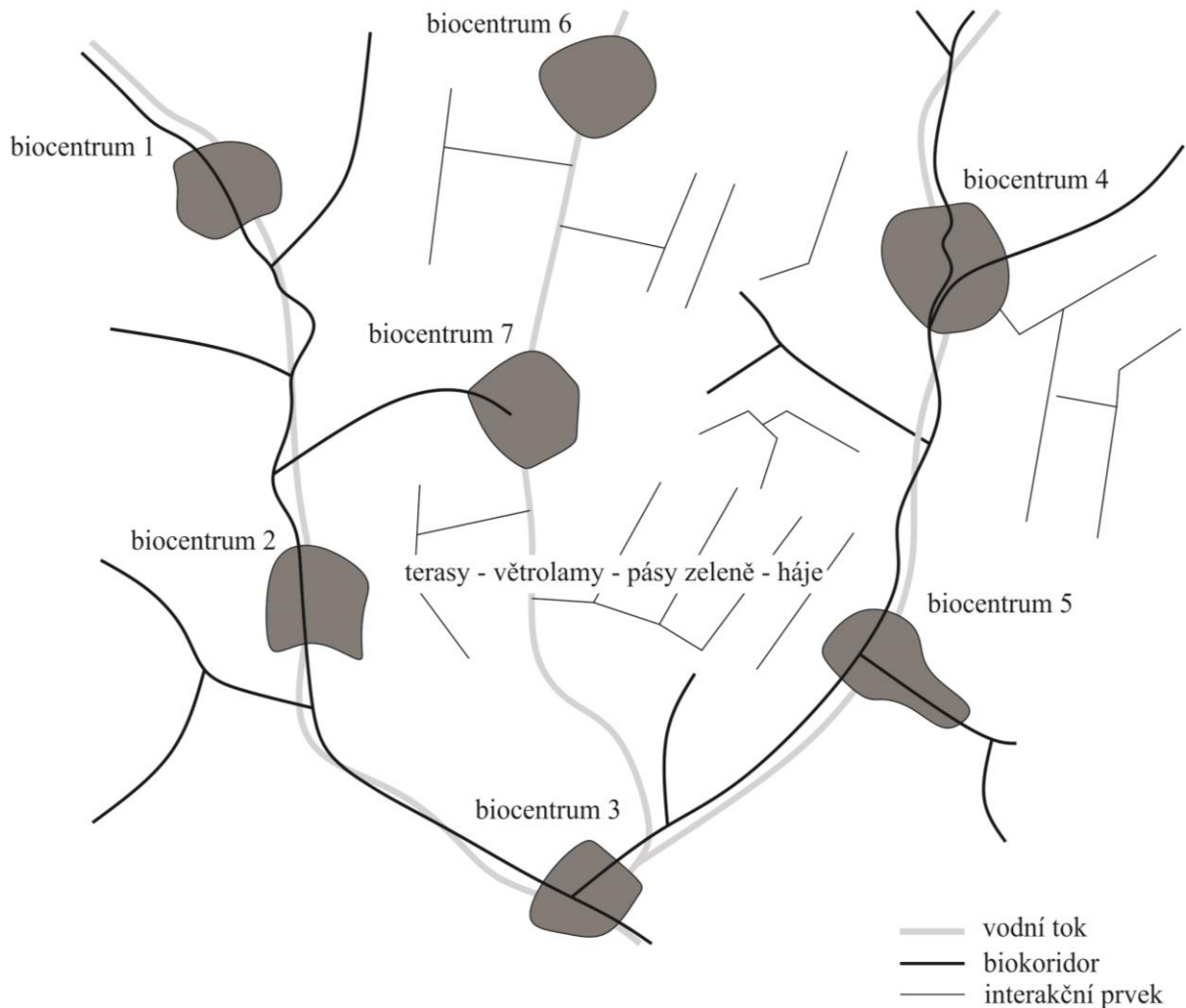
- *První krok.* Prostorová identifikace vhodných zbytků přírodních přirozených společenstev s nejvyšší ekologickou stabilitou (např.: lesy, louky s převahou přirozeně rostoucích druhů, mokřady, atd.).
- *Druhý krok.* Vymezení prostorových vztahů potenciálních ekosystémů ze znalostí historické struktury krajiny a definování takového prostorového rozsahu a tvaru biocenter a biokoridorů, které zaručí zachování funkčních schopností ekosystémů.
- *Třetí krok.* Požadavek ekologicky zdravého aktuálního stavu vybraných ekosystémů, které jsou identifikovány jako nositelé druhového i genového bohatství přirozených ekosystémů, a tedy maximálně vhodné pro využití v kostře ekologické stability.

5.4.1.1 Významné prvky kostry ekologické stability

Jednotlivé fragmenty ÚSES jsou často tvořeny ekosystémy, jejichž vznik je dlouhodobou záležitostí (až 600 let). Jednou založený takový fragment již nelze lehce prostorově měnit, čímž v krajině vzniká velmi stabilní prostorová struktura, která trvale ovlivňuje své přírodní okolí, determinuje vývoj krajinné mozaiky a usměrňuje způsob využívání krajiny. Dílčí složky kostry ekologické stability jsou vedle svých potenciálních a aktuálních ekologických vlastností také projevem určitého funkčního zájmu člověka v krajině a často dělí jednotlivé labilní monofunkční typy krajiny na více částí (LÖW, 1995). Významné prvky kostry ekologické stability rozlišuje BUČEK, LACINA, LÖW (1986) podle převažující funkce na **centra biotické diverzity** (biocentra), **biotické koridory** (biokoridory), **ochranné zóny** a **interakční prvky**.

- *Centrum biotické diverzity (biocentrum).* Za biocentrum se označuje takový segment krajiny, který je stanovištěm pro druhy přirozeného geofundu krajiny. Podstatnými parametry jsou jeho velikost a tvar. Posláním biocentra je ochrana a zachování konkrétního typu ekologicky hodnotného společenstva v krajině.
- *Biotický koridor (biokoridor).* Biokoridorem se rozumí dynamický segment krajiny, který svým prostorovým rozsahem umožňuje migraci druhů. Biokoridory spojují biocentra v síť vzájemně se ovlivňujícího systému.
- *Ochranná zóna.* Ochranné zóny fungují v krajině jako bariéry, které zabraňují pronikání antropogenních vlivů. Nejčastější způsob jejich realizace je formou plošných opatření (např.: vegetační pásy kolem biocenter), formou technickoingenýrských opatření (např.: příkop proti splachům z polí) nebo opatřeními technologického charakteru (např.: zákaz chemizace).

- *Interakční prvky.* Interakční prvky v krajině jsou mediátorem přenosu pozitivního působení biokoridorů a biocenter na okolní ekologicky méně hodnotné a méně stabilní segmenty krajinné struktury. Interakční prvek lze také popsat jako mezičlánek mezi plochami ÚSES a hospodářsky využívanou kulturní krajinou.



Obr. 5.4.1.1.a: Schéma prostorového uspořádání Územního systému ekologické stability.

zdroj: KOLEJKA, 2013, vlastní úprava

5.4.2 Prostorové parametry segmentů ÚSES

Přestože optimální parametry ekosystémů pro dosažení požadovaných funkcí ÚSES jsou individuální a nejsou s dostatečnou jistotou známy, LÖW (1995) se o tuto parametrizaci pokouší u biocenter a biokoridorů, pro něž stanovuje minimální a maximální prostorový rozsah, který je ještě schopný plnit požadovanou funkci. Dominantní zastoupení v biocentrech lokálního, regionálního i nadregionálního významu jsou lesní společenstva, u nichž je kladen

důraz na věkovou pestrost. Převaha jednoho vývojového stádia lesního porostu totiž může vést k oslabení funkcí porostu a ke snížení míry rezistence či resilience celého biocentra. Minimální šířku biokoridorů lokálního významu stanovuje LÖW (1995) do intervalu 10 – 20 m a minimální šířku biokoridorů regionálního významu do intervalu 20 – 50 m pro všechna ekosystémová společenstva uvedená v tabulce **Tab. 5.4.2.b**.

Tab. 5.4.2.a: Minimální rozměry biocenter pro zachování jejich funkčních požadavků.

Minimální velikost biocentra		
<i>Biocentrum lokálního významu</i>	<i>Typ ekosystému</i>	<i>Biocentrum regionálního významu</i>
1 – 3 ha	Lesní společenství	20 – 30 ha
-	Lesní společenstva tvrdého luh	30 ha
-	Olšiny a měkký vrbo-topolový luh	10 ha
1 ha	Mokřady	10 ha
3 ha	Luční společenstva	30 ha
1 ha	Společenstva stepních lad	10 ha
0,5 ha	Společenstva skal	5 ha
3 ha	Kombinovaná společenstva	-

zdroj: LÖW, 1995, vlastní úprava

Tab. 5.4.2.b: Maximální rozměry biokoridorů pro zachování jejich funkčních požadavků.

Maximální velikost biokoridoru				
<i>Biokoridor lokálního významu</i>		<i>Typ ekosystému</i>	<i>Biokoridor regionálního významu</i>	
maximální délka	maximální přerušení		maximální délka	maximální přerušení
2 000 m	15 m	Lesní společenství	700 m	150 m
2 000 m	50-100 m	Mokřady	1 000 m	100-200 m
2 000 m	50-100 m	Kombinovaná společenstva	-	-
1 500 m	1 500 m	Luční společenstva	700 m	100-200 m
2 000 m	50-100 m	Společenstva stepních lad	500 m	100-200 m

zdroj: LÖW, 1995, vlastní úprava

5.5 Kvantifikace krajinné struktury

S nástupem informačních technologií se studium krajiny a krajinné struktury dostalo do optiky zájmu statistických a kvantitativních metod, pomocí kterých lze změny krajinné struktury na časové řadě a s různou vypovídající schopností parametrizovat. Snímky z distančního způsobu pořizování záznamů lze zpracovávat ve specializovaných GIS softwarech orientovaných na práci s geodaty. Indikátory krajinného rázu hodnotí nejčastěji krajinnou strukturu, která má zásadní vliv na fyziognomii krajiny (VOREL, SKLENIČKA, 2006). Více než 20leté zkušenosti s kvantifikací krajinné struktury v aplikované geografii a krajinné ekologii vedly k postupné specifikaci jednotlivých indikátorů. Dnes jich existuje více než 50, ale zdaleka ne všechny jsou optimální pro využití v konkrétním zájmovém území. (HAVLÍČEK, 2013). V posledních deseti letech nacházejí indikátory nejširší uplatnění ve směru hodnocení změn heterogenity krajiny, změn v oblasti land use a land cover, nebo např. změn, které se týkají ekologické stability krajiny. Základním principem v procesu hodnocení heterogenity krajinného pokryvu je dostupnost vstupních informací, ze kterých lze správným použitím vybraných indikátorů získat maximální možnou vypovídající hodnotu o změnách v krajině. Kvantifikaci změn v krajině lze hodnotit na základě krajinných indikátorů, které se obecně dělí do 5 základních kategorií (ROMPORTL, CHUMAN, 2010).

- *ukazatele tvaru plošek*
- *ukazatele hustoty plošek*
- *ukazatele jádrových charakteristik*
- *ukazatele okrajů*
- *ukazatele diverzity*

5.5.1 Volba indexů pro hodnocení vývoje krajiny Urbanické brázdy

Zásadní otázka před zahájením každé analýzy se týká volby konkrétních indikátorů, které by vhodně přispěly k interpretaci změn v krajinné struktuře. Z uvedených 5 metrických kategorií se za relevantní indikátory považují takové, které splňují kritérium vysoké vypovídací schopnosti při zachování dostatečné jednoduchosti výpočtu a při zachování srozumitelné interpretace změn jejich hodnot. ROMPORTL, CHUMAN (2010) považují následující indexy **krajinné metriky** za takové, které splňují uvedené požadavky. Z tohoto důvodu byly vybrány k hodnocení krajinné metriky a heterogenity krajiny oblastech postižených těžbou v Urbanické brázdě:

1. *Počet tříd krajinného pokryvu*. Počet tříd je nejjednodušším ukazatelem změny heterogenity krajiny z hlediska jejího využívání. Jde o celkový počet tříd v základní prostorové jednotce, kterou může být např.: zájmové území, samostatné pole, individuální či typologická jednotka, atd. Identifikátor nevypovídá nic o samotné konfiguraci plošek v krajině.

2. *Počet plošek (Number of Patches, NP)*. Počet plošek udává celkový počet krajinných enkláv všech typů krajinného pokryvu v zájmové oblasti a je vhodným způsobem studia mikroheterogenity krajiny. Počet plošek má obvykle vliv na celou řadu ekologických procesů v krajině, jako je dynamika vývoje počtu krajinných kategorií nebo přesun plošky z jedné kategorie do druhé. Typ krajinné struktury, která je diferenciována do vysokého počtu segmentů, je také odolnější vůči šíření stresových faktorů. Zjištění počtu plošek v krajině často předchází výpočtům dalších indexů (MCGARINAL, MARKS, 1994).

$$\mathbf{NP} = n_i$$

n_i ... počet krajinných plošek v rámci jedné klasifikační třídy

3. *Průměrná velikost plošky (Mean Patch Size, MPS)*. Index udává průměrnou velikost všech plošek ve všech předem definovaných třídách krajinného pokryvu v zájmové oblasti. Stejně jako předchozí index, se průměrná velikost plošky dá využít ke studiu mikroheterogenity krajiny. Velikost plošky je jednou z nosných vlastností ekosystému v principu vymezování kostry ekologické stability a zároveň důležitým aspektem pro uchování bohaté druhové diverzity a přirozených funkcí ekosystémů. Výpočet metriky je dělený 10 000 pro převedení na hektary (ha).

$$\mathbf{MPS} = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \frac{1}{10\,000} \quad [\text{ha}]$$

a_{ij} ... rozloha krajinné plošky v rámci jedné klasifikační třídy

n_i ... počet krajinných plošek v rámci jedné klasifikační třídy

4. *Hustota okrajů mezi ploškami (Edge Density, ED)*. Hustota okrajů všech tříd krajinného pokryvu udává změnu v délce rozhraní mezi jednotlivými enklávami. Standardizovaný postup hodnocení okrajů plošek na jednotku plochy usnadňuje

srovnávání různě velkých pozorovaných oblastí. Hranice krajinné plošky je definována kontrastem, který vyjadřuje intenzitu přechodné zóny mezi sousedními ploškami. Kontrast má řadu krajinně-ekologických specifík, které např.: limitují pohyb látek, energie nebo samotných organismů mezi ploškami (MCGARINAL, MARKS, 1994). Blíže o kontrastu v krajině pojednává kapitola o krajinné struktuře, která je součástí příloh. Pokud výsledek výpočtu nabývá nulové hodnoty, potom v hodnocené oblasti nebyla detekována žádná hrana oddělující 2 a více krajinných plošek. Nenulové výsledky udávají součet všech délek hran krajinných plošek v rámci jedné klasifikační třídy k celkové ploše hodnocené oblasti v jednotkách metry / hektary [m/ha].

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} \times 10\,000 \quad [\text{m/ha}]$$

m ... celkový počet klasifikačních tříd

e_{ik} ... délka všech hran krajinné plošky v rámci jedné klasifikační třídy

A ... celková rozloha hodnocené oblasti

5. *Index celkové délky okrajů (Total Edge, TE)*. Index spočítá celkovou délku okrajů v metrech v rámci každé vymezené klasifikační kategorie součtem všech dílčích délek okrajů. Pro lepší představu o celkové délce se hodnota často převádí z metrů na kilometry, pokud to ovšem rozloha zkoumané oblasti dovoluje. Nabývá-li index nulových hodnot pro jednu z definovaných kategorií, znamená to, že se tato kategorie v zájmové oblasti nevyskytuje (MCGARINAL, MARKS, 1994).

$$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik} \quad [\text{m}]$$

m' ... celkový počet klasifikačních tříd

e_{ik} ... délka všech hran krajinné plošky v rámci jedné klasifikační třídy

V rámci metriky okrajů lze kromě uvedeného indexu hustoty okrajů a indexu celkové délky okrajů určovat také *index průměrné délky okrajů (Mean Patch Size, MPS)*, který značně koreluje s průměrnou velikostí plošek jednotlivých klasifikačních kategorií a ve srovnání s indexem celkové délky okrajů poskytuje jistou představu o počtu plošek v dané klasifikační třídě, respektive o její vnitřní heterogenitě.

6. *Index průměrného tvaru plošky (Mean Shape Index, MSI)*. Tento indikátor krajinné struktury patří do skupiny metrik s názvem „ukazatele tvarů“ a hodnotí nepravidelnost tvaru krajinné plošky. Index nabývá minimální hodnoty 1 pro takové plošky, které mají ideální kruhovitý tvar. Čím vyšších hodnot index nabývá, tím má ploška složitější a nepravidelnější tvar. Výpočet indexu je založený na součtu obvodů všech plošek v jedné klasifikační kategorii dělený druhou odmocninou jejich rozlohy (MCGARINAL, MARKS, 1994). Rovnice indexu je odlišná pro data vektorového a rastrového formátu z důvodu jejich rozdílných geometrických vlastností. Výpočet průměrného tvaru plošky pro vektorová data vypadá následovně:

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{P_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{ij}}} \right)}{n_i}$$

P_{ij} ... obvod krajinné plošky v rámci jedné klasifikační třídy

a_{ij} ... rozloha krajinné plošky v rámci jedné klasifikační třídy

n_i ... počet krajinných plošek v rámci jedné klasifikační třídy

Změny krajinné struktury je možné sledovat také na výsledcích *krajinně-ekologických indexů*, které jsou základním prostředkem k získávání informací o ekologické stabilitě diverzitě krajiny. **Indexy diverzity** jsou v zásadě ovlivněny dvěma faktory: *bohatstvím (pestrostí)* a *vyrovnaností (vyvážeností)*. Bohatství vyjadřuje počet kategorií krajinných plošek v hodnoceném území a vyrovnanost se vztahuje k rovnoměrnému rozdělení celkové plochy hodnocené oblasti mezi různé typy krajinných plošek. Některé indexy jsou citlivější na změny v bohatství krajiny než na změny v její vyrovnanosti, jako je např.: Shannonův index diverzity (MCGARINAL, MARKS, 1994). Při využívání krajinně-ekologických indexů je nutné brát ohled na specifika zkoumané lokality, stejně jako je nutné klást si otázku, jaké informace o krajinné struktuře jsou pro zpracovatele relevantní a tomu přizpůsobit volbu těchto indexů (MUKLOVÁ, 2007). Vedle volby konkrétního ekologického indexu je podstatný faktor měřítka, které má vliv na prostorový detail pořizovaných informací. Indexy diverzity se mohou vztahovat k popisu biologické diverzity uvnitř složek krajinné matrice, k míře antropogenního ovlivnění nebo ke zdravotnímu stavu ekosystému (BALEJ in HAVLÍČEK, 2013). Mezi indexy diverzity využití v diplomové práci patří:

7. *Shannonův index diverzity (Shannon's Diversity Index, SHDI)*. Nejpopulárnější index diversity, který je ukazatelem relativní pestrosti krajinných plošek a tříd. Nabývá-li nulové hodnoty, nachází se v hodnoceném prostoru pouze jedna ploška. S nárůstem hodnot narůstá plynule i počet tříd krajinného pokryvu, nebo rovnoměrné zastoupení počtu krajinných ploch v rámci jednotlivých tříd.

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \times \ln P_i)$$

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

m ... celkový počet klasifikačních tříd

n_i ... počet krajinných plošek v rámci jedné klasifikační třídy

N ... celkový počet krajinných plošek ze všech klasifikačních tříd

8. *Shannonův index vyrovnanosti (Shannon's Evenness Index, SHEI)*. Index vyrovnanosti je ukazatelem změny pestrosti plošek a tříd krajinného pokryvu ve vztahu k potenciální možné diverzitě hodnoceného polygonu při zachování počtu tříd. Index nabývá hodnot od 0 do 1 s tím, že nulové hodnoty mají stejnou příčinu, jako u předchozího indexu. Čím blíže jsou výsledky indexu jedničky, tím více je distribuce krajinných plošek v rámci jednotlivých tříd vyrovnanější.

$$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (P_i \times \ln P_i)}{\ln m}$$

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

m ... celkový počet klasifikačních tříd

n_i ... počet krajinných plošek v rámci jedné klasifikační třídy

N ... celkový počet krajinných plošek ze všech klasifikačních tříd

Vedle těchto způsobů hodnocení krajiny, lze zájmovou oblast podrobit analýze, která hodnotí míru *ekologické stability* nebo např. míru *antropogenního ovlivnění krajiny* na základě výsledků **indexů ekologické stability**. Mezi relevantní indexy pro hodnocení vývoje stability vybraných lokalit v Urbanické brázdy, byly vybrány takové, které mají svou tradici, využívají se pro hodnocení sítí ÚSES a jsou schopné postihnout míru antropogenního vlivu na krajinnou strukturu. Za takové indexy lze považovat následující:

9. *Koeficient ekologické stability (K_{ES})*. Koeficient ekologické stability je podle Míchala poměr ploch mezi krajinnými segmenty relativně stabilními a relativně labilními (MÍCHAL in LIPSKÝ, 1998). Nevýhodou koeficientu je, že vyžaduje jednoznačné zařazení určité plochy do kategorie stabilního nebo nestabilního ekosystému, přičemž neposuzuje jejich ekologickou kondici. Výsledkem koeficientu je číslo udávající míru stability zájmového území podle tabulky **Tab. 5.5.1.b**.

$$K_{ES} = \frac{\text{stabilní ekosystémy}}{\text{nestabilní ekosystémy}}$$

Tab. 5.5.1.a: Kategorizace ploch ekosystémů na stabilní a nestabilní.

Stabilní ekosystémy	Nestabilní ekosystémy
lesní půda, vodní plochy a toky, trvalý travní porost, pastviny, mokřady, sady, vinice	orná půda, urbanizované plochy a plochy jinak výrazně ovlivněné lidskou činností, chmelnice

zdroj: MÍCHAL in LIPSKÝ, 1998

Tab. 5.5.1.b: Charakteristika zájmového území ve vztahu k hodnotě K_{ES} pro danou oblast.

Hodnota K_{ES}	Stav území
$K_{ES} \leq 0,10$	Maximálně narušené přírodní struktury, kde základní ekologické funkce musí být intenzivně a trvale nahrazovány technickými zásahy.
$0,10 < K_{ES} \leq 0,30$	Nadprůměrně využívané území se výrazným narušením přírodních struktur, kde základní ekologické funkce musí být soustavně nahrazovány technickými zásahy.
$0,30 < K_{ES} \leq 1,00$	Intenzivně využívané území k produkční funkci převážně zemědělskou činností, kde slabé autoregulační pochody způsobují značnou ekologickou labilitu a ekosystémy fungují díky vkladům dodatečné energie.
$1,00 < K_{ES} < 3,00$	Vcelku vyvážená krajina a relativně stabilní krajina, kde jsou technické objekty v souladu s přírodními strukturami a je zde nízká potřeba dodatečné energie.
$K_{ES} \geq 3,00$	Přírodě blízká krajina s výraznou převahou ekologicky stabilních struktur a velmi nízkou intenzitou antropogenního využívání krajiny.

zdroj: MÍCHAL in LIPSKÝ, 1998

10. *Koeficient míry antropogenního ovlivnění (KAO)*. Tento koeficient je definován na základně poměrného zastoupení ploch s vysokou intenzitou využití a ploch s nižší mírou využití. Koeficient vychází z faktu, že více využívané plochy (např.: orná půda,

zastavěné plochy, atd.) jsou pod větším antropogenním tlakem než plochy využívané méně (např.: lesy, louky, pastviny nebo vodní plochy). Výsledky koeficientu nabývají hodnot 0 - ∞. Hodnoty 1 dosahuje, pokud jsou rozlohy ploch pod velkým a malým tlakem v rovnováze. Hodnota výsledku vyšší než 1, je známkou převažujících ploch s vysokou intenzitou antropogenního ovlivnění (KUPKOVÁ, 2001).

$$KAO = \frac{ROP + RZaP + ROsP}{RLo + RPa + RLP + RVP}$$

ROP ... rozloha orné půdy

RZaP ... rozloha zastavěných ploch

ROsP ... rozloha ostatních ploch

RLo ... rozloha luk

RPa ... rozloha pastvin

RLP ... rozloha lesních ploch

RVP ... rozloha vodních ploch

5.5.2 Kvantifikace krajinné struktury v programových prostředcích

Pro práci s geografickými daty rastrového nebo vektorového formátu existuje řada specializovaných softwarových řešení v podobě desktopových programů. Vedle programů Open Source jako je např. GRASS GIS, nebo Qantum GIS, patří mezi nejužívanější zpoplatněné GIS softwary v České republice ArcGIS od společnosti ESRI, jehož platforma ArcMap je komplexním prostředím pro zpracovávání, analýzu a vizualizaci geografických dat. Ke kvantifikaci krajinné struktury a výpočtu krajinně-ekologických indexů je možné využít volně distribuované extenze *V-LATE* (Vector-based Landscape Analysis Tools Extensions) nebo *Patch Analyst*, které jsou plně kompatibilní s programovým prostředím ArcMap. Kvantifikací krajinné struktury se mezi roky 2007 a 2008 zabývala i katedra geoinformatiky Univerzity Palackého v Olomouci. Výsledkem byl *StraKa toolbox* pro ArcMap, který poskytuje sadu algoritmoavných a naprogramovaných řešení pro vybrané krajinné vzorce podle metodiky Godrona a Formana (1993) (PECHANEC, PAVKOVÁ, DOBEŠOVÁ, 2008). Pro kvantifikaci změn krajinné struktury, hodnocení heterogenity, diverzity krajiny a ekologické stability v oblastech postižených těžbou štěrkopísků, byla v diplomové práci využita extenze V-LATE, a to z důvodu svých předností ve zpracování vektorových dat.

5.5.2.1 Extenze V-LATE

V-LATE (Vector-based Landscape Analysis Tools Extensions) je vektorově orientovaný nástroj pro analýzu krajinné metriky a ekologické diverzity, který pracuje s daty polygonové typologie ve formátu ESRI *.shp*. Extenze byla vyvinuta v rámci evropského projektu SPIN na Univerzitě v Salzburgu. Od roku 2004 je její vývoj podporován a financován centrem GIS na katedře geoinformatiky v Salzburgu, která stojí za současnou volně stažitelnou verzí *V-LATE 2.0 beta* testovanou na poslední verzi softwaru ArcGIS 10 (Z_GIS, 2013). Extenze je rozdělená do sedmi bloků pro sedm různých typů krajinných analýz. Výsledky analýz se ukládají buď do atributové tabulky polygonové vrstvy, nebo se zobrazí v dialogovém okně s možností externího uložení v textovém formátu.

Pro účely diplomové práce nebyly využity všechny analytické nástroje, ale pouze takové, které korespondovaly s výše uvedenými indexy a umožňovaly tak interpretaci změn krajinné struktury vybraných lokalit Urbanické brázdy:

- *Analýza rozlohy krajinných plošek (Area Analysis)*
 - Počet plošek v kategorii (*NP – Number of Patches*)
 - Celková rozloha plošek (*CA – Class Area*)
 - Průměrná velikost plošek (*MPS – Mean Patch Size*)

- *Analýza okrajů krajinných plošek (Edge Analysis)*
 - Index celkové délky okrajů plošek (*TE – Total Edge*)
 - Index průměrné délky okrajů plošek (*MPE – Mean Patch Size*)

- *Analýza tvaru krajinných plošek (Form Analysis)*
 - Index průměrného tvaru plošky (*MSI – Mean Shape Index*)

- *Analýza diverzity krajiny (Diversity Analysis)*
 - Shannonův index rozmanitosti (*SHDI - Shannon's Diversity Index*)
 - Shannonův index vyrovnanosti (*SHEI – Shannon's Evenness Index*)

6. PŘEDZPRACOVÁNÍ POUŽITÝCH DIGITÁLNÍCH DAT

Ke sledování změn krajinné struktury vlivem těžby štěrkopísků v Urbanické brázdě byla využita řada písemných a mapových zdrojů. Jako primární zdroj informací o historické krajině posloužily Císařské otisky stabilního katastru poskytnuté Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním v počtu 20ti samostatných mapových listů, jejichž obsahem je oblast katastrálního území obce Písek u Chlumce nad Cidlinou, Kosice, Kosičky, Káranice, Chudeřice a Stará Voda. Císařské otisky byly využity pro sledování vodohospodářského využití krajiny v minulosti a jako inspirace pro budoucí krajinně-ekologický vývoj míst postižených těžbou, jehož princip je rozpracovaný v kapitole 9. *Možnosti praktického využití štěrkopískových jezer*. Komentáře k využití krajiny zájmové oblasti z doby Císařských otisků, včetně mapové reprezentace, jsou součástí příloh práce [PŘÍLOHA 6]. Jako doplňující materiál pro hodnocení současné krajinné struktury zájmového území byla využita podkladová topografická data ZABAGED[®] - polohopis. Digitální sada obsahovala prostorové informace a popisné informace o sídlech, komunikacích, rozvodných sítích a produktovodech, vodstvu, územních jednotkách a chráněných územích, vegetaci, povrchu a terénním reliéfu. Bezplatná služba Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (ČÚZK) určená studentům pro akademické účely, umožnila objednání osmi map v úrovni Základní mapy ČR 1:10 000 (ZM 10) s označením podle kladu listů: 13-23-08, 13-23-09, 13-23-10, 13-23-12, 13-23-13, 13-23-17, 13-23-18, 13-24-06. Nejdůležitější a pro účely diplomové práce stěžejní materiál pro hodnocení vývoje krajinné struktury představovaly letecké snímky na časové řadě od roku 1937 do 2001, které byly poskytnuté Vojenským geografickým a hydrometeorologickým úřadem VGHMÚř v Dobrušce, © MO ČR 2012.

Ke grafickým úpravám digitálních obrazů Císařských otisků a leteckých snímků sloužily rastrově orientované programy, které umožnily práci s histogramem obrazu. Pro **zvýraznění digitálních dat v počítačových prostředcích** byly v diplomové práci využity funkce programu Adobe Photoshop CS5 od společnosti Adobe Systems a funkce z programu ERDAS Imagine 2013 od společnosti Intergraph, který slouží primárně k práci s daty dálkového průzkumu Země. Různý stupeň šedi pro různé typy povrchů na leteckých snímcích vylučoval automatizovaný postup při radiometrických úpravách snímků. Z důvodu různého poměrného zastoupení jednotlivých kategorií krajinné pokrývky (orná půda bez vegetace, orná půda s vegetací, lesy, vodní plochy,

socioekonomické prvky, atd.) byly snímky využité v diplomové práci jednotlivě upravovány za pomoci zobrazovací funkce lineární nebo nelineární. Některé případy si vyžádaly složitější úpravu maskováním přeexponovaných míst a samostatnou úpravu kontrastu a jasu

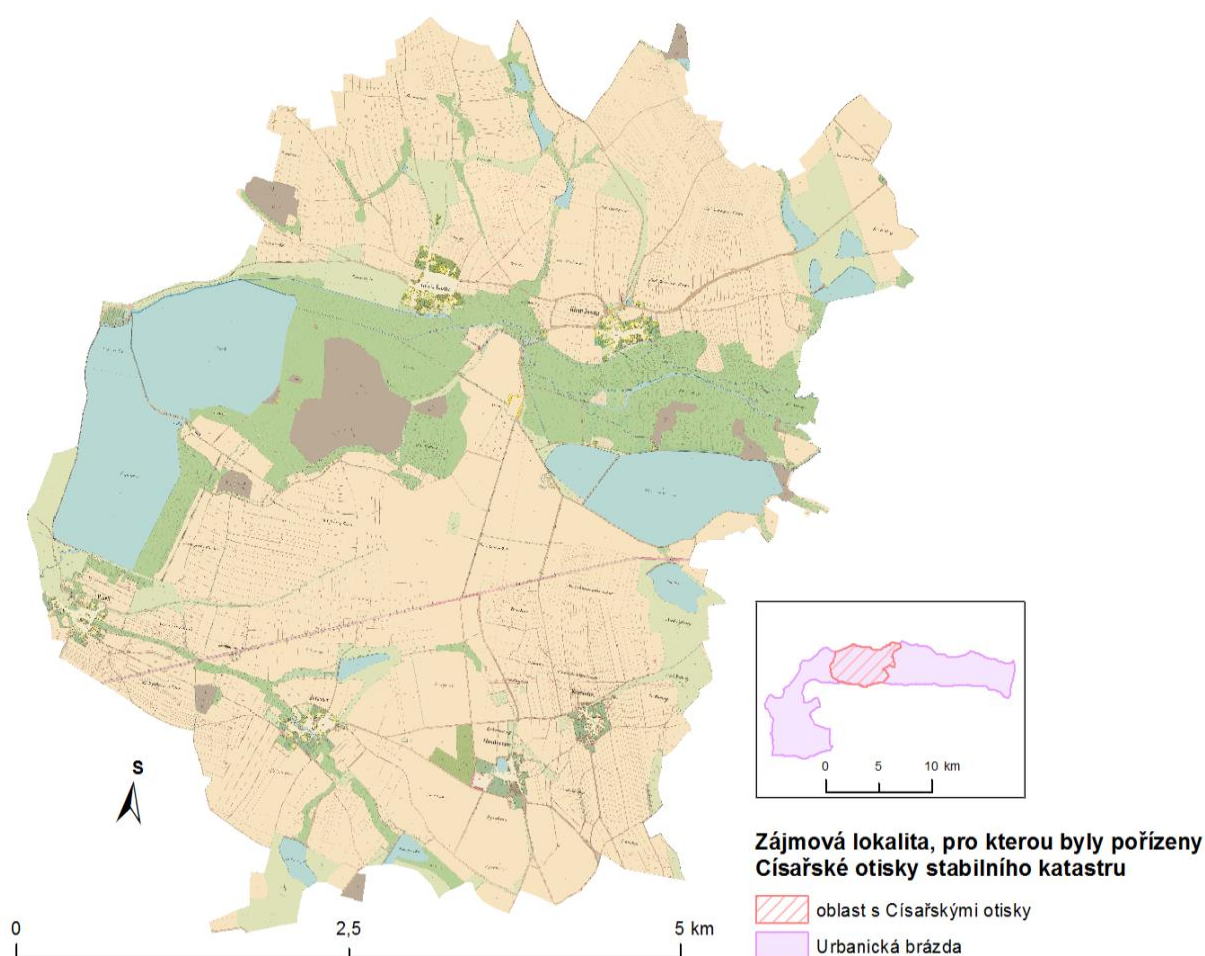
Geometrická transformace v počítačových prostředcích byla provedena v pracovním prostředí ArcMap 10.0, v programu ArcGIS 10.0, který vyvíjí společnost ESRI. Integrovaný nástroj „Georeferencing“ sloužil k rektifikaci dat pomocí vlíčovacích bodů s následnou transformací obrazu podle předem zvolené transformační rovnice. Stupeň transformace u polynomické funkce bylo možné vybrat položkou „Transformation“ a aktivací položky „Auto Adjust“ se obraz kontinuálně transformoval vždy po spojení každého vlíčovacího bodu v obrazu s korespondujícím bodem na referenčním podkladu. V tom případě nebylo nutné po ukončení transformace aktivovat položku „Update Georeferencing“. Posledním důležitým krokem v procesu georeferencování bylo převzorkování obrazu odkazem „Rectify“. Rektifikace všech obrazových dat využitých v diplomové práci byla provedena do souřadnicového systému *Jednotné trigonometrické sítě katastrální* označované jako *S-JTSK Křovák*.

6.1 Předzpracování Císařských otisků stabilního katastru

Vznik originálů Císařských otisků stabilního katastru, které byly využity v diplomové práci, se datuje k roku 1841 (ČUZK, 2011). Císařské otisky představují cenný zdroj informací o historické krajině a heterogenitě krajinných složek a prvků vybrané části Urbanické brázdy. Analogový záznam otisků byl dodán v podobě skenovaných kopií, proto byla nutná jejich grafická úprava. Nemožnost zvětšení kopie do většího detailu nebo omezené úpravy kontrastu a ostrosti byly nedostatkem těchto kopií, přestože rozlišovací vlastnosti byly dostačující díky průměrné velikosti plátna 50 x 70 cm a 300 dpi (obrazových bodů / palec). Zpracování kopií do vhodné podoby předcházelo oddělení mapového pole od podkladu tak, aby nedošlo ke geometrickým změnám snímku. Výřezy mapových polí byly následně podrobeny geometrické korekci podle polynomické transformace 1. řádu, výjimečně pak i podle polynomické transformace 2. řádu s průměrným počtem deseti vlíčovacích bodů na jeden mapový list.

Vlíčovací body pro transformaci jednotlivých map byly vyneseny na základě referenčního podkladu, kterým byly mapy poskytnuté Národním geoportálem INSPIRE a ČÚZK prostřednictvím WMS („web map service“) služby. Z důvodu polohové shody

jednotlivých objektů byla především využita služba zobrazující II. vojenské mapování, dále vrstva katastrálních hranic obcí a také vektorová vrstva silnic a železnic z datové topografické sady ZABAGED[®] - polohopis. Vlíčovací body byly voleny tak, aby rovnoměrně pokrývaly celou rastrovou kopii Císařského otisku, přestože v některých místech je nebylo možné rozmístit zcela rovnoměrně hlavně z důvodu absence vhodných lokací pro tyto body. Nejčastější místa, pro vynesení vlíčovacího bodu v mapě, byla na hranicích katastrálních území, na křižovatkách významných cest nebo v rozích staveb trvalého významu, které si zachovaly svou polohovou stabilitu (např.: kostely, kaple, významné statky, atd.).



Obr. 6.1.a: Mozaika všech Císařských otisků po grafické a geometrické úpravě.
zdroj: ČUZK[®], vlastní zpracování

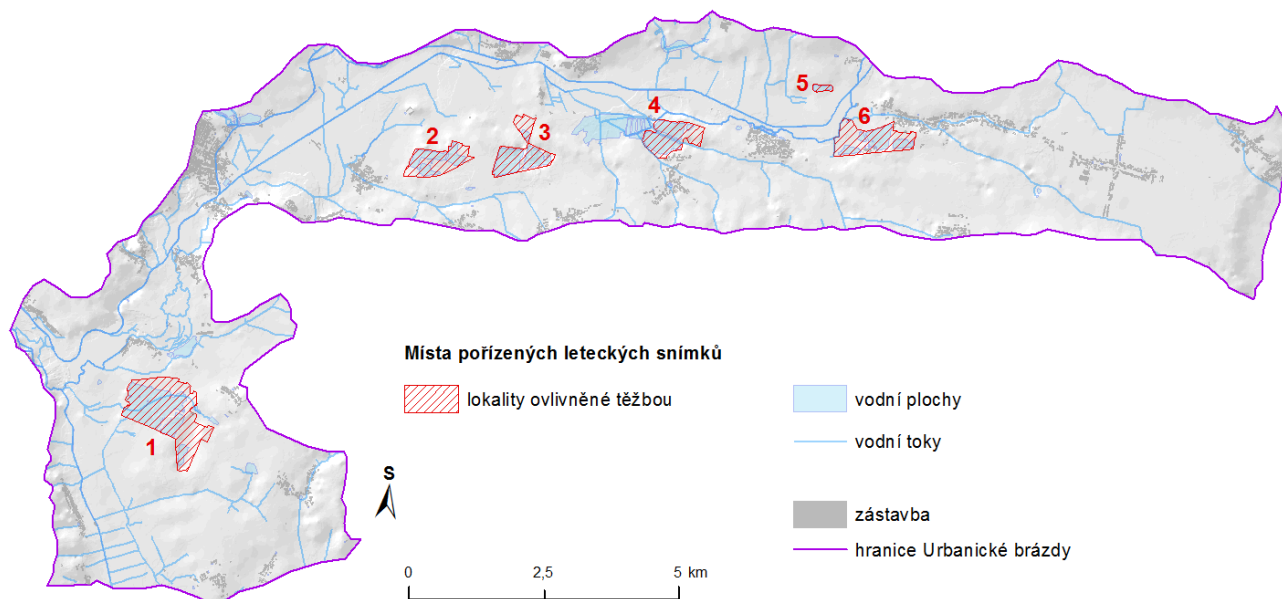


Obr. 6.1.b: Ukázka rozmístění vlíčovacích bodů v procesu georeferencování Císařského otisku stabilního katastru z roku 1841 (vpravo) nad mapou II. vojenského mapování (vlevo).

zdroj: CENIA – česká informační agentura životního prostředí (2010), ČUZK[®], vlastní zpracování

6.2 Předzpracování leteckých snímků

Pro účely diplomové práce byly k analýzám ohledně ovlivnění krajinné struktury vybrány lokality intenzivně ovlivněné lidskou činností. Tyto oblasti jsou reprezentovány současnou či minulou povrchovou těžbou štěrkopísků a staly se referenčním podkladem pro zjišťování změn na časové řadě leteckých snímků. Snímky nebyly pořizovány pro celou geomorfologickou jednotku Urbanické brázdy, ale pouze pro plochy nepůvodních krajinných struktur vzniklých v důsledku povrchové těžby. Místa, pro něž byly snímky pořizeny, zobrazuje **Obr. 6.2.a**. Počet pořizovaných leteckých snímků a rok jejich vzniku v lokalitách s číselným označením 1 – 6 prezentuje tabulka **Tab. 6.2.a**. Všechny předzpracované snímky pro jednotlivé roky jsou v grafické podobě součástí přílohy [**PŘÍLOHA 2**].



Obr. 6.2.a: Vybraná místa s intenzivními zásahy lidské činnosti do struktury krajiny, pro něž byly pořízeny letecké snímky.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

Tab. 6.2.a: Seznam použitých leteckých snímků

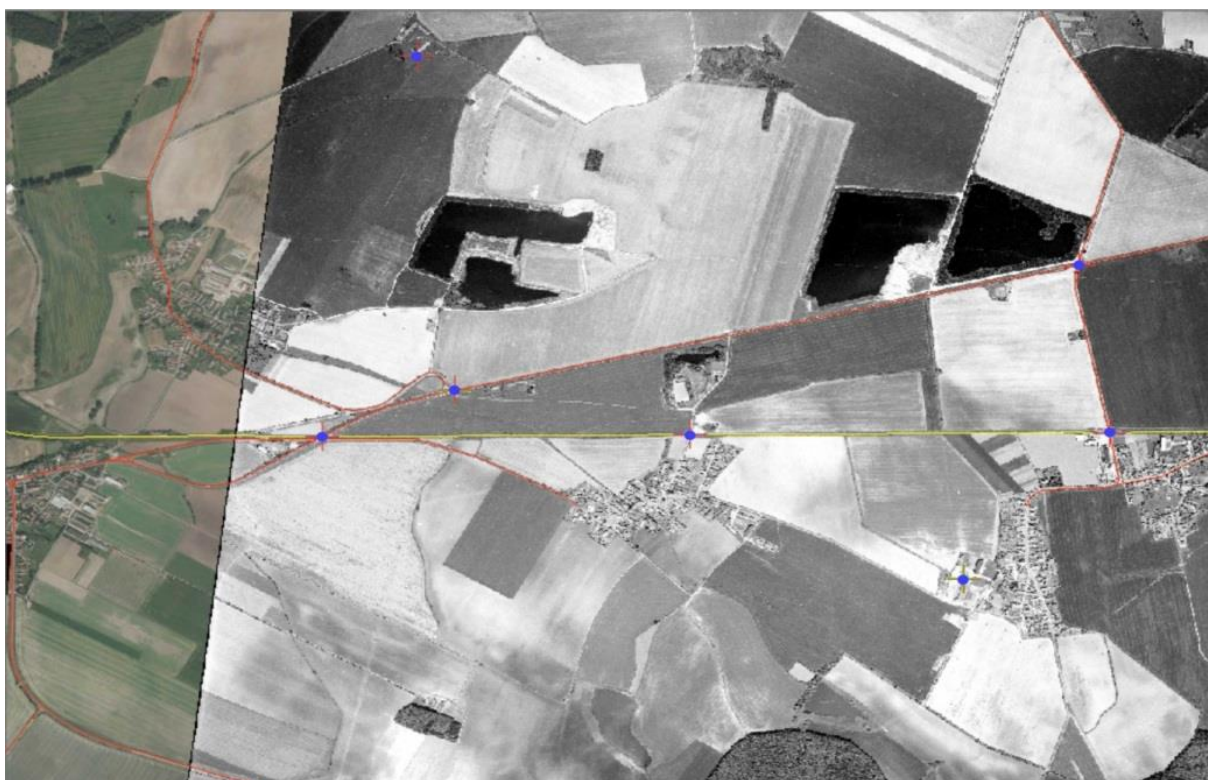
Rok pořízení záznamu	Počet snímků	Zaznamenaná oblast
1937	7	1, 2, 3, 4, 5, 6
1954	6	1, 2, 3, 4, 5, 6
1961	2	1
1968	4	2, 3, 4, 5, 6
1974	6	1, 2, 3, 4, 5, 6
1984	5	1, 2, 3, 4, 5, 6
1991	5	1, 2, 3, 4, 5, 6
2001	4	1, 2, 3, 4, 5, 6

zdroj: vlastní zpracování

Získané letecké snímky byly bez radiometrických chyb a chyby atmosférické povahy se projevovaly pozorovanou oblačností jen v minimální míře při okrajích některých snímků, což bylo možné eliminovat překryvem částí snímků přes sebe v místech s oblačností. Pro účely práce bylo nejpodstatnější korigovat geometrii snímků, aby bylo možné odečítat plochy a měřit délky v jednotném měřítku. K lepší čitelnosti obsahu leteckých snímků byla grafická úprava digitálního obrazu cílená na

lineární nebo nelineární roztažení histogramu. Pro následnou geometrickou transformaci byla využita polynomické transformace 2. řádu, v některých případech i polynomické transformace 3. řádu s průměrným počtem deseti vlíčovacích bodů na jeden letecký snímek.

Vlíčovací body byly vztaženy jednak k podkladu ortofotomapy České republiky, která byla poskytnutá přes WMS službu Geoportálem ČUZK a jednak k vektorové liniové vrstvě silnic a železnic z datové topografické sady ZABAGED[®] - polohopis. Referenční vrstvy poskytovaly dostatek možností pro pravidelné rozmístění vlíčovacích bodů, které byly fixovány především do míst s neměnnou prostorovou lokací, jako byly např.: křižovatky, rohy budov trvalého charakteru nebo rohy významných průmyslových a zemědělských objektů. Georeferencovaný obraz byl následně převzorkován podle metody nejbližšího souseda s velikostí pixelu 0,5 m a uložen ve formátu TIFF pro ukládání počítačové grafiky.



Obr. 6.2.b: Ukázka rozmístění vlíčovacích bodů v procesu georeferencování leteckého snímku z roku 2001 (vpravo) nad ortofotomapu (vlevo) a vektorovou vrstvou silnic a železnic.

zdroj: CENIA – česká informační agentura životního prostředí (2010) VGHMÚř Dobruška, © MO ČR 2012, ZABAGED[®] – polohopis ,vlastní zpracování

6.2.1 Volba klasifikačních kategorií využívání krajiny

Volba klasifikačního klíče pro jednotlivé kategorie využívání krajiny vycházela z metodiky VÚKOZ (Výzkumného ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví), který je veřejnou výzkumnou institucí podléhající Ministerstvu životního prostředí dle zákona č. 341/2005 Sb. s cílem ochrany krajiny a péče o ni včetně výzkumu všech typů krajiny a environmentálních rizik. Odbor VÚKOZ krajinné ekologie a geoinformatiky, zabývající se využitím krajiny v České republice od doby II. vojenského mapování, vyhodnocuje změny využívání druhotné krajinné struktury a definuje klasifikační kategorie krajiny na základě krajinné pokrývky (VÚKOZ, 2012 – 2014). Kromě obecných kategorií převzatých z metodiky VÚKOZ, byla v zájmovém území sledována i kategorie nazvaná „*krajina narušená těžbou / skrývka*“, která úzce koreluje s tématem diplomové práce, proto byla přidána na seznam kategorií využívání krajiny. Klasifikační klíč měl následující podobu:

- *Orná půda*
- *Trvale travní porost*
- *Les*
- *Vodní plocha*
- *Krajina narušená těžbou / skrývka*
- *Zastavěná plocha*
- *Ostatní*

6.2.2 Vektorizace dat

Práce s předzpracovanými digitálními obrazy leteckých snímků vycházela z metodiky interpretace obrazu ve smyslu zjištění a identifikace ploch. Relevantní interpretační znaky *tvaru, velikosti, tónu a textury* dávaly konkrétní představu o každé kategorii využívání krajiny. Interpretovaný obsah leteckých snímků byl následně vektorizován v prostředí ArcMap 10.0 pomocí digitalizačního nástroje „Editor“ v měřítku 1 : 1 000 – 1: 4 000. Vektorizací jednotlivých kategorií využívání krajiny vznikaly vrstvy polygonové topologie pro každý rok zvláště se záznamem v attributech vrstvy o každé kategorii (**1** – Orná půda, **2** – Trvale travní porost, **3** – Les, **4** – Vodní plocha, **5** – Krajina narušená těžbou / skrývka, **6** – Zastavěná plocha, **7** – Ostatní). Pro konstrukci polygonů byly využívány editační nástroje „Polygon“, „Auto Complete

Polygon“ a „Trace Tool“. Bezchybná polygonová topologie byla dosažena díky vlastnostem nástroje „Trace Tool“, který automaticky trasuje hrany polygonů a pomocí funkce „Snapping“, která přichytává editovaný polygon k nejbližšímu existujícímu polygonu na základě určené toleranční vzdálenosti v pixelech. Výsledkem vektorizace bylo 8 mapových vrstev pro časové období 1937, 1954, 1961 – 1968, 1974, 1984, 1991, 2001 a 2012 s atributovým záznamem o typu krajinné kategorie, který sloužil jako vstupní informace pro krajinné analýzy pomocí extenze V-LATE.

7. HODNOCENÍ KRAJINNÉ STRUKTURY

Pro hodnocení stavu a vývoje krajinné struktury byly vybrány lokality s přímým dopadem vlivu těžby štěrkopísků, které jsou slovně i graficky okomentovány v kapitole 6.2. Hodnocení bylo provedeno nad časovou řadou leteckých snímků od roku 1937 do roku 2001. Součástí multitemporální analýzy bylo i hodnocení současné krajinné struktury z roku 2012 na základě interpretace tříd využívání krajiny z aktuální ortofotomapy České republiky, dostupné přes WMS službu Geoportálu ČUZK. Krajinná struktura byla analyzována řadou indexů uvedených v kapitole 5.5.1.

7.1 Stanovení hypotéz

Z obecných znalostí o vývoji krajiny v České republice a z předpokladu, že dlouhodobá lidská činnost v zemědělské krajině vede k projevu homogenizace a unifikace krajiny (ROMPORTL, CHUMAN, 2010), lze stanovit **hypotézu H1**, že *heterogenita krajiny v místech ovlivněných těžbou štěrkopísků, se bude od roku 1937 do roku 2012 snižovat. Ze získaných dat krajinných analýz by měl být patrný trend homogenizace jednotlivých kategorií využívání krajiny, čili pokles vnitřní rozmanitosti. Jelikož do analýz budou vstupovat lokality v bezprostřední blízkosti těžby štěrkopísků, lze očekávat značnou změnu krajinné struktury, která bude mít zásadní vliv na způsob využívání krajiny (hypotéza H2)*. V závislosti na intenzitě těžby lze v místech zasažených těžbou a v jejich nejbližším okolí *předpokládat pokles ekologické stability životního prostředí (hypotéza H3)*.

7.2 Stav krajinné struktury

Jednotlivé indexy krajinné heterogenity, diverzity a ekologické stability reprezentující stav krajinné struktury v jednotlivých sledovacích obdobích jsou komentovány na základě výsledků, které jsou v tabelární podobě součástí příloh této práce ([PŘÍLOHA 3]).

7.2.1 Stav v roce 1937

Krajina zájmové oblasti v roce 1937 byla značně heterogenní s nejvyšším poměrným zastoupením v kategorii *orná půda*, jejíž výměra dosahovala téměř 56 %. Vzhledem k dlouhodobé tradici polnohospodářského využívání Urbanické brázdy jde o předpokládaný jev, ale za zmínku stojí, že tato kategorie nabývala své rozlohy součtem 414 samostatných ploch klasifikovaných jako *orná půda* s průměrnou rozlohou jedné plošky 0,5 ha. Vnitřní rozmanitost kategorie je zdaleka nejvyšší ze všech sledovaných kategorií. *Lesní plochy*, které

zabíraly rozlohu zhruba 36 %, byly pozorovány v počtu pouhých 5 plošek, což naznačuje přirozený vývoj lesních ekosystémů bez zásadních zásahů člověka. Z obrázku **Obr. 7.2.1.a** jsou zřetelné specifické prostorové znaky využívání krajiny, kde plochy *orné půdy* a *lesního porostu* jsou striktně oddělené. Ostatní kategorie využívání krajiny zde byly v roce 1937 zastoupeny jen v marginální míře, jako např. *krajina narušená těžbou / skrývka*, která se vyskytovala pouze v oblasti u obce Obědovice a obce Písek v celkovém procentuálním zastoupení 0,32 %. Těžba z vodní hladiny byla zaznamenána pouze na ložisku u obce Obědovice, což je také důvod nízkého poměrového zastoupení *vodních ploch* ve sledované oblasti.

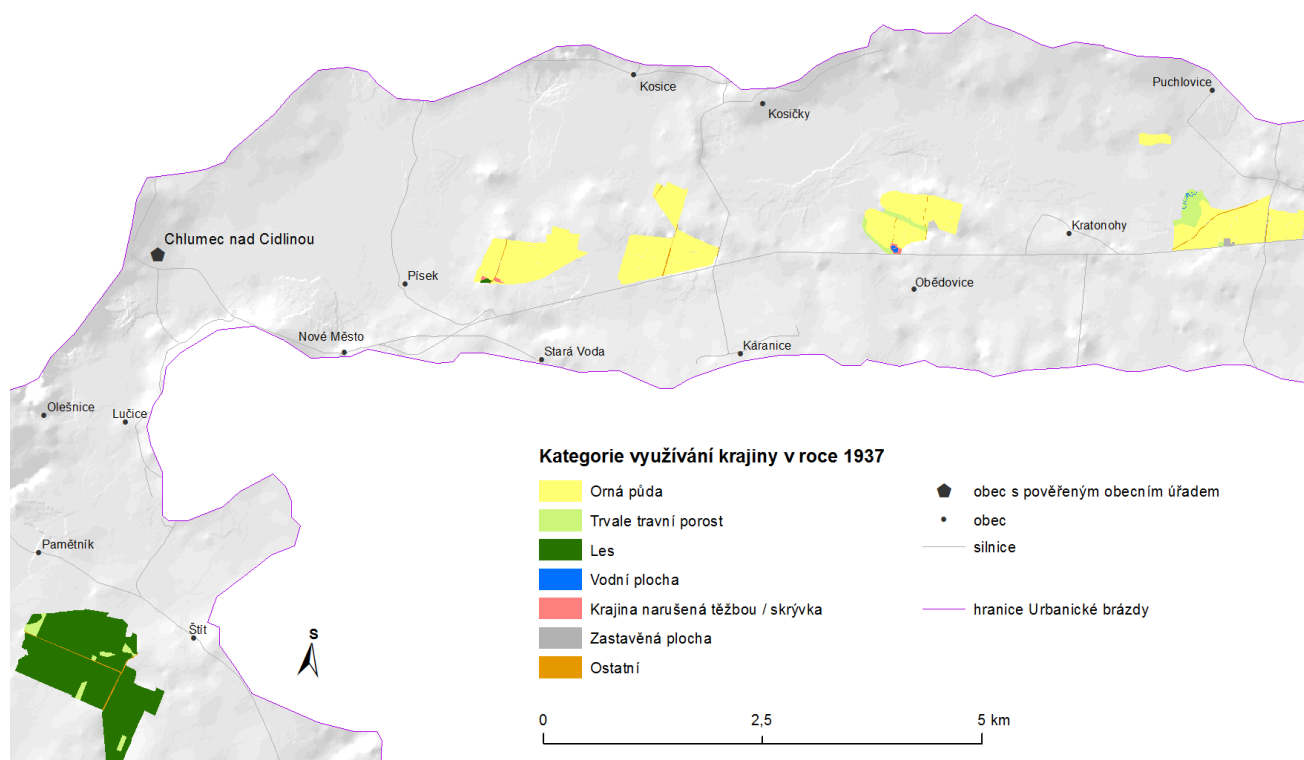
Tab. 7.2.1.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území pro rok 1937.

Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		<i>CA - Class Area</i> [ha]	[%]	
orná půda	414	211,72	55,92	0,51
trvale travní porost	14	19,95	5,27	1,43
les	5	139,46	36,84	27,89
vodní plocha	3	0,74	0,20	0,25
krajina narušená těžbou / skrývka	3	1,23	0,32	0,41
zastavěná plocha	1	0,81	0,21	0,81
ostatní	9	4,72	1,25	0,52
suma	449			

zdroj: vlastní zpracování

Analýza okrajů krajinných plošek, jejíž výsledky jsou v tabulce **Tab. 7.2.1.b**, zobrazuje index celkové délky okrajů a index průměrné délky okrajů, které korelují s počtem krajinných plošek a jsou důležitým ukazatelem heterogenity krajiny. Celková délka okrajů *orné půdy*, která je pro sledovaný rok 1937 dominantním krajinným prvkem, dosahuje hodnoty před 165 km s průměrnou délkou okraje jedné plošky zhruba 400 m. Z analýzy tvaru krajinných složek v tabulce **Tab. 7.2.1.c** je nejvyšší hodnota 4,902 pro kategorii *ostatní*, mezi kterou byly zařazeny převážně cesty a ostatní zastavěné plochy. Podle hodnoty indexu, se tvar

této kategorie nijak nepřibližuje optimálnímu kruhovému tvaru, jako např. *zastavěná plocha*, která je reprezentována jedním objektem o rozloze 0,81 ha a indexem průměrného tvaru plošky 1,394. Analýza diverzity stability krajiny v tabulce **Tab. 7.2.1.d** nabývá nejzajímavějších hodnot pro index ekologické stability K_{ES} 0,733. Podle metodiky MÍCHALA in LIPSKÝ (1998) jde o intenzivně využívané území k produkční funkci s převažující zemědělskou činností. Ekosystémy tak fungují díky vkladům externí dodatekové energie. Krajina zájmového území vykazuje nízkou ekologickou stabilitu i přesto, že zde v roce 1937 nebyly pozorovány prakticky žádné výrazné zásahy člověka do krajiny. Ukazatel diverzity Shannonův index vyrovnanosti dosahuje hodnoty 0,486, tedy pod kritickou míru 0,5 a lze tak tvrdit, že nízká míra vyrovnanosti (vyváženosti) koreluje s nerovnoměrným rozdělením celkové výměry zájmové oblasti mezi různé kategorie využívání krajiny. Výsledkem je tak sice vysoce heterogenní krajinná struktura co do počtu plošek, ale s nízkými koeficienty pro ekologickou stabilitu a diverzitu, neboť většina plošek je soustředěna do kategorie *orná půda* a většinu rozlohy zabírá kategorie *orná půda a lesní porost*.



Obr. 7.2.1.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy v roce 1937.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.2.2 Stav v roce 1954

Krajina zájmové oblasti od roku 1937 do roku 1954 neprošla žádnou zásadní změnou. Indexy z analýzy rozlohy krajinných plošek v tabulce **Tab. 7.2.2.a** přibližně kopírují strukturu rozdělení hodnot z tabulky předešlého roku. Jedinečnost krajinné struktury v roce 1954 vychází z nejvyšší dosažené míry heterogenity krajiny za celou časovou řadu. Celkový počet plošek dosahuje sumy 489, z čehož náleží téměř 55 % kategorii *orná půda* a 37,5 % kategorii *les*. Celkový počet plošek v rámci *orné půdy* stoupl na 444 s celkovou výměrou 208,02 ha. Minimální fragmentaci prošly krajinné kategorie *lesů*, *vodní plochy* a *krajiny narušené těžbou / skrývky*, jejichž počet vzrostl o 1 – 2 plošky. U kategorie *krajiny narušené těžbou / skrývky* to bylo v důsledku započetí skrývkových prací na ploše bývalé orné půdy v oblasti dnešního bývalého dobývacího prostoru Kosičky (mezi obcemi Kosice a Káranice). Vznikem nové oblasti těžby se zvýšila plocha ovlivněná těžbou o 0,73 ha oproti předešlému sledovanému období.

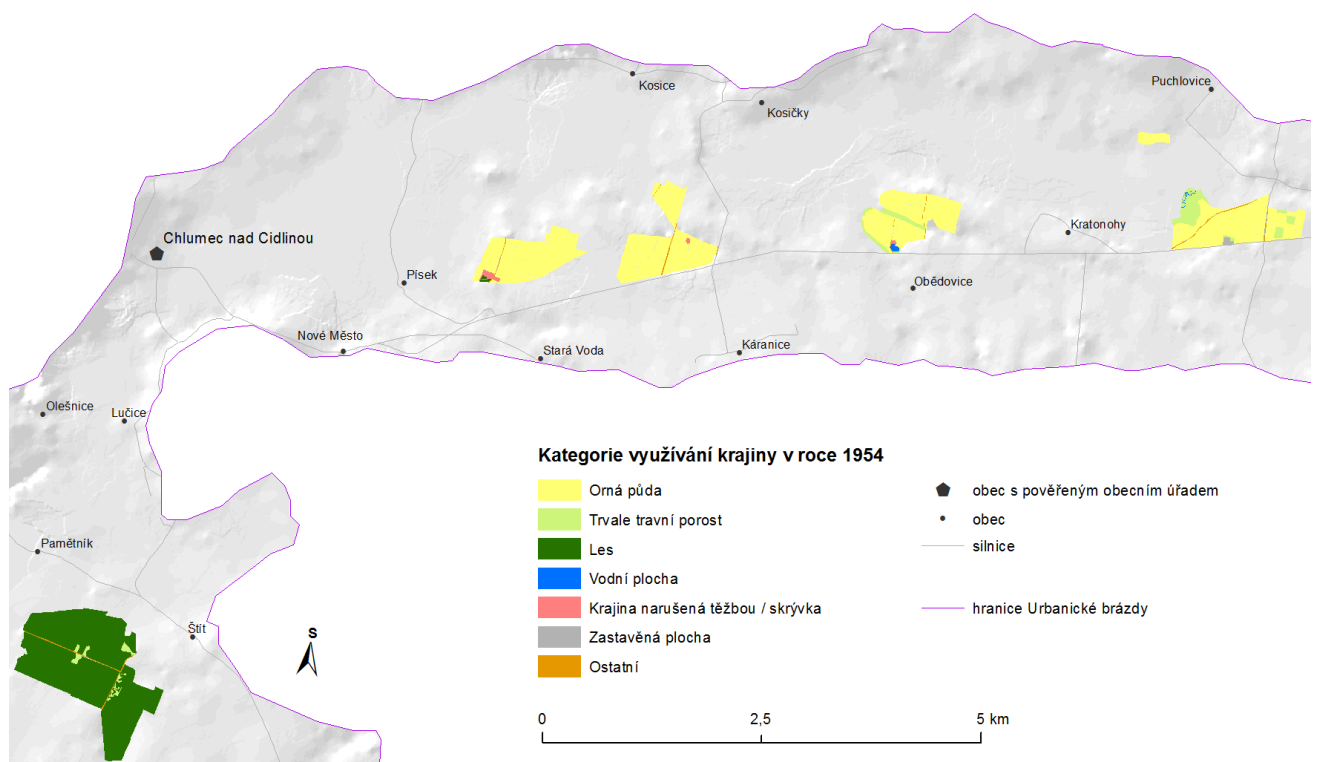
Tab. 7.2.2.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území pro rok 1954.

Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek <i>CA - Class Area</i>		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		<i>[ha]</i>	<i>[%]</i>	
orná půda	444	208,02	54,94	0,47
trvale travní porost	20	19,67	5,20	0,98
les	7	142,15	37,55	20,31
vodní plocha	4	0,98	0,26	0,24
krajina narušená těžbou / skrývka	4	1,96	0,52	0,49
zastavěná plocha	1	0,86	0,23	0,86
ostatní	9	4,78	1,26	0,53
suma	489			

zdroj: vlastní zpracování

Výsledky indexů z analýzy okrajů krajinných plošek z tabulky **Tab. 7.2.2.b** a analýzy tvaru krajinných plošek z tabulky **Tab. 7.2.2.c** jsou prakticky shodné s výsledky z roku 1937. U kategorií, kde došlo k nárůstu počtu plošek, došlo i k nepatrnému snížení indexu průměrné

délky okrajů. Na tomto základě lze v krajině pozorovat vyšší počet spíše menších plošek ve všech sledovaných kategoriích kromě kategorie *ostatní* a *zastavěná plocha*, které zůstaly co do počtu plošek nezměněné. Na základě výsledků z analýz lze sledovat nepatrné zvýšení heterogenity krajiny oproti roku 1937 v důsledku zvýšené fragmentace krajinných plošek uvnitř většiny sledovaných kategorií. Změna v krajině struktuře a způsobu využívání krajiny však nebyla tak velká, aby měla vliv na indexy diverzity a ekologické stability, které jsou uvedeny v tabulce **Tab. 7.2.2.d** a téměř se shodují s tabulkou **Tab. 7.2.1.d** pro rok 1937. V důsledku nárůstu 30 nových plošek pouze v jedné kategorii (*orná půda*), zůstal Shannonův index rozmanitosti pod hodnotou 1 a Shannonův index vyrovnanosti pod hodnotou 0,5. Oslabené autoregulační mechanismy většiny ekosystémů tak i v tomto roce vykazovaly spíše labilitu než stabilitu a nízkou vnitrotřídní rozmanitost.



Obr. 7.2.2.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy v roce 1954.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.2.3 Stav mezi roky 1961 - 1968

Hodnocení krajině struktury pro rok 1961 a 1968 bylo sjednoceno do jednoho sledovacího období, a to z důvodu absence snímků pro lokality 2, 3, 4, 5 a 6 v roce 1961 a chybějící lokalitu 1 pro rok 1968 (viz **Tab. 6.2.a**). Navíc mezi roky nebyl zásadní časový

odstup, aby se projevíly rozdílné charakteristiky krajinné struktury. Sledovaného území mezi roky 1961 a 1968 vykazovalo značnou změnu ve své heterogenitě, respektive ve vnitrotřídní rozmanitosti. Pokles *orné půdy* na pouhých 30 plošek je jednoznačným důkazem cílené činnosti člověka v krajině, jehož snahou bylo scelování zemědělských pozemků do unifikovaných celků. Tento fakt prezentuje tabulka **Tab. 7.2.3.a** nejen na příkladu počtu plošek, ale i na průměrné velikosti plošek, která dosahovala hodnoty necelých 7 ha. Změnou *orné půdy* na *krajinu ovlivněnou těžbou / skrývkou* prošly i zájmová místa, dosud neovlivněná těžbou východně od obce Kratonohy. Nově započatá těžba v této lokalitě dosahovala v roce 1968 rozlohy 3,93 ha, což bylo téměř 50 % z celkové rozlohy v kategorii *krajina narušená těžbou / skrývkou*. Postup těžby byl znatelný také v lokalitě mezi obcemi Kosice a Káranice, kde těžba z vodní hladiny dala vzniknout jezeru o celkové rozloze 0,72 ha, což z něho dělalo největší vodní umělou plochu ve sledovaném území.

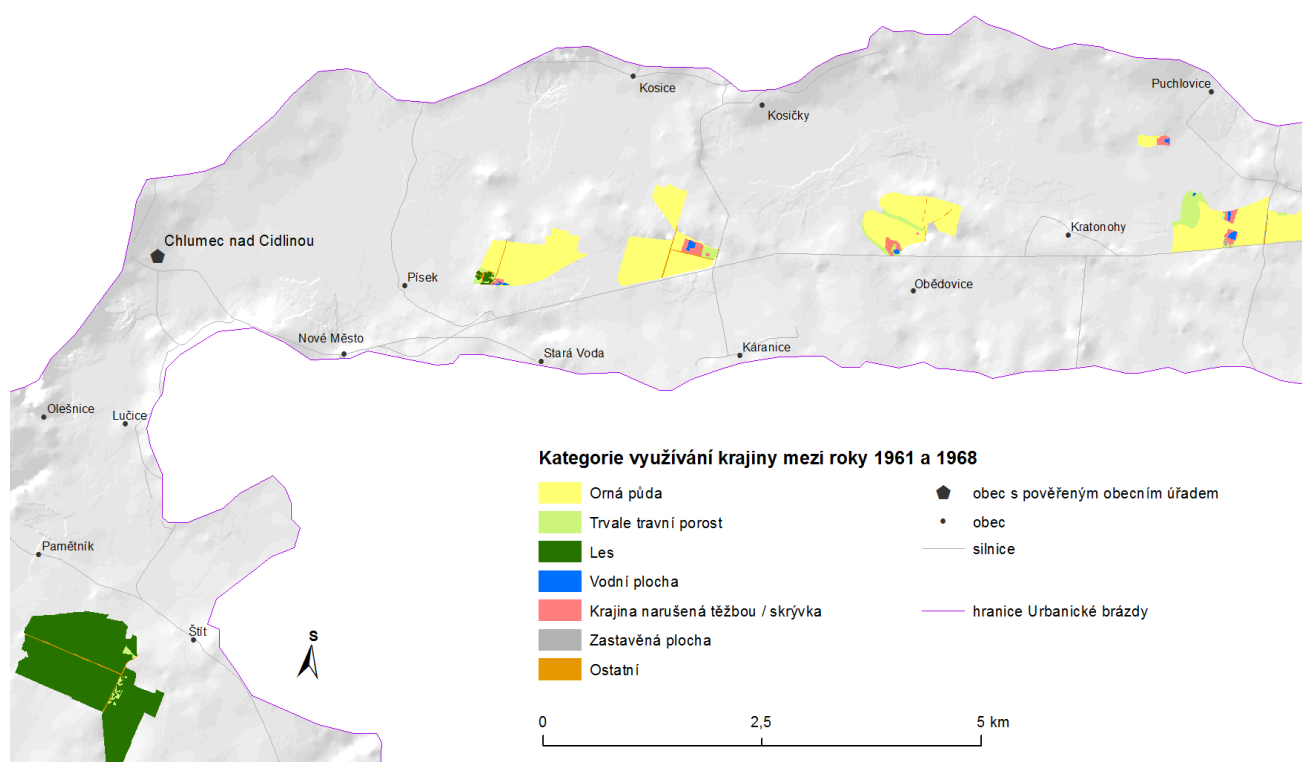
Tab. 7.2.3.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území mezi roky 1961 – 1968.

Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek <i>CA - Class Area</i>		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		<i>[ha]</i>	<i>[%]</i>	
orná půda	30	197,80	52,25	6,59
trvale travní porost	20	19,14	5,06	0,96
les	11	144,89	38,27	13,17
vodní plocha	7	2,69	0,71	0,38
krajina narušená těžbou / skrývkou	10	8,89	2,35	0,89
zastavěná plocha	1	0,20	0,05	0,20
ostatní	12	5,01	1,32	0,42
suma	91			

zdroj: vlastní zpracování

Dramatický pokles heterogenity krajiny ukazuje i tabulka **Tab. 7.2.3.b**. Index celkové délky okrajů pro kategorii *orné půdy* dosahuje hodnoty necelých 35 km, ale index průměrné délky okrajů nabývá pro tuto kategorii hodnotu zhruba 1160 m, což je dáno menším počtem ploch s velkou rozlohou. Pokles počtu plošek v kategorii *orné půdy* se odráží jak ve změně

délky okrajů, tak i v indexu tvaru (**Tab. 7.2.3.c**), který se již oproti minulému sledovacímu období neblíží optimálnímu kruhovému tvaru. V roce 1961 – 1968 vykazovala sledovaná krajina výrazný posun směrem k homogenizaci ploch a ke snížení vnitřní rozmanitosti, přestože rozlohy jednotlivých kategorií se oproti minulému roku příliš nezměnily. Na rozdíl od heterogenity krajiny, která prodělala největší změnu v celém časovém období, se způsob využívání krajiny nijak zásadně nezměnil. To potvrzuje i tabulka **Tab. 7.2.3.a** procentuálním zastoupením jednotlivých kategorií využívání krajiny, které se zásadně neliší od minulého sledovaného období. Postupující těžba ve starých lokalitách a založení těžby na 3 místech v současném nevýhradním ložisku Puchlovice a Roudnice-Kratonohy, měla za následek rozšíření *krajiny narušené těžbou / skrývky* a také *vodní plochy*. Nárůst rozlohy *vodní plochy* byl impulzem pro pozitivní nárůst ekologické stability krajiny, který je prezentovaný v tabulce **Tab. 7.2.3.d** v rámci indexu ekologické stability a koeficientu antropogenního ovlivnění. Shannonův index rozmanitosti dosahoval hodnoty již 1,042 v důsledku relativní vyrovnanosti v počtu krajinných plošek mezi kategoriemi, což nejvíce korelovalo se ztrátou heterogenity krajiny v kategorii *orné půdy*.



Obr. 7.2.3.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy mezi roky 1961-1968.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.2.4 Stav v roce 1974

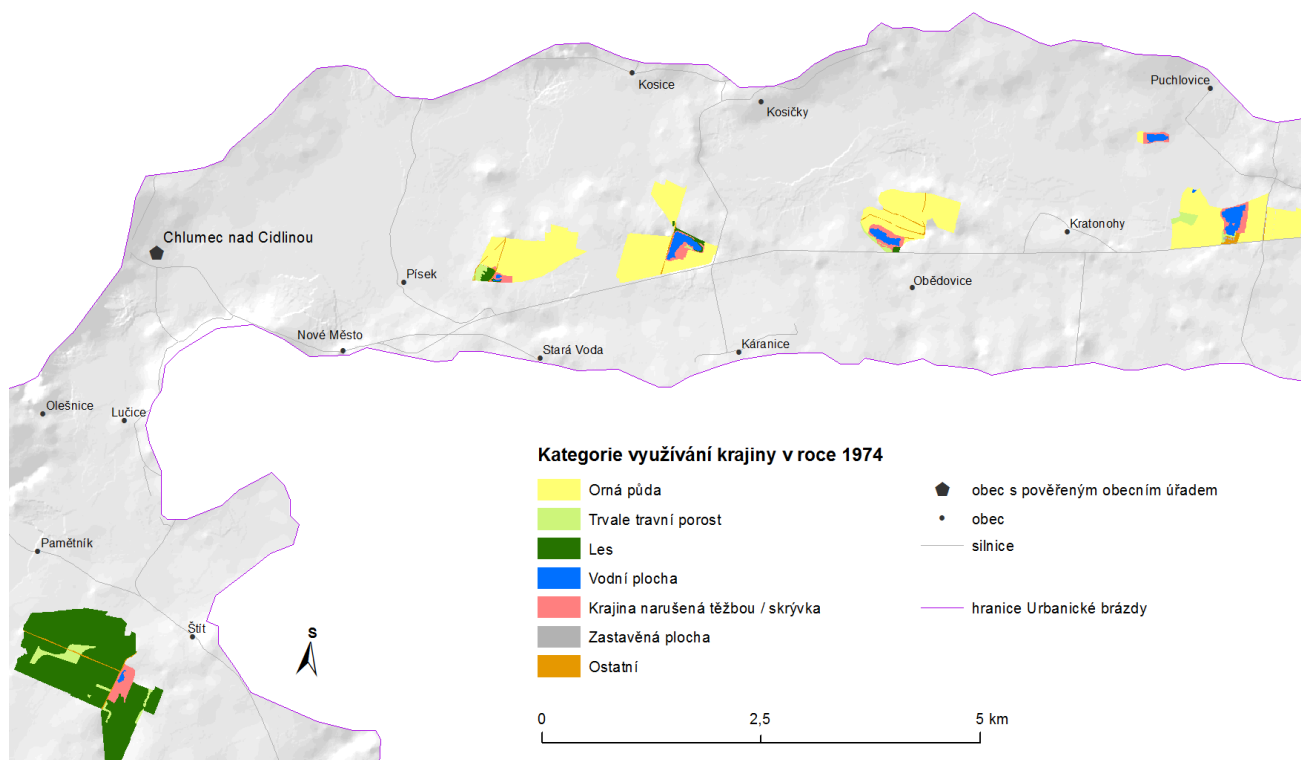
Proces homogenizace krajinných plošek, pozorovaný v minulém sledovacím období, pokračoval i v roce 1974, kdy byl zaznamenán nejnižší celkový počet plošek, tedy nejnižší míra heterogenity krajiny za celé sledované období. V pouhých 83 ploškách dominovala stále kategorie *orné půdy*, jejíž celková výměra dosahovala zhruba 50% zastoupení. Významný plošný nárůst byl zaznamenán u kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka* a kategorie *vodní plocha*, což bylo dáno postupující těžbou na starých lokalitách a progresivní těžbou v dobývacím prostoru Štít. Od roku svého založení (1972) do roku 1974 byl tento dobývací prostor rozšířen na výměru 6,5 ha z celkových 20,7 ha v kategorii *krajina narušená těžbou / skrývka*. Krajinná struktura zájmových oblastí se začínala výrazně měnit pod vlivem těžební činnosti. Např. lokalita leteckých snímků č. 6 (mezi obcemi Puchlovice a Kratonohy), která byla dříve stoprocentně využívána jako orná půda, byla v roce 1974 prakticky celá zasažená těžbou šterkopísků. Rozšíření umělé vodní plochy především na úkor *orné půdy* dosahovalo již 4 % oproti předchozím 0,7 % z celkové výměry sledované oblasti. Změna plošek v kategoriích směrem z *orné půdy* na *krajinu ovlivněnou těžbou / skrývku* a na *vodní plochu*, měla za následek začátek trendu v celkové změně využívání krajiny.

Tab. 7.2.4.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území pro rok 1974.

Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek <i>CA - Class Area</i>		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		<i>[ha]</i>	<i>[%]</i>	
orná půda	32	186,82	49,35	5,84
trvale travní porost	15	15,42	4,07	1,03
les	8	133,32	35,21	16,67
vodní plocha	8	15,76	4,16	1,97
krajina narušená těžbou / skrývka	9	20,70	5,47	2,30
zastavěná plocha	4	0,29	0,08	0,07
ostatní	7	6,36	1,68	0,91
suma	83			

zdroj: vlastní zpracování

Zatámco vnitřní rozmanitost v počtu plošek u jednotlivých kategoriech využívání krajiny byla velmi blízká předchozímu sledovacímu období, tak rozlohy krajinných plošek především v kategorii *krajina narušená těžbou / skrývka* a *vodní plocha* zaznamenaly výrazný nárůst, který se odrazil i v analýze okrajů krajinných plošek (**Tab. 7.2.4.b**). Index průměrné délky okrajů u těchto kategorií narostl zhruba o 100 %, což indikuje spíše změnu ve využívání krajiny než změnu v heterogenitě krajiny. Zajímavého výsledku dosáhl index průměrného tvaru plošky z analýzy tvaru krajinných plošek (**Tab. 7.2.4.c**) u kategori *orná půda*. Hodnota 1,430 popisuje plošky *orné půdy* jako téměř kruhové, na rozdíl od minulého sledovacího období, kdy tyto plošky nabývaly hodnoty až 3,246. Relativní vyrovnanost krajinných plošek v jednotlivých kategoriích byla důvodem k lehkému zvýšení Shannonova indexu vyrovnanosti krajinné diverzity na 0,623. Ekologická stabilita krajiny se od minulého sledovacího období v zásadě nezměnila. Největší změnou prošly pouze krajinné složky *krajiny narušené těžbou / skrývky* a *vodní plochy*, což mělo vliv na využívání krajiny především v místech mezi obcemi Kratonohy a Puchlovice a u obce Pamětník, ale nemělo vliv na změnu v nízké heterogenitě krajiny, natož v její diverzitě či ekologické stabilitě.



Obr. 7.2.4.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy v roce 1974.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.2.5 Stav v roce 1984

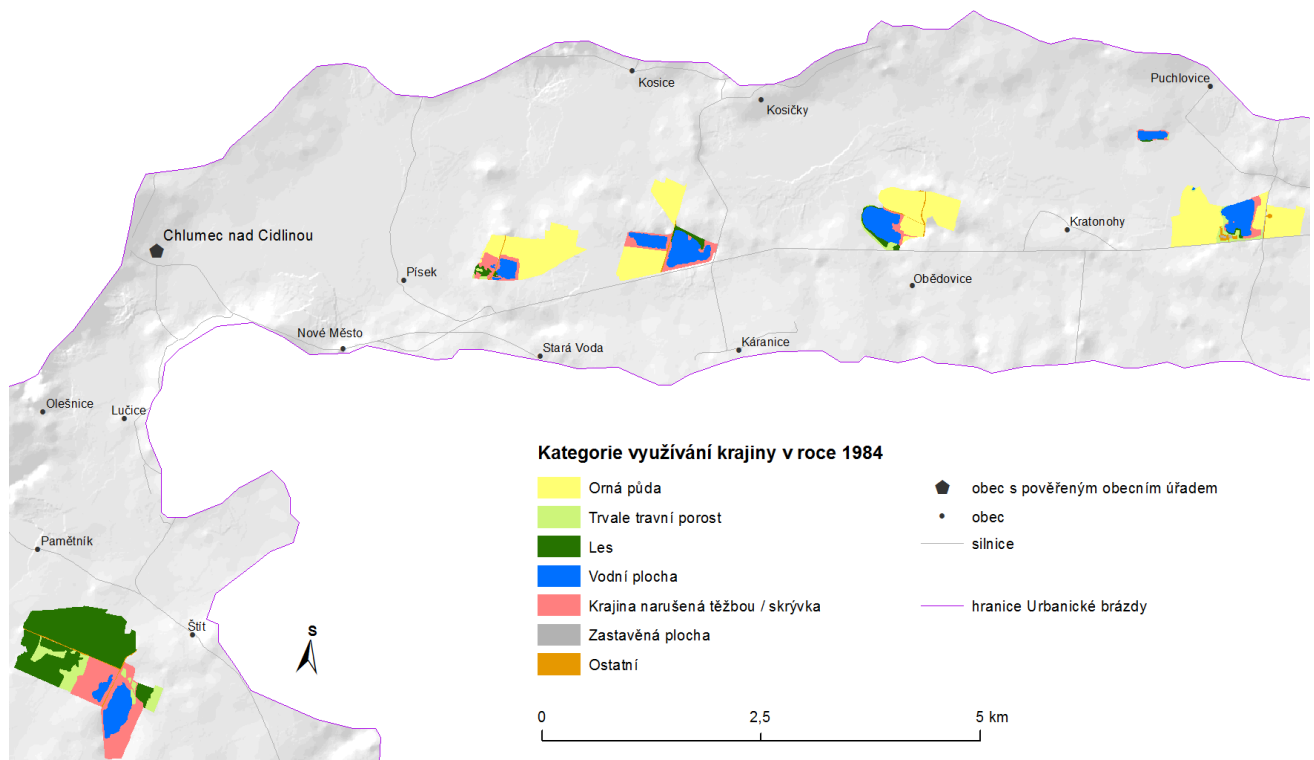
Krajinná struktura v roce 1984 byla výsledkem pokračujícího trendu homogenizace, jehož efekt lze nejlépe sledovat na kategorii *orná půda*. Pouhých 24 plošek v této kategorii na rozloze zhruba 38 % bylo mimo jiné znakem postupného omezování polnohospodářské činnosti na úkor činnosti těžební, jejíž aktivitu lze podložit nově vzniklými plochami v kategorii *vodní plocha a krajina narušení těžbou / skrývka*. Ztráta *orné půdy a lesních ploch* ve prospěch těžební krajiny ukazuje tabulka **Tab. 7.2.5.a**, kde kategorie *vodní plochy* zabírá již téměř 17 % a kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka* již 14 % z celkové výměry sledovaného území. Míra heterogenity krajiny drží svou nízkou úroveň s celkovým počtem 89 krajinných plošek, ale vykazuje jistý pozitivní posun ve vnitrotřídní vyrovnanosti krajinných plošek. Změna ve využívání krajiny byla ve sledovaném roce 1984 zdaleka nejvyšší, protože krajinná struktura vzniklá v přímém důsledku těžby štěrkopísků (*vodní plocha a krajina narušená těžbou / skrývka*) dosahovala plošné výměry asi 30 %, což znamená zhruba 300% nárůst oproti minulému období. Např. pravá část bývalého dobývacího prostoru Kosičky, který byl stanovený v roce 1978, dosáhla v roce 1984 maxima využití svého potenciálu pro těžbu štěrkopísků. Z obrázku **Obr. 7.2.5.a** je patrné, že oblast se zakonzervovala lesnickou rekultivační úpravou svahů v severní části a zůstala tak prakticky nezměněná až do současnosti. Stejná situace byla v tomto roce pozorovaná v prostoru u obce Obědovice v jižní části těženého ložiska. Těžba začala nabývat na významu i v oblasti u obce Písek, kde byl v roce 1982 stanovený dobývací prostor s názvem Písek u Chlumce nad Cidlinou. *Krajina narušená těžbou / skrývka* dosahovala největšího plošného zastoupení v lokalitě dobývacího prostoru Štít a dobývacího prostoru Štít I, který byl založený roku 1980. Rozloha této kategorie zde nabývala hodnoty již 33,38 ha z celkových 54,23 ha *krajiny narušené těžbou / skrývky*.

Tab. 7.2.5.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území pro rok 1984.

Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek <i>CA - Class Area</i>		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		<i>[ha]</i>	<i>[%]</i>	
orná půda	24	145,33	38,39	6,06
trvale travní porost	17	20,92	5,53	1,23
les	11	88,03	23,25	8,00
vodní plocha	11	64,24	16,97	5,84
krajina narušená těžbou / skrývka	15	54,23	14,32	3,62
zastavěná plocha	4	0,45	0,12	0,11
ostatní	7	5,40	1,43	0,77
suma	89			

zdroj: vlastní zpracování

Index celkové délky okrajů pro kategorii *krajina narušená těžbou / skrývka* z analýzy okrajů krajinných plošek (**Tab. 7.2.5.b**) poprvé dosahoval nejvyšší hodnoty ze všech klasifikovaných kategorií. Plošky *krajiny narušené těžbou / skrývky* měly v roce 1984 výrazně členité okraje v důsledku intenzivního rozrušování povrchu postupující těžbou, což dokazuje i hodnota indexu průměrného tvaru plošky 2,454 z tabulky **Tab. 7.2.5.c** pro jiný než kruhový tvar. Snížením počtu plošek v kategorii *orná půda* a nárůstem počtu plošek v ostatních kategoriích došlo k relativně výraznému nárůstu v Shannonově indexu rozmanitosti na hodnotu 1,515 a Shannonově indexu vyrovnanosti na hodnotu 0,778. Koeficienty sledující ekostabilizační roli složek krajinné struktury vykazovaly mírný pozitivní nárůst. K relativnímu zvýšení ekologické stability sledovaného území došlo i navzdory ztrátě *lesní plochy* v oblasti u obce Pamětník, a to z důvodu masivního rozšíření *vodní plochy* a zachování rozlohy *trvale travních porostů*.



Obr. 7.2.5.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy v roce 1984.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.2.6. Stav v roce 1991

Krajinná struktura v roce 1991 vykazovala řadu specifík. Poprvé nebylo dosaženo největšího počtu plošek v kategorii *orná půda*, ale v některé jiné kategorii, a to hned ve dvou (*trvale travní porost* a *lesy*). U *lesních ploch* byla zaznamenána značná míra fragmentace do většího počtu plošek o malé rozloze v důsledku rozšiřování těžby na výhradním ložisku Pamětník a také v důsledku vysazování borové a smrkové monokultury rekultivací lokality u obce Obědovice a mezi obce Káranice a Kosice. Přes zvýšení počtu plošek v této kategorii, se vlivem těžby snížilo její procentuální zastoupení v celkové krajinné struktuře sledované oblasti. Nárůst počtu plošek zaznamenala i kategorie *trvale travní porosty*, jejíž procentuální zastoupení na rozdíl od *lesních ploch* lehce vzrostlo. Přestože *orná půda* pokračovala v trendu ztráty vnitřní rozmanitosti, stále to byla kategorie s nejvyšší relativní mírou zastoupení kolem 31 %. Za zmínku však stojí dramatický nárůst *vodních ploch*, které v roce 1991 nabývaly již zhruba 29% zastoupení ve sledovaném území. Zemědělská funkce krajiny tak přestala být dominantní a byla postupně střídána vodohospodářským využíváním krajiny. Celkové funkční využití sledované oblasti znamenalo definitivní odklon od polnohospodářského využívání, což lze podpořit i výsledky indexu průměrné velikosti plošek. Průměrná nejvyšší velikost plošky připadala na kategorii *vodní plocha*, což se stalo poprvé za celou dobu hodnocení

krajinné struktury v zájmové oblasti. *Krajina narušená těžbou / skrývka* se vyskytovala zhruba na 14 % území a to v největším plošném zastoupení na výhradním ložisku Pamětník, kde těžba v roce 1991 dosahovala výměry 39,37 ha z celkových 52,25 ha v této kategorii.

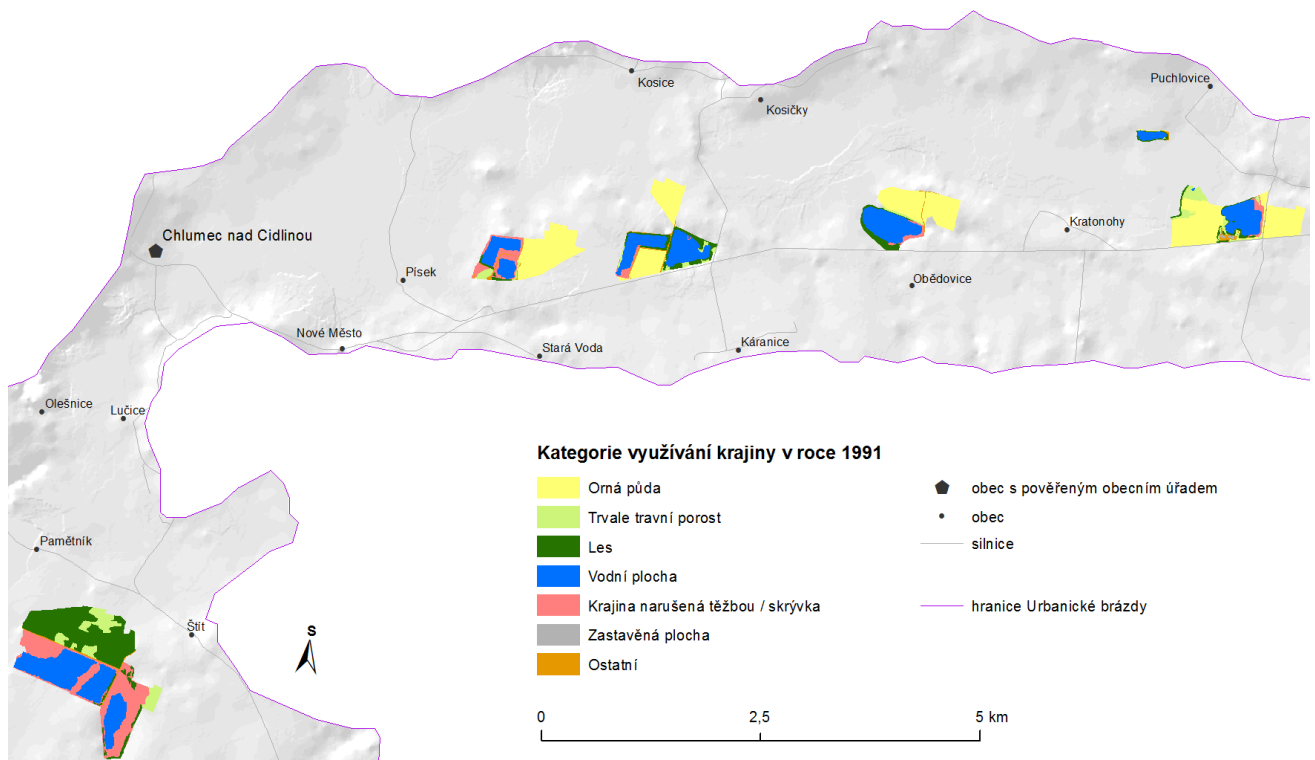
Tab. 7.2.6.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území pro rok 1991.

Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek <i>CA - Class Area</i>		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		[ha]	[%]	
orná půda	15	118,12	31,20	7,87
trvale travní porost	25	25,74	6,80	1,03
les	31	66,02	17,44	2,13
vodní plocha	12	109,60	28,95	9,13
krajina narušená těžbou / skrývka	15	52,25	13,80	3,48
zastavěná plocha	5	0,47	0,12	0,09
ostatní	13	6,42	1,70	0,49
suma	116			

zdroj: vlastní zpracování

Index průměrné délky okrajů z analýzy okrajů krajinných plošek (**Tab. 7.2.6.b**) se zajímavě vyrovnal napříč všemi kategoriemi, kromě kategorie *les* a *trvale travní porost*, které ale dosahovaly nejvyššího počtu plošek. Z indexu byla patrná značná vnitrotřídní heterogenizace těchto krajinných kategorií, což je typickým příkladem krátkodobého efektu označovaného jako *heterogenizace krajiny*, která se projevuje především ve snižování velikosti segmentů krajinné matrice a v nárůstu jejich počtu. Projevy heterogenizace krajiny jsou nejčastějším následkem antropogenní aktivity v krajině a jsou nejčastěji soustředěny do urbanizovaných prostorů (ROMPORTL, CHUMAN, 2010). Nárůst počtu plošek prakticky ve všech kategoriích byl harmonizován poklesem počtu plošek v kategorii *orná půda*, takže nepatrné zvýšení celkové heterogenity krajiny na hodnotu 116 plošek nemělo zásadní vliv na změnu krajinné diverzity reprezentované Shannonovým indexem rozmanitosti a vyrovnanosti (**Tab. 7.2.6.c**). Zásadní změna byla však pozorována v ekologické stabilitě zájmové oblasti, kde vlivem rozsáhlých *vodních ploch* vzniklých v důsledku těžby štěrkopísků z vodní hladiny

dosáhl koeficient ekologické stability hodnoty 1,136, což je hodnota v intervalu, který MÍCHAL in LIPSKÝ (1998) popisuje jako vcelku vyváženou krajinu a relativně stabilní krajinu, kde jsou technické objekty v souladu s přírodními strukturami a kde je nízká potřeba dodatečné energie. Krajina sledované oblasti v roce 1991 tak dostala nový rozměr, když vliv těžby štěrkopísků měl příčinnou souvislost s relativním zvýšením ekologické stability sledované oblasti. Způsob využívání krajiny a celková forma krajinné struktury, pozorovaná v roce 1991 na základě výsledků krajinných analýz, byla příznakem pro pravděpodobné vyvrácení stanovené hypotézy **H3**, že lokality zájmového území v bezprostřední blízkosti těžby štěrkopísků budou vykazovat pokles ekologické stability životního prostředí v přímé souvislosti s postupující intenzitou těžby.



Obr. 7.2.6.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy v roce 1991.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.2.7 Stav v roce 2001

Efekt krátkodobé změny zvýšení heterogenity krajiny pro rok 1991 byl v roce 2001 umocněn díky zvýšení počtu plošek v kategorii *trvale travní porost* na 35 a v kategorii *les* na 38. Fragmentace lesních ploch byla pozorována především v oblasti výhradního ložiska Pamětník, kde vykácené mýtiny byly příležitostí pro výskyt *trvale travních porostů*.

Zájmovou oblast bylo možné hodnotit jako výhradně vodohospodářky využívanou krajinu, protože relativní zastoupení krajinné kategorie *vodní plochy* dosahovalo již 41 % z celkové výměry sledované oblasti. Za dominantní krajinný prvek lze *vodní plochu* považovat i na základě indexu průměrné velikosti plošky, který pro tuto kategorii dosahoval hodnoty zhruba 12 ha. *Vodní plocha* měla v roce 2001 dominantní zastoupení jak v celkové rozloze, tak v průměrné velikosti jedné plošky, což znamenalo, že se zde vyskytoval menší počet ploch o velké rozloze vzniklých v důsledku těžební činnosti. *Krajina narušená těžbou / skrývka* byla lokalizovaná především v místě ložiska Pamětník, kde dosahovala rozlohy 21,67 ha z celkových 49,70 ha v této kategorii. Potenciál k těžbě šterkopísků byl již vyčerpán v jižní části ložiska v lokalitě u obce Obědovice. Obdobná situace nastala i v dobývacím prostoru Kosičky, kde byl k těžbě připraven odkrytý půdní horizont o rozloze 3,87 ha a zbytek dobývacího prostoru byl již lesnický rekultivován.

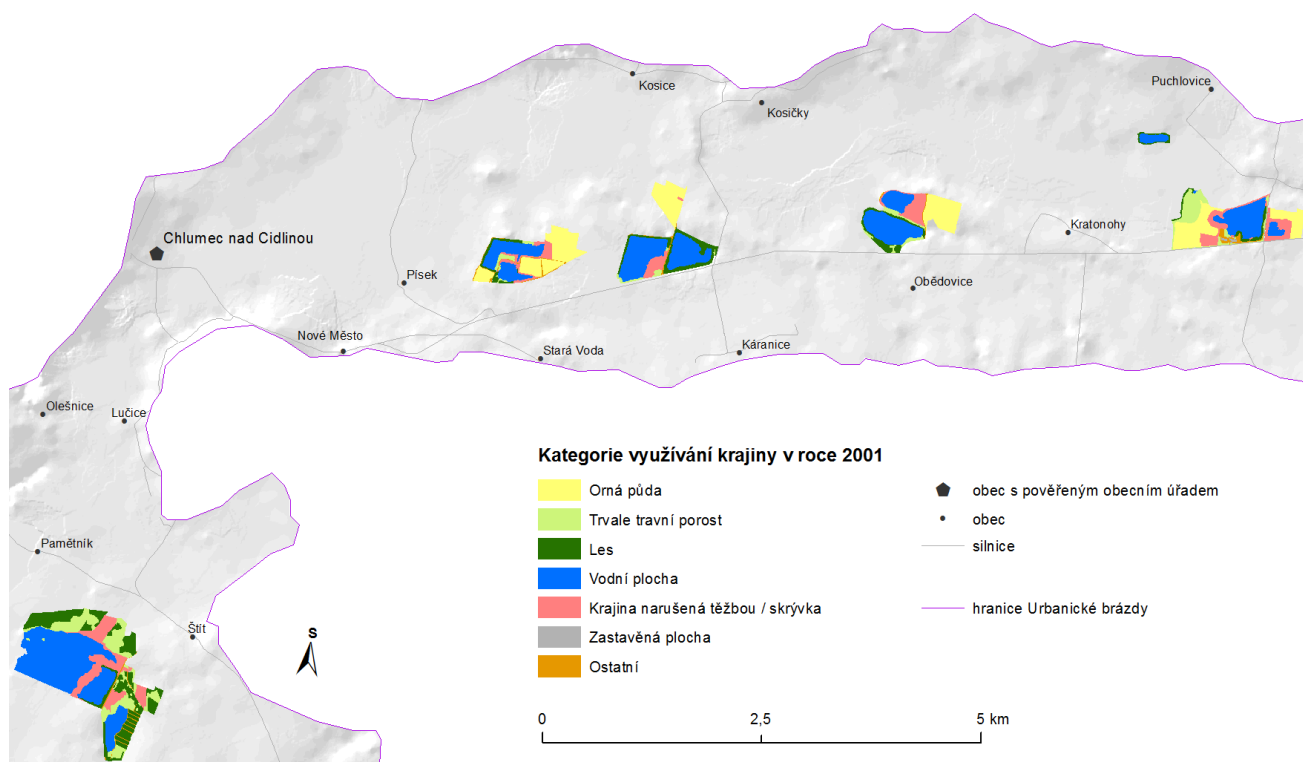
Tab. 7.2.7.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území pro rok 2001.

Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek <i>CA - Class Area</i>		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		<i>[ha]</i>	<i>[%]</i>	
orná půda	15	68,24	18,03	4,55
trvale travní porost	35	42,34	11,18	1,21
les	38	54,26	14,33	1,43
vodní plocha	13	155,87	41,17	11,99
krajina narušená těžbou / skrývka	15	49,70	13,13	3,31
zastavěná plocha	8	0,59	0,16	0,07
ostatní	12	7,62	2,01	0,64
suma	136			

zdroj: vlastní zpracování

Plochy využívání krajiny vykazovaly v roce 2001 jistou míru jednoty především v indexu celkové délky okrajů (**Tab. 7.2.7.b**), snad kromě kategorie *zastavěná plocha*, která se v zájmové oblasti vyskytovala po celou dobu sledování krajinné struktury jen sporadicky. Výsledky indexu udávaly hladké okrajové linie pro plochy s velkým plošným zastoupením,

jako např. *vodní plocha* a členité okraje pro plochy s nižší procentuální mírou zastoupení, jako např. *krajina narušená těžbou / skrývka*. Fragmentace plošek v kategorii *les* a *trvale travní porost* měla vliv nejen na zvýšení vnitrotřídní heterogenity, ale i na zmiňovaný index celkové délky okrajů a to i přesto, že průměrná délka okrajů u těchto kategorií zůstala oproti minulému sledovacímu období prakticky nezměněná. To bylo dáno vznikem nových lesních a travních ploch o podobné délce okrajů, respektive o podobné rozloze, což lze nejlépe pozorovat v lokalitě výhradního ložiska Pamětník. Změna v počtu plošek neměla zásadní vliv na změnu v diverzitě krajiny neboť nárůst vnitrotřídní i celkové heterogenity nebyl natolik významný. Významný byl naopak rostoucí trend koeficientu ekologické stability, kterého bylo dosaženo především dominantním zastoupením *vodní plochy* v krajině a zároveň poklesem plošného zastoupení *orné půdy*. Výsledky diverzity a ekologické stability zájmové oblasti pro rok 2001 prezentuje tabulka **Tab. 7.2.7.d**.



Obr. 7.2.7.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy v roce 2001.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.2.8 Stav v roce 2012

Současná situace ve využívání krajiny v zájmových lokalitách byla reprezentována hodnocením krajinné struktury v roce 2012. Relativní zvyšování heterogenity krajiny od roku 1991 vyústilo v takový stav, kdy nejnižší počet plošek v jedné kategorii připadal na *ornou půdu* a nejvyšší pro *lesy*. Největší míru zastoupení však vykazovala kategorie *vodní plocha* s hodnotou přes 55 %. Změna ve využívání krajiny pro vodohospodářské účely měla i v roce 2012 rostoucí tendenci, takže v hodnocené oblasti se kompletně změnil obraz krajinného rázu. Dominantním prvkem krajiny se staly velké plochy zbytkových štěrkopískových jezer s průměrnou velikostí plošky 10,53 ha. Dříve homogenní krajinné struktury *lesů* a *trvale travních porostů* vykazovaly v roce 2012 nejvyšší míru fragmentace za celé sledovací období. Vysoká vnitřní heterogenita těchto složek krajiny byla způsobena především v důsledku těžby štěrkopísků, kdy nové lesní plochy vznikaly podél *vodních ploch* jako výsledek lesnické rekultivace. Travní porosty doplňovaly v těchto místech monokultury smrku a borovice nebo živelně vznikaly na místech s odkrytým půdním horizontem, kde *krajina narušená těžbou / skrývka* nebyla v dostatečně krátkém časovém úseku vystřídána těžbou štěrkopísků z vodní hladiny. Tímto způsobem docházelo ke změně krajinné struktury ve všech místech se současnou vodní plochou, která je pozůstatkem po těžbě z vody nebo objektem současné těžby z vodní hladiny. Zájem o těžbu v krajině Urbanické brázdy je možné vyjádřit na příkladu založení nových dobývacích prostorů Písek u Chlumce nad Cidlinou II v roce 2008 na výhradním ložisku Písek u Chlumce nad Cidlinou 1 a Štít II v roce 2010 na výhradním ložisku Pamětník. Vyčerpání potenciálu pro těžbu bylo dosaženo u obce Obědovice na nevýhradním ložisku Kratonohy a také v místě dobývacího prostoru Kosičky, které předložilo roku 2013 návrh na zrušení dobývacího prostoru. Finální rekultivační úpravou k roku 2012 prošel dobývací prostor Štít, který byl nejstarší dobývací prostor v zájmovém území.

Tab. 7.2.7.a: Analýza rozlohy krajinných plošek v zájmovém území pro rok 2012.

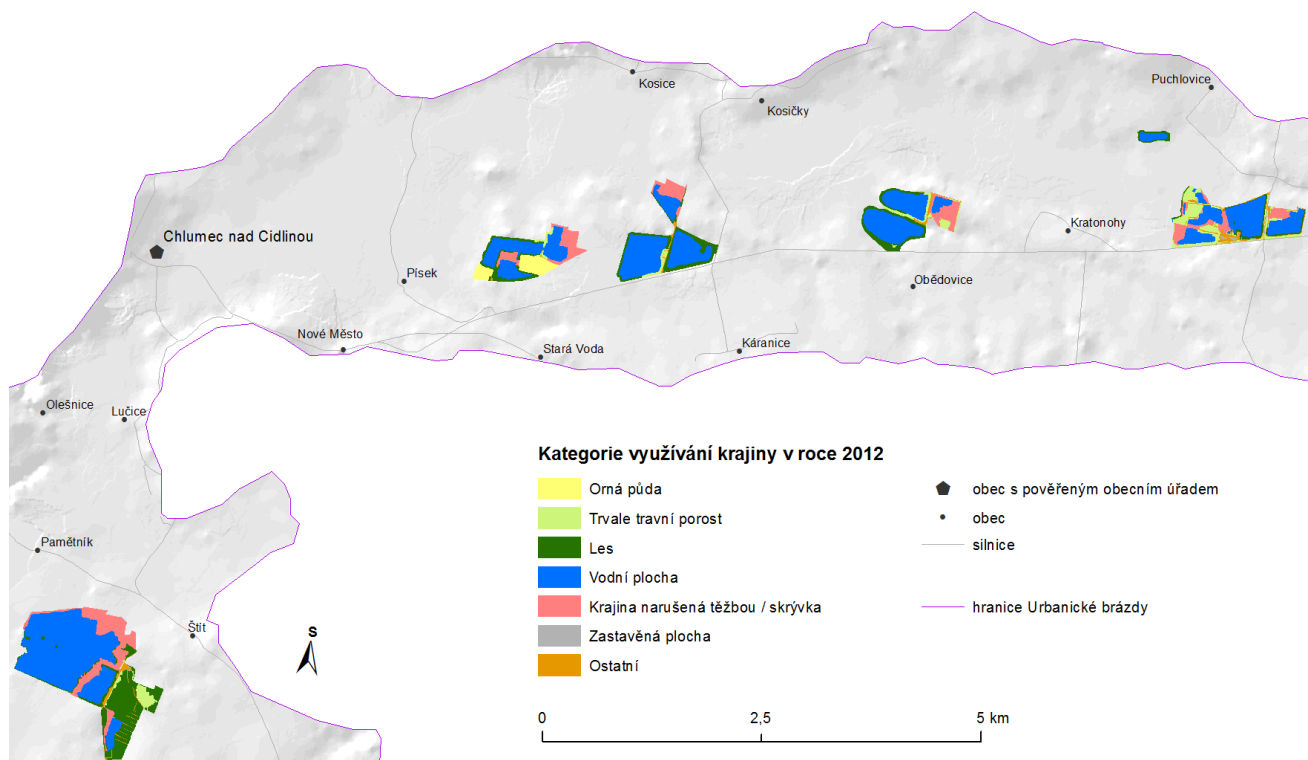
Analýza rozlohy krajinných plošek				
<i>Area Analysis</i>				
Kategorie využívání krajiny	Počet plošek v kategorii <i>NP - Number of Patches</i>	Celková rozloha plošek		Průměrná velikost plošek [ha] <i>MPS - Mean Patch Size</i>
		<i>CA - Class Area</i> [ha]	[%]	
orná půda	2	9,99	2,64	4,99
trvale travní porost	41	27,55	7,28	0,67

les	49	65,40	17,27	1,33
vodní plocha	20	210,64	55,64	10,53
krajina narušená těžbou / skrývka	12	54,45	14,38	4,54
zastavěná plocha	9	0,68	0,18	0,08
ostatní	21	9,89	2,61	0,47
suma	154			

zdroj: vlastní zpracování

Odklon od relativní vyrovnanosti v počtu plošek v rámci jednotlivých kategorií ovlivnil i výsledky indexu celkové délky okrajů (**Tab. 7.2.7.b**), které jsou značně nevyrovnané na rozdíl od hodnot indexu průměrné délky okrajů. Indexy okrajů krajinných plošek hodnotí mikroheterogenitu krajiny a jsou citlivé na nepřírozeně členité okraje krajinných segmentů narušených lidskou činností. Ovlivnění krajinné struktury člověkem potvrzují i výsledky indexu průměrného tvaru plošek, které u původních krajinných struktur, jako jsou např. *trvale travní porosty* nebo *lesy*, vykazují hodnotu vyšší než 2, což značí průměrný tvar plošky jiný než optimálně kruhový. Vlivem uvedené nevyrovnané vnitrotřídní rozmanitosti v počtu plošek jednotlivých kategorií klesl Shannonův index rozmanitosti a Shannonův index vyrovnanosti na hodnotu 1,302 a hodnotu 0,669. Pozoruhodnější výsledky poskytl koeficient ekologické stability, který v tomto sledovacím období dosáhl hodnoty 4,047, čehož podle MÍCHALA in LIPSKÝ (1998) dosahuje pouze taková krajina, která je přírodě blízká s výraznou převahou ekologicky stabilních struktur a s velmi nízkou intenzitou antropogenního využívání krajiny. S tímto popisem koreluje výsledek koeficientu antropogenního ovlivnění krajiny (**Tab. 7.2.7.d**), který nabýval hodnoty 0,247, tedy jednoznačně nejnižší hodnoty za celé sledovací období. Tento výsledek byl známkou převažujících ploch s nízkou intenzitou antropogenního ovlivnění.

Přestože veškeré krajinné struktury *vodních ploch* a některé segmenty *lesních ploch* a *trvale travních porostů* vznikly jako důsledek antropogenního narušení krajiny těžbou šterkopísků, je z indexů pro hodnocení krajinné struktury, diverzity a ekologické stability zřejmé, že v krajině působí jako pozitivní ekostabilizační složky s relativně vysokou mírou stability oproti okolním krajinným strukturám. I přes svůj vznik disturbančním vlivem těžby, který způsobuje úplnou ztrátu paměti krajiny, jsou především *vodní plochy* vítanou složkou struktury kulturní krajiny.



Obr. 7.2.7.a: Využívání krajiny v zájmových lokalitách Urbanické brázdy v roce 2012.

zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.3 Vývoj krajinné struktury vybraných lokalit

Vývoj krajinné heterogenity, diverzity a ekologické stability mezi roky 1937 – 2012 je komentován na základě výsledků, které jsou v tabelární podobě součástí příloh této práce (**PŘÍLOHA 4**).

7.3.1 Vývoj heterogenity krajiny

Hodnocení heterogenity krajiny od roku 1937 do roku 2012 vycházelo z výsledků vývoje počtu krajinných plošek, vývoje rozlohy kategorií využívání krajiny, vývoje průměrné velikosti krajinných plošek, vývoje indexů okrajů plošek a vývoje indexu průměrného tvaru krajinných plošek. Číslování tabulky s těmito daty jsou součástí příloh, proto nebyly zařazeny přímo do textu.

Vývoj počtu krajinných plošek

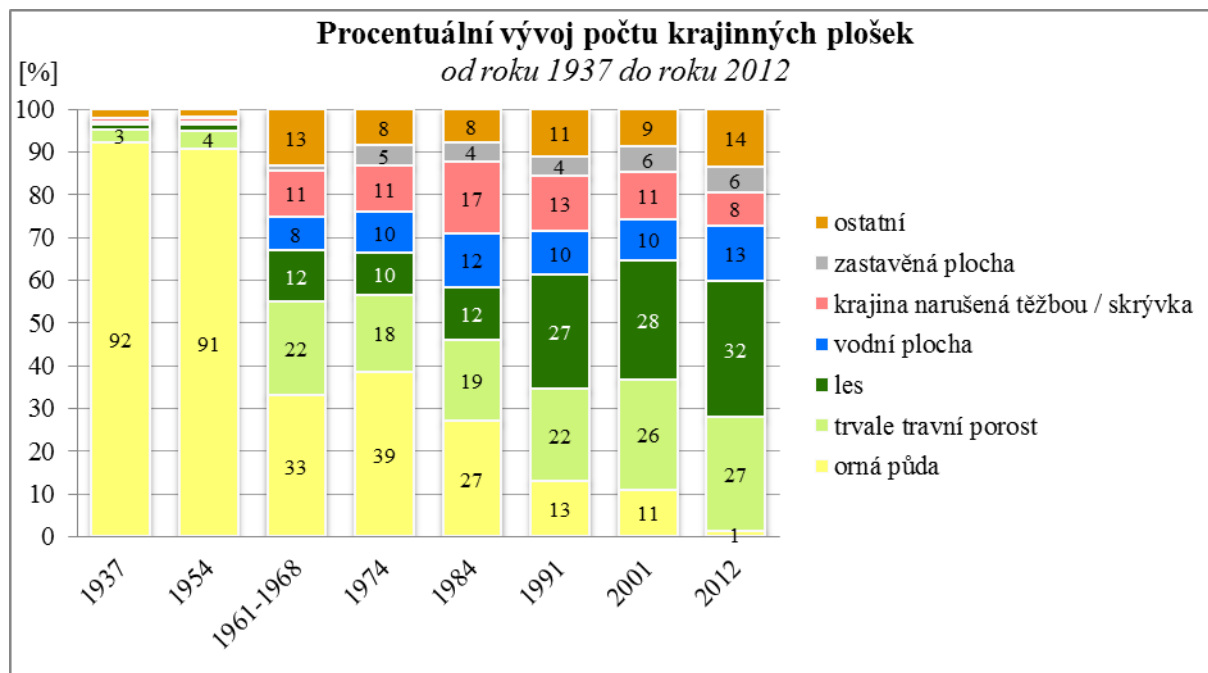
Vývoj počtu plošek reprezentuje tabulka **Tab. 7.3.1.b** a **Obr. 7.3.1.a**, ze kterého je patrná vnitrotřídní heterogenita krajiny v kategorii *orná půda*, která přesahovala počet 400 plošek v roce 1937 a 1954, což v obou případech bylo více než 90 % ze všech krajinných

plošek. Scelování zemědělských pozemků mělo za následek dramatický pokles v celkové heterogenitě krajiny už ve sledovacím období mezi roky 1961 – 1968, kdy se počet plošek v kategoriích využívání krajiny unifikoval. V roce 2012 dosahoval plošek orné půdy pouhých 1,3 % z celkového počtu plošek v tomto sledovacím období. Od roku 1991 byl v zájmových lokalitách pozorovaný efekt fragmentace krajiny v kategorii *lesních ploch a trvale travních porostů* z důvodu zakládání borových a smrkových kultur v místech s ukončenou těžbou, což přispělo ke zvýšení celkového počtu plošek, respektive k relativnímu zvýšení celkové heterogenity krajiny, kterou ukazuje tabulka **Tab. 7.3.1.a** Vývoj počtu plošek v kategoriích *vodní plocha a krajina narušená těžbou / skryvka* vykazoval relativně stabilní rostoucí trend. Přesun plošek z kategorie *krajina narušená těžbou / skryvka* do kategorie *vodní plocha* byl jednou z příčin poklesu počtu plošek v kategorii *krajina narušená těžbou / skryvka* v roce 2012 (**Obr. 7.3.1.b**).

Tab. 7.3.1.a: Heterogenita krajiny vyjádřená celkovým počtem plošek.

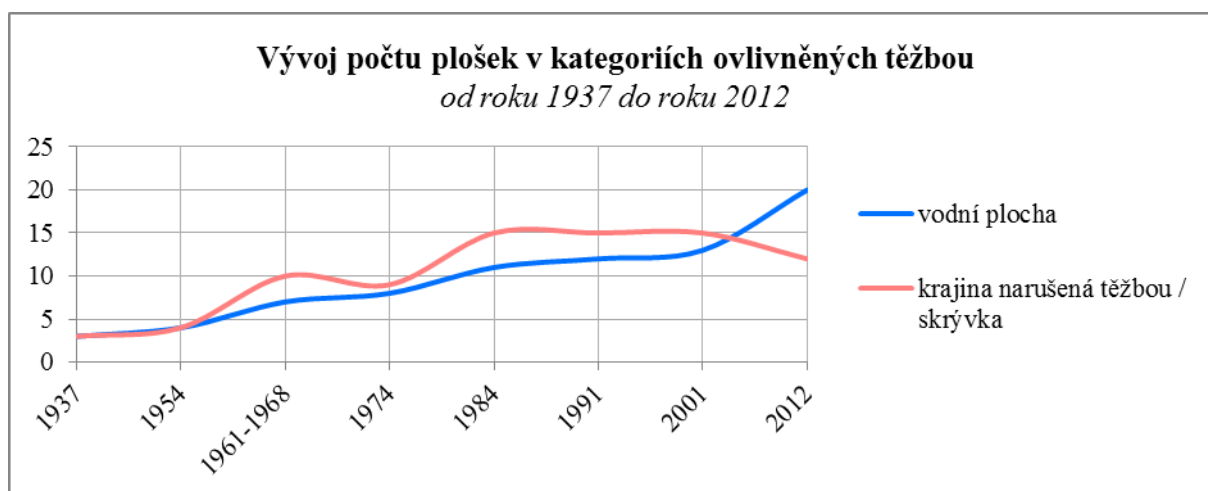
Celková heterogenita krajiny								
od roku 1937 do roku 2012								
sledovací období	1937	1954	1961 - 1968	1974	1984	1991	2001	2012
celkový počet krajinných plošek	449	489	91	83	89	116	136	154

zdroj: vlastní zpracování



Obr. 7.3.1.a: Procentuální vývoj počtu krajinných plošek.

zdroj: vlastní zpracování

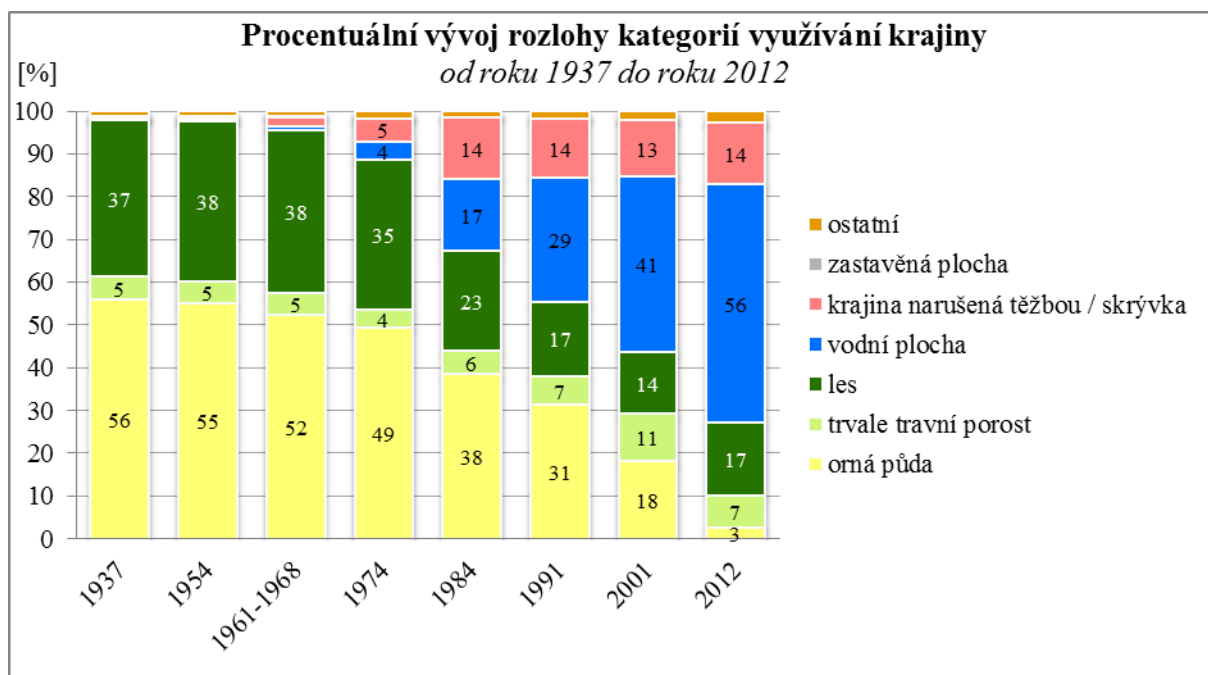


Obr. 7.3.1.b: Vývoj počtu plošek v kategorii vodní plocha a krajina narušená těžbou / skrývka.

zdroj: vlastní zpracování

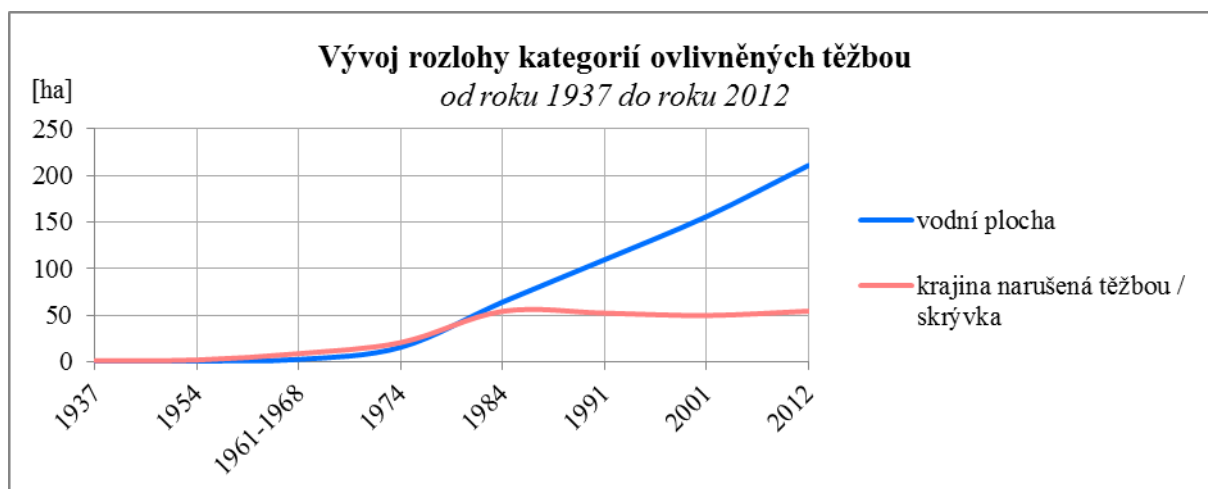
Vývoj rozlohy krajinných kategorií

Z tabulky **Tab. 7.3.1.b**, která vyjadřuje vývoj rozlohy krajinných plošek v absolutních i relativních hodnotách, lze pozorovat trend změny celkového využívání krajiny. Tento trend je zachycen i v grafu **Obr. 7.3.1.c**, který hodnotí procentuální vývoj rozlohy plošek jednotlivých kategorií. Z grafu není patrná pouze kategorie *zastavěná plocha*, jejíž rozloha od roku 1937 do roku 2012 nepřesáhla procentuální zastoupení 0,2 %. Zajímavý jev vykazuje reciproční vývoj kategorií *orná půda* a *vodní plocha* a také nárůst rozlohy plošek uvnitř jednotlivých kategorií od roku 1984, jako důsledek zásahu člověka do krajiny. Rozloha *orné půdy* a *lesních ploch* byla až do roku 1991 dominantní, kdy je vystřídala kategorie *vodní plochy*. Skokový nárůst *krajiny ovlivněné těžbou / skrývkou* v roce 1984 byl způsoben intenzifikací těžby štěrkopísků především v ložisku Pamětník. **Obr. 7.3.1.d** sleduje vývoj rozlohy takových krajinných struktur, jejichž vznik byl přímo podmíněn těžbou štěrkopísků. Rozloha *krajiny narušené těžbou / skrývkou* oscilovala kolem hodnoty 50 ha roku 1984, zatímco kategorie *vodní plochy* vykazovala lineární rostoucí tendenci.



Obr. 7.3.1.c: Procentuální vývoj rozlohy kategorií využívání krajiny.

zdroj: vlastní zpracování



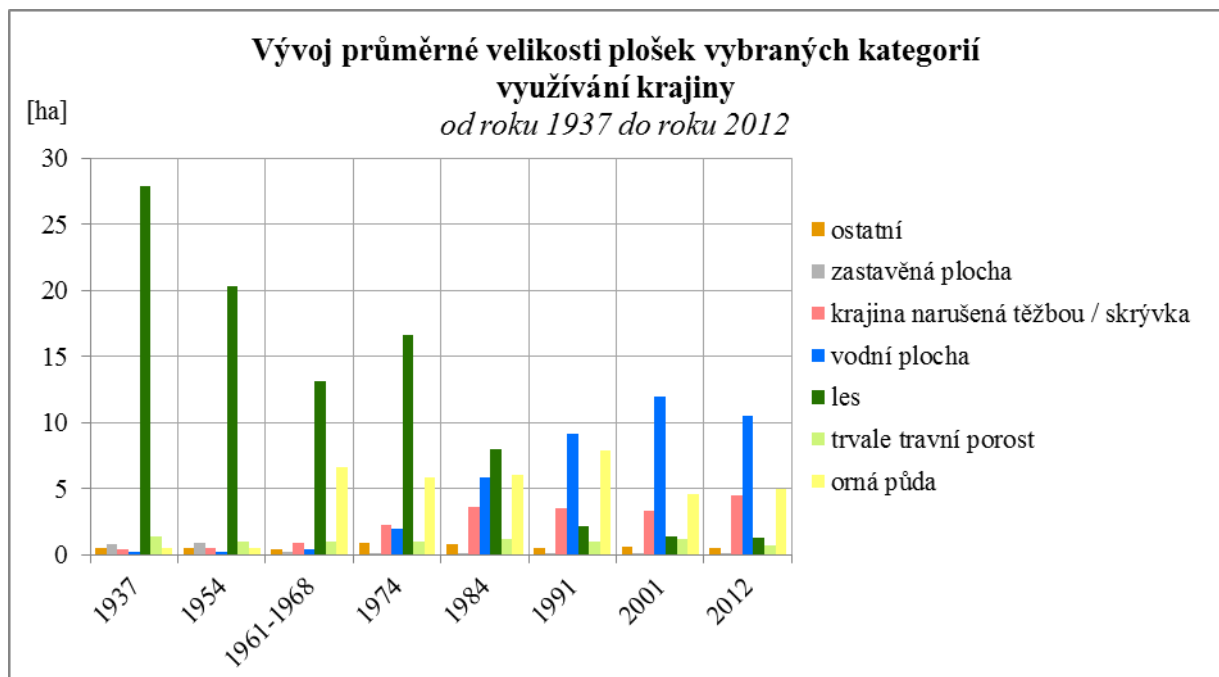
Obr. 7.3.1.d: Vývoj rozlohy kategorií vodní plocha a krajina narušená těžbou / skrývka.

zdroj: vlastní zpracování

Vývoj průměrné velikosti krajinných plošek

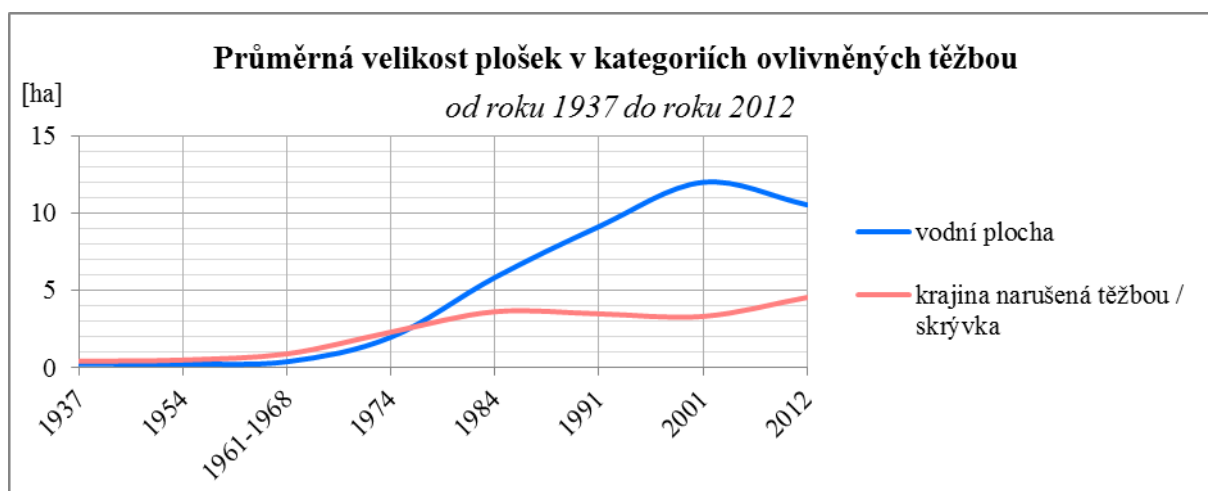
Výsledky indexu průměrné velikosti plošek v tabulce **Tab. 7.3.1.d** a grafu **Obr. 7.3.1.e** společně s výsledky předešlých analýz poskytují představu o vývoji krajiny v čase. *Lesní plochy* měly do roku 1984 nejvyšší průměrnou velikost, přestože počet jejich plošek byl jeden z nejnižších. Stav v kategorii *orné půdy* byl minimálně v prvních dvou sledovacích obdobích zcela opačný. Výsledkem tak byla krajina s nevyváženou diverzitou v rámci různých

kategorií využívání krajiny až do roku 1984, kdy se průměrná velikost plošek relativně sjednotila. V důsledku vyrovnaného plošného zastoupení jednotlivých krajinných kategorií a vyrovnaného počtu plošek, se k roku 1984 váže nejvyšší nárůst diverzity krajiny, což dokládají i výsledky Shannonova indexu rozmanitosti a vyrovnanosti. Od roku 1991 měla kategorie *vodní plocha* nejvyšší průměrnou velikost plošky a tuto pozici si udržela až do konce sledovacího období. Průběh vývoje indexu průměrné velikosti plošek pro *vodní plochu* a *krajinu ovlivněnou těžbou / skrývkou* je uveden v grafu **Obr. 7.3.1.f**. Zatímco průměrná velikost plošky *krajiny ovlivněné těžbou / skrývkou* od roku 1984 stagnovala, průměrná velikost *vodních ploch* rostla až do roku 2001 a lehce klesla v roce 2012 z důvodu většího počtu převážně menších nových *vodních ploch* vzniklých v lokalitě u obce Kratonohy vlivem rozšiřující se těžby na několika místech zároveň.



Obr. 7.3.1.e: Vývoj průměrné velikosti plošek využívání krajiny.

zdroj: vlastní zpracování

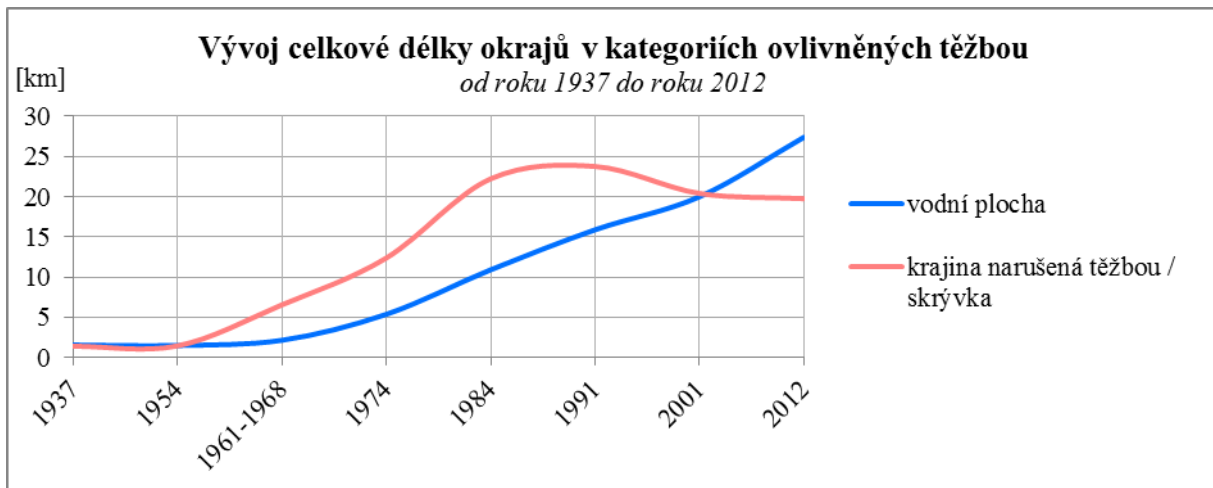


Obr. 7.3.1.f : Vývoj průměrné velikosti plošek v kategorii vodní plocha a krajina narušená těžbou / skrývka.

zdroj: vlastní zpracování

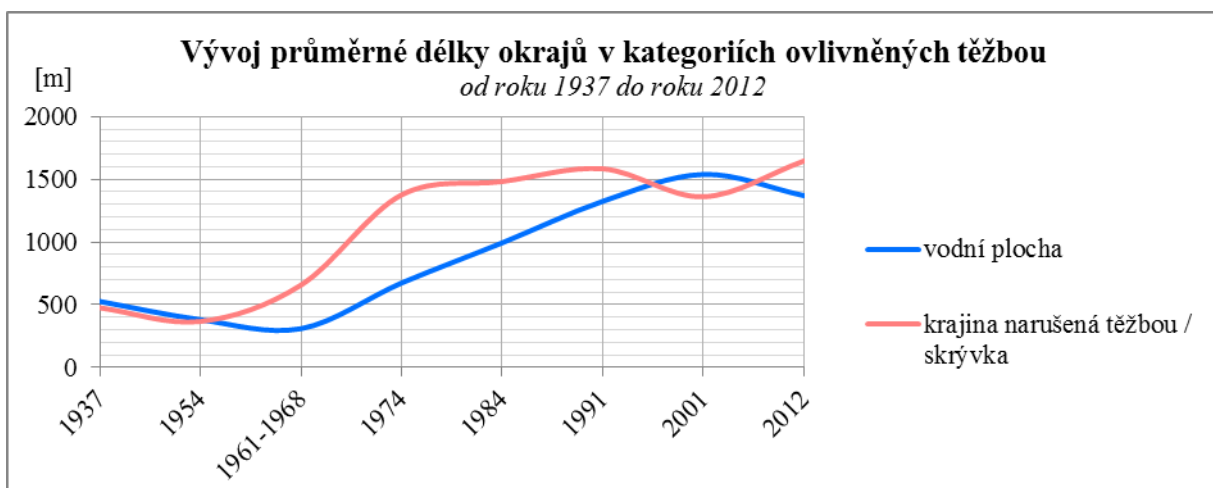
Vývoj celkové a průměrné délky okrajů krajinných plošek

Analýza okrajů plošek na základě indexu celkové a průměrné délky okrajů (**Tab. 7.3.1.e**) velmi dobře přispívá k pochopení vývoje krajinné heterogenity. Celková délka okrajů v kategorii *orná půda* pro roky 1937 a 1954 přesahovala hodnotu 160 km, přestože průměrná délka okraje jedné plošky v této kategorii byla nejmenší ze všech sledovaných kategorií (pod 500 m). Ve sledovacím období 1961 – 1968 výrazně klesla celková délka okrajů *orné půdy* na hodnotu zhruba 35 km v důsledku dramatického snížení počtu plošek v této kategorii. I přesto měla *orná půda* až do roku 1974 největší celkovou délku okrajů. Ve sledovaném období 1984 již měla nejvyšší celkovou délku okrajů kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka*, a to díky nepřirozeně členitým okrajům svých krajinných plošek v důsledku těžební činnosti. Fragmentace krajiny v kategorii *lesních ploch* a *trvale travních porostů* měla za následek nárůst celkové délky i v těchto kategoriích. **Obr. 7.3.1.g** hodnotí vývoj celkové délky okrajů *vodních ploch* a *krajiny ovlivněné těžbou / skrývkou*. Lze z něho vyčíst vyšší členitost okrajů u kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka*, což je logickým důsledkem antropogenní činnosti v krajině. *Vodní plochy* vykazovaly nižší celkovou délku okrajů kromě roku 2012, kdy bylo založeno několik menších míst těžby v lokalitě u obce Kratonohy. Nižší členitost okrajů *vodních ploch* lze také připisovat přirozeným vlivům eroze a sukcese, díky nimž dochází u krajinných segmentů ke shlazování hran a okrajů.



Obr. 7.3.1.g: Vývoj celkové délky okrajů v kategorii vodní plocha a krajina narušená těžbou / skrývka.

zdroj: vlastní zpracování



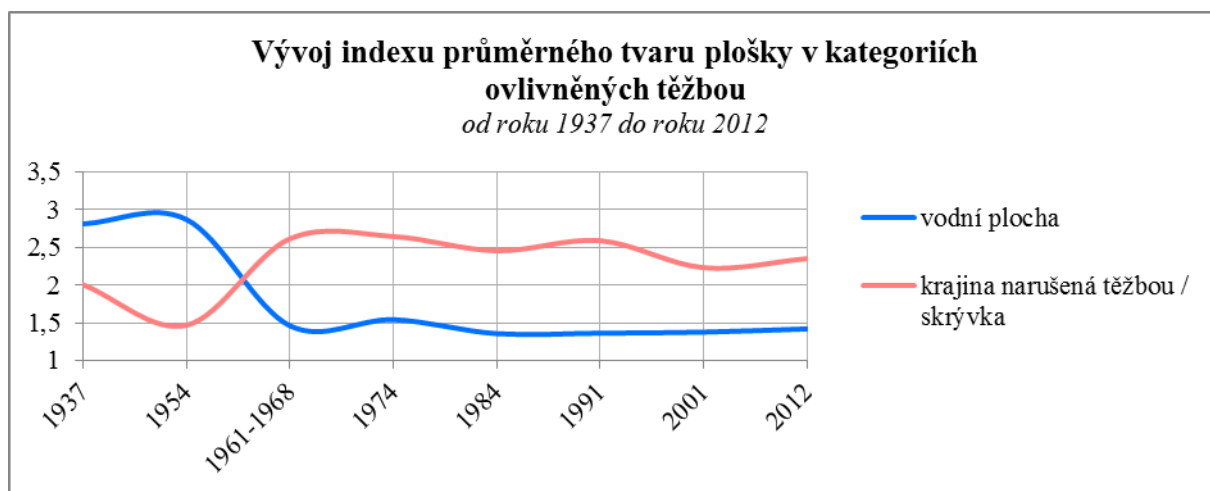
Obr. 7.3.1.h: Vývoj průměrné délky okrajů v kategorii vodní plocha a krajina narušená těžbou / skrývka

zdroj: vlastní zpracování

Vývoj indexu průměrného tvaru plošky

Index průměrného tvaru plošky nabývá minimální hodnoty 1 pro takové plošky, které mají ideální kruhovitý tvar. Čím vyšší je hodnota indexu, tím má ploška složitější a nepravidelnější tvar. Nejvyšších hodnot dosahovala kategorie *ostatní* v průběhu celého sledovacího období, a to od 3,89 do 8,12 v průběhu celého sledovacího období. Do kategorie *ostatní* byly řazeny převážně cesty, manipulační plochy a podobné prvky krajinného pokryvu, proto byl výsledek indexu tak vysoký. Výsledky indexu jsou prezentovány v tabulce

Tab. 7.3.1.f, ve které zajímavě figuruje vedle kategorie *ostatní* i kategorie *krajiny narušené těžbou / skrývka*. *Vodní plocha* v prvních dvou sledovacích obdobích zabírala minimální rozlohu a byla narušována začínající těžbou z vodní hladiny. Od roku 1961 – 1968 se průměrný tvar *vodních ploch* přiblížil ideálnímu kruhu, protože nárůst počtu plošek zprůměroval hodnotu indexu. Opačný jev lze sledovat u kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka*, kde naopak s větším počtem plošek hodnota indexu narostla. Index průměrného tvaru plošky pro krajinné struktury vzniklé v důsledku těžby štěrkopísků tak vykazoval zajímavý zrcadlový vývoj (**Obr. 7.3.1.i**).



Obr. 7.3.1.i: Vývoj indexu průměrného tvaru plošky v kategorii vodní plocha a krajina narušená těžbou / skrývka.

zdroj: vlastní zpracování

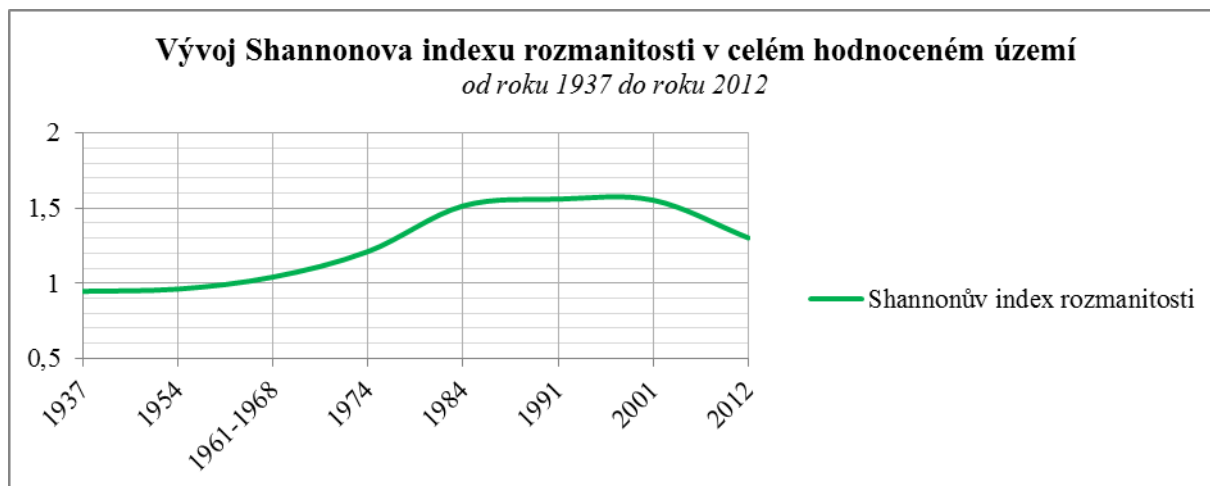
7.3.2 Vývoj diverzity krajiny

Diverzita krajiny zájmových lokality mezi roky 1937 a 2012 byla hodnocená na základě Shannonova indexu rozmanitosti, Shannonova indexu vyrovnanosti a indexu hustoty okrajů plošek. Výsledky indexů jsou v tabelární podobě součástí příloh práce.

Shannonův index rozmanitosti

Shannonův index diverzity neboli rozmanitosti, je ukazatelem relativní pestrosti krajinných plošek a tříd. S nárůstem hodnot narůstá plynule i počet tříd krajinného pokryvu, nebo rovnoměrné zastoupení počtu krajinných plošek v rámci jednotlivých tříd. Jelikož počet tříd byl předem definovaný a tím pádem stejný pro všechna sledovací období, mohl Shannonův index diverzity růst pouze, pokud se vyrovnával počet plošek mezi kategoriemi využívání krajiny. Rostoucí tendence indexu od sledovacího období 1961 - 1968 do roku

1984 koresponduje s vývojem heterogenity krajiny. Významné snížení počtu plošek v kategorii *orná půda* a nárůst počtu plošek v ostatních kategoriích se projevil zvýšenou diverzitou krajiny. Pozitivní zvýšení diverzity v kulturní krajině zájmových oblastí zaznamenalo od roku 2001 pokles v důsledku nárůstu plošek v kategorii *les* a *trvale travní porost* na úkor snížení počtu plošek *orné půdy*. Vývoj indexu v čase představuje **Obr. 7.3.2.a**.

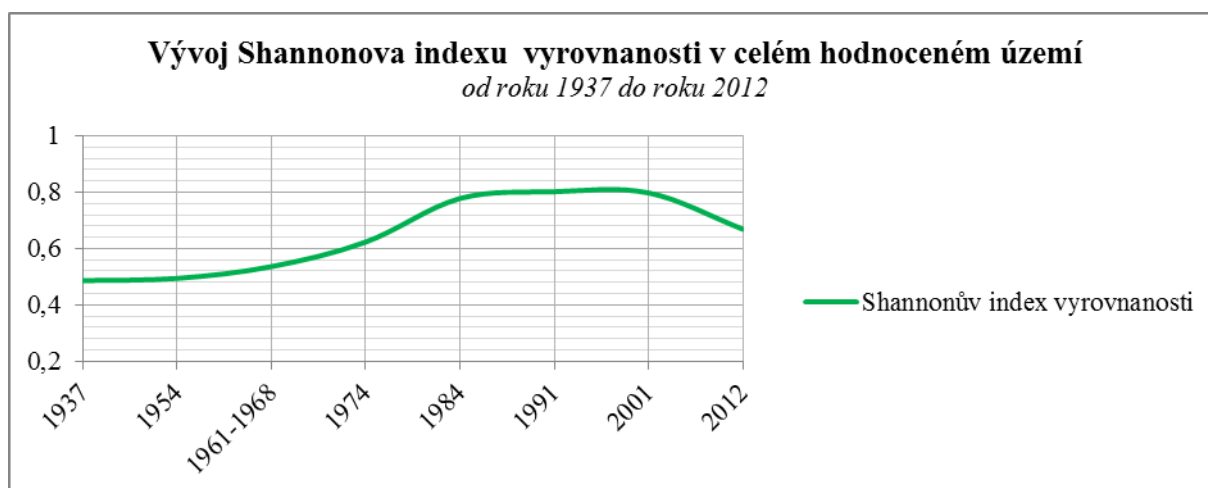


Obr. 7.3.2.a: Vývoj Shannonova indexu rozmanitosti.

zdroj: vlastní zpracování

Shannonův index vyrovnanosti

Shannonův index vyrovnanosti je ukazatelem změny pestrosti plošek a tříd krajinného pokryvu ve vztahu k potenciální možné diverzitě hodnoceného polygonu při zachování počtu tříd. Index nabývá hodnot od 0 do 1. Čím blíže jsou výsledky rovny 1, tím je počet krajinných plošek v rámci jednotlivých tříd vyrovnanější. Trend vývoje kopíruje Shannonův index rozmanitosti, protože vychází ze stejných dat. Nová informace, kterou přináší **Obr. 7.3.2.b** udává, jak moc se distribuce krajinných plošek mezi kategoriemi blíží optimální distribuci. Pro roky 1984 – 2001 je hodnota prakticky shodná a nejbližší hodnotě 1. Lze tedy tvrdit, že diverzita krajiny v zájmových lokalitách byla nejvyšší právě mezi těmito roky. Následný pokles k roku 2012 byl způsoben již zmíněnou fragmentací krajiny, kdy došlo k nevyrovnanému nárůstu počtu plošek pouze v některých kategoriích, mezi nimiž dominovaly plošky *lesů* a *trvale travních porostů*.



Obr. 7.3.2.b: Vývoj Shannonova indexu vyrovnanosti.

zdroj: vlastní zpracování

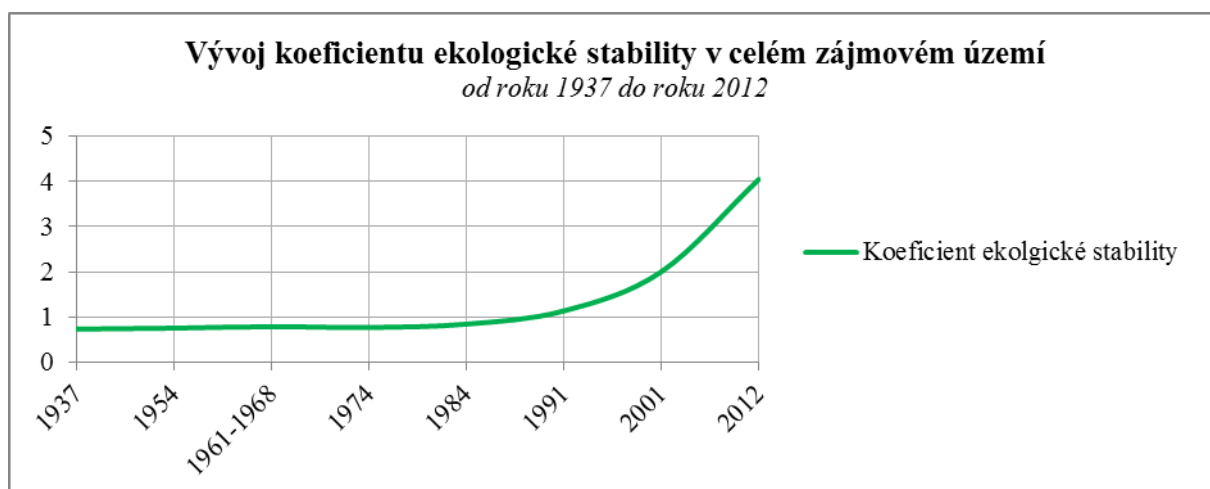
7.3.3 Vývoj ekologické stability krajiny

Stabilní ekosystémy jsou častým objektem ochrany v přírodě, převážně v prostředí kulturní druhotné krajiny. Jejich identifikace je prvním krokem k ochraně. Za tímto účelem bylo k hodnocení ekologické stability využito Koeficientu ekologické stability podle MÍCHALA in LIPSKÝ (1998) a Koeficientu míry antropogenního ovlivnění. Výsledky indexů jsou v tabelární podobě součástí příloh práce.

Koeficient ekologické stability

Koeficient ekologické stability vyjadřuje poměr ploch mezi krajinnými segmenty relativně stabilními a relativně labilními. Výsledkem je číslo, které spadá do jednoho intervalu hodnot, uvedeného v kapitole pojednávající o kvantifikaci krajinné struktury. Kritickou hodnotu pro přestup z jednoho intervalu do druhého překročil koeficient hned dvakrát. Poprvé v roce 1991 s hodnotou vyšší než 1 (1,136). Zájmová oblast tak nebyla nadále intenzivně využívanou krajinou s produkční zemědělskou funkcí, ale v důsledku celkové změny ve využívání krajiny, se stala více stabilní. Vcelku vyvážená krajina s nízkou potřebou dodatkových energetických vstupů a s relativně fungujícím autoregulačním mechanismem, se změnila podruhé překročením hodnoty 3 (4,047) v roce 2012. MÍCHALA in LIPSKÝ (1998) takovou krajinu řadí zcela nejvýše v hierarchii hodnocení ekologické stability a popisuje ji jako krajinu přírodě blízkou s výraznou převahou ekologicky stabilních struktur. Mezi stabilní ekosystém obecně patří *vodní plochy, trvale travní porosty, a lesní plochy*. Těchto kategorií

bylo v zájmových lokalitách v roce 2012 zdaleka nejvíce, proto koeficient ekologické stability dosáhl takových hodnot.

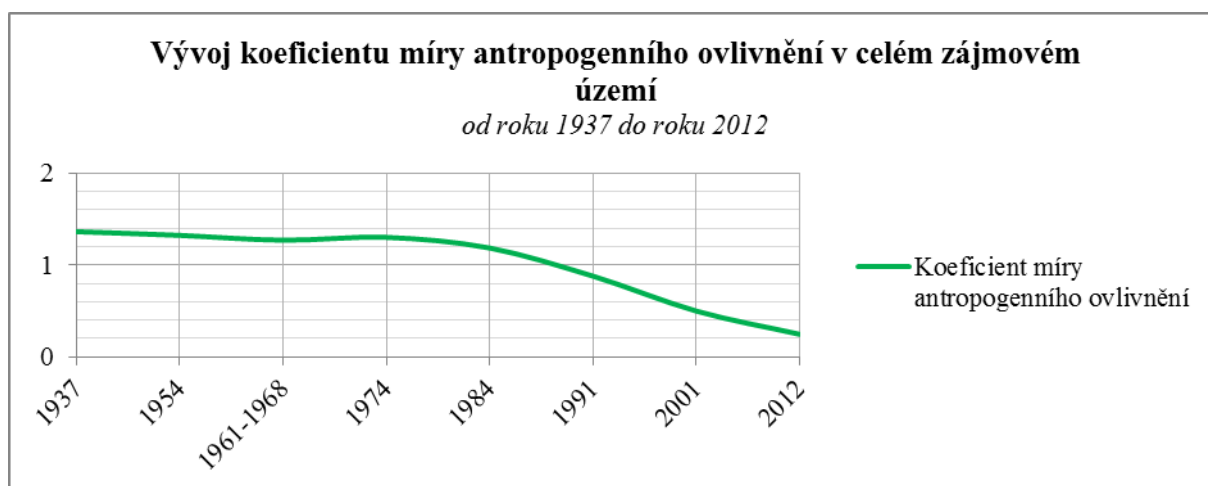


Obr. 7.3.3.a: Vývoj koeficientu ekologické stability.

zdroj: vlastní zpracování

Koeficient míry antropogenního ovlivnění

Koeficient dává do relace plochy pod větším antropogenním tlakem (např.: *orná půda, zastavěné plochy, atd.*) a plochy pod menším antropogenním tlakem, které jsou využívané méně (např.: *lesy, louky, pastviny* nebo *vodní plochy*). Hodnoty 1 dosahuje koeficient, pokud jsou rozlohy ploch pod velkým a malým tlakem v rovnováze. Hodnota koeficientu se až do roku 1984 pohybovala nad jedničkou, což bylo známkou vyšší míry antropogenního ovlivnění. Výsledky byly dány především funkcí krajiny využívané k zemědělským účelům, čemuž odpovídalo i plošné zastoupení kategorie *orná půda*. Se změnou využívání krajiny klesal koeficient až na hodnotu 0,247 pro rok 2012. Překročení kritické hodnoty 1 mezi sledovacími obdobími 1984 a 1991 působí paradoxním dojmem, protože to bylo v době, kdy díky progresivní těžbě byla krajina zájmových lokalit ovlivněna nejvíce. Ale právě díky těžbě, jejímž konečným stádiem bylo ve všech případech zbytkové štěrkopískové jezero, se koeficient měnil v pozitivní čísla udávající nižší míru antropogenního ovlivnění. Z výsledků krajinných analýz bylo však dokázáno, že hodnota koeficientu neklesla v důsledku nižšího antropogenního ovlivnění, ale především v důsledku vzniku nových, ekologicky stabilních, *vodních ploch*.



Obr. 7.3.3.b: Vývoj koeficientu míry antropogenního ovlivnění.

zdroj: vlastní zpracování

7.4 Změna ve struktuře krajiny vybraných lokalit

Změna krajinné struktury v zájmových lokalitách byla hodnocena na základě operací s rastrovými ekvivalenty jednotlivých kategorií využívání krajiny v programu ArcMap 10.0. K typologii hlavních změn využití krajiny a ke sledování počtu jednotlivých změn krajinných plošek mezi kategoriemi byla využita extenze *Spatial Analyst* s vybranými integrovanými funkcemi orientovanými na lokální pixelové operace a nástroj *Map Algebra* pro matematické operace s rastry.

7.4.1 Hlavní typy změny mezi kategoriemi využívání krajiny

Celková změna krajinné struktury vychází ze sledování přesunu každé krajinné plošky mezi jednotlivými kategoriemi. Proces celkové změny krajiny pro 8 časových období byl zjednodušen do tabelárního seznamu 14 nejčastějších změn (**Tab. 7.4.1.a**). Prvních 7 typů změn je zobrazeno v mapě (**Obr. 7.4.1.a**), ze které lze vidět místa s nejčastějším typem změny ve využívání krajiny. Celková suma 14 nejčastějších změn (z celkových 2 605 změn) reprezentuje 50% podíl ve výměře sledované oblasti, čili jde o statisticky nejvýznamnější typy změn ve využívání krajiny. Procesy změn ve využívání krajiny lze obecně dělit např. na *zemědělskou intenzifikaci*, kam by spadaly změny využívání krajiny na *ornou půdu*, *vinice*, *chmelnice*, *sady* a *zahrady*, nebo na *urbanizaci*, do které by se řadily změny využívání krajiny na *zastavěnou plochu*, *rekreační plochu* nebo *ostatní plochu* (VÚKOZ, 2012 – 2014).

Kategorie využívání krajiny, u nichž byla sledována změna stavu, odpovídaly klasifikačnímu klíči použitému k hodnocení krajinné struktury, tedy **1** – Orná půda, **2** – Trvale

travní porost, **3** – Les, **4** – Vodní plocha, **5** – Krajina narušená těžbou / skrývka, **6** – Zastavěná plocha, **7** – Ostatní. Posun krajinných plošek z jedné kategorie do druhé měl přímou souvislost s působením těžební činnosti v krajině, následkem čehož byla vyhodnocena postupná změna ze *zemědělské krajiny* na *krajinu využívanou k vodohospodářským účelům*. Výsledkem analýzy hlavních typů změn je v tomto případě osmimístné číslo, kdy počet cifer odpovídá počtu sledovacích období a hodnota cifry odpovídá kategorii využívání krajiny. Např. označení změny C v **Tab. 7.4.1.a** vypadá následovně: 1 – 1 – 1 – 1 – 4 – 4 – 4 – 4, což lze interpretovat jako jednosměrnou změnu z *orné půdy* na *vodní plochu*, která proběhla v 5. sledovacím období, čili v roce 1984. Rozloha této změny zabírala plochu 5,6 % c celkové výměry zájmových lokalit.

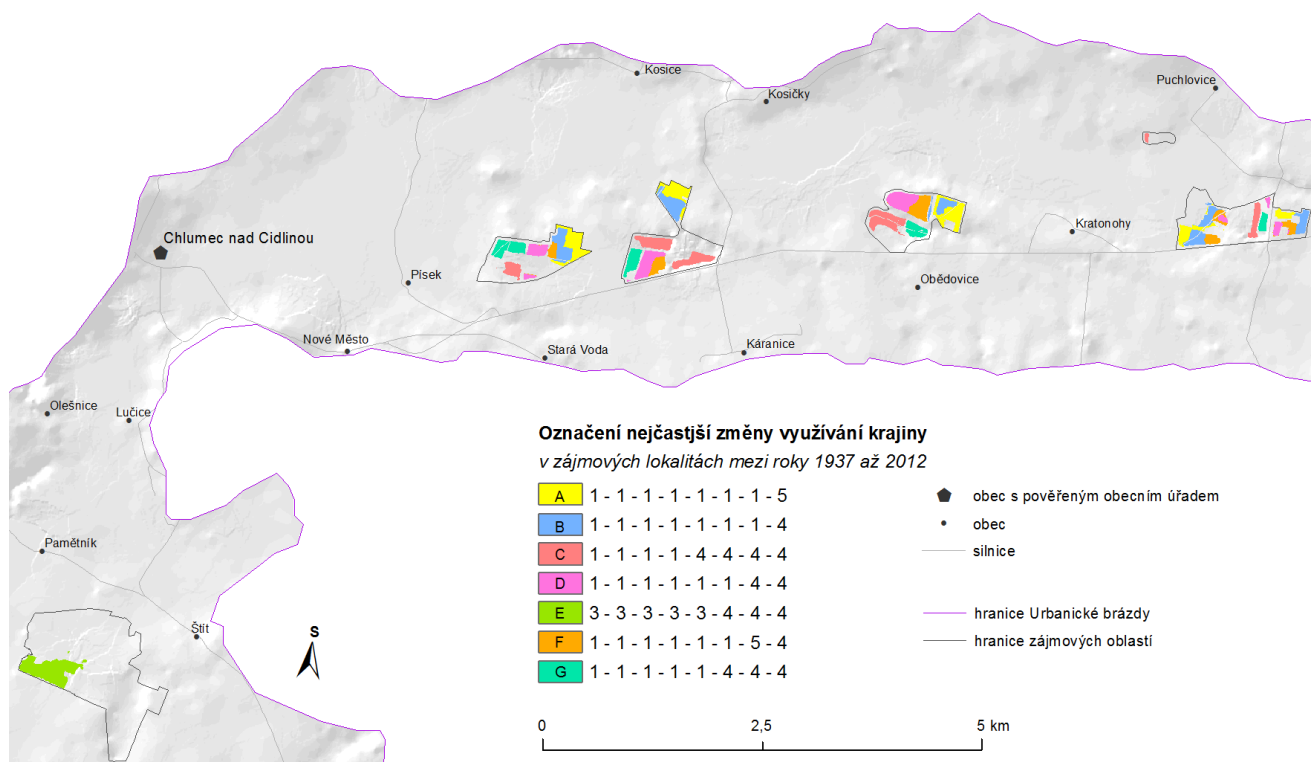
Tab. 7.4.1.a: Hlavní typ změny mezi kategoriemi využívání krajiny v zájmových lokalitách.

Hlavní typ změny využití krajiny									
<i>a procentuální zastoupení změny na celkové výměře zájmových lokalit</i>									
<i>barva v mapě a označení změny</i>	1937	1954	1961-1968	1974	1984	1991	2001	2012	podíl rozlohy v [%]
A	1	1	1	1	1	1	1	5	6,2
B	1	1	1	1	1	1	1	4	5,8
C	1	1	1	1	4	4	4	4	5,6
D	1	1	1	1	1	1	4	4	4,5
E	3	3	3	3	3	4	4	4	3,6
F	1	1	1	1	1	1	5	4	3,6
G	1	1	1	1	1	4	4	4	3,5
H	3	3	3	3	3	3	4	4	2,3
I	3	3	3	3	5	4	4	4	2,2
J	3	3	3	3	3	3	2	4	2,1
K	1	1	1	4	4	4	4	4	2,0
L	1	1	1	1	1	1	1	2	2,0
M	3	3	3	3	3	5	4	4	1,9
N	1	1	1	5	4	4	4	4	1,8
O	1	1	1	1	1	1	1	1	1,7
P	3	3	3	3	3	3	3	4	1,6

zdroj: vlastní zpracování

Z tabulky **Tab. 7.4.1.a** je viditelná nejdramatičtější změna ve využívání krajiny v roce 2012, kdy bylo 6,2 % celkové rozlohy zájmových lokalit přeměněno z kategorie *orná půda* na

kategorii *krajina narušená těžbou / skrývka* a 5,8 % z celkové rozlohy na kategorii *vodní plocha*. Podobně výrazný nárůst změny krajinné struktury, v důsledku zakládání umělých štěrkopískových lomových jezer, byl pozorován v roce 1984, kdy se 5,6 % celkové rozlohy změnilo z kategorie *orná půda* na kategorii *vodní plocha*. Změna krajinné kategorie z *orné půdy* na *krajinu ovlivněnou těžbou / skrývku* nebo *vodní plochu* byla vůbec nejčastějším typem změny ve využívání krajiny. Tento trend byl patrný v typech změn označených písmeny A, B, C, D, F, G, K, N, s tím faktem, že typ N a F, byl specifickým projevem vývoje krajinné struktury ve sledovaném území, kdy se krajina v první fázi změnila z *orné půdy* na *krajinu ovlivněnou těžbou / skrývku* a v druhé fázi na *vodní plochu*. Zajímavá posloupnost v případě změny s označením E, H, I, J, M a P byla územně spjatá s výhradním ložiskem Pamětník, které před začátkem dobývacích prací bylo kompletně zalesněné. Progresivní těžba od roku 1984 změnila většinu *lesní plochy* v této lokalitě na *plochu vodní*.



Obr. 7.4.1.a: Plošná distribuce 7 nejčastějších typů změny ve využívání krajiny.

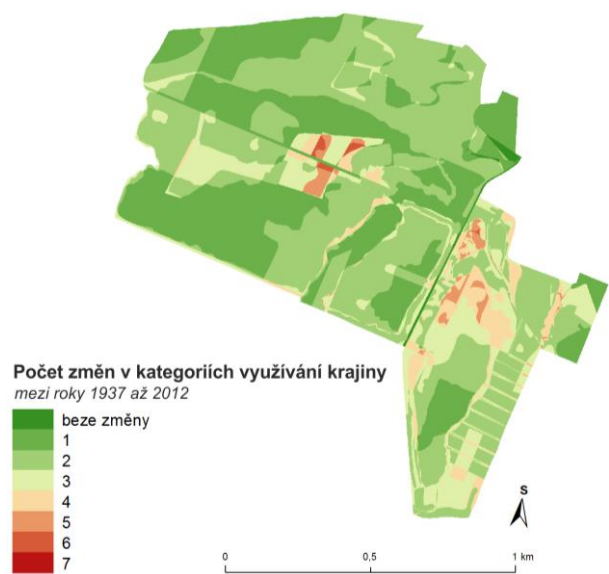
zdroj: ZABAGED[®] – polohopis, vlastní zpracování

7.4.2 Počet změn v kategoriích využívání krajiny

K hodnocení dynamiky vývoje krajinné struktury patří analýza založená na zjišťování, kolikrát došlo ke změně kategorie u jedné konkrétní plošky. Počet změn zpravidla začíná od

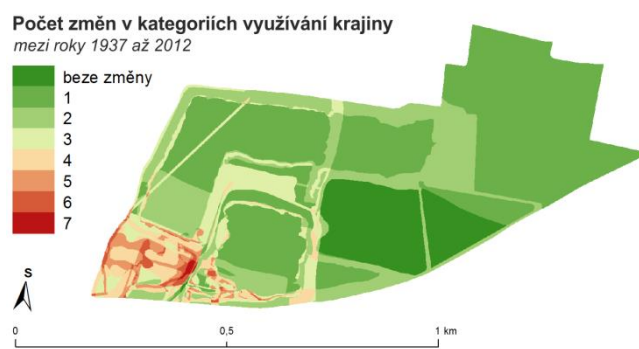
nuly, kdy ve sledovaném území nedošlo k žádné změně ve využívání krajiny, až po maximální možnou změnu, která se odvíjí od počtu časových období. Plošky s nulovými změnami lze definovat jako plošky se **stabilním využíváním** (VÚKOZ, 2012 – 2014).

Počet přemístění plošek z jedné kategorie do druhé byl vizualizován v separovaných zájmových lokalitách. Identifikační čísla lokalit reprezentují místa, pro něž byly pořízeny letecké snímky a číselně odpovídají mapě na obrázku **Obr. 6.2.a**. U lokalit 1, 2, 4 a 6 nabývá škála počtu změn maximální hodnoty (7 změn + kategorie „beze změny“), což je výsledkem vysoké dynamiky ve změně krajinné struktury, protože alespoň 1 pixel o velikosti 1m² změnil svou kategorii v každém sledovacím období. Místa zbarvená v odstínech červené jsou alokována do míst s ranou těžbou štěrkopísků a jsou důkazem intenzivní změny krajinné struktury v důsledku této činnosti.



Obr.7.4.2.a: Zájmová oblast č. 1.

zdroj: vlastní zpracování



Obr.7.4.2.b: Zájmová oblast č. 2.

zdroj: vlastní zpracování

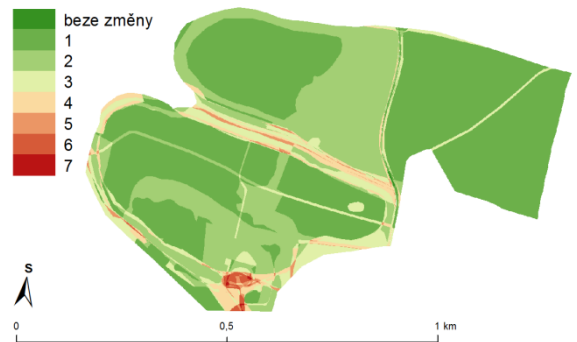
Počet změn v kategoriích využívání krajiny
mezi roky 1937 až 2012



Obr.7.4.2.c: Zájmová oblast č. 3.

zdroj: vlastní zpracování

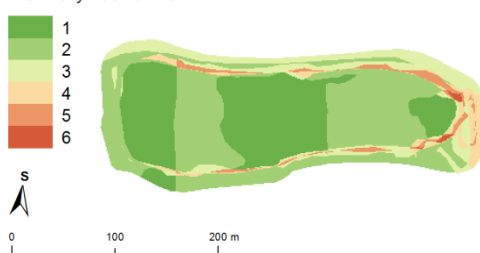
Počet změn v kategoriích využívání krajiny
mezi roky 1937 až 2012



Obr.7.4.2.d: Zájmová oblast č. 4.

zdroj: vlastní zpracování

Počet změn v kategoriích využívání krajiny
mezi roky 1937 až 2012



Obr.7.4.2.e: Zájmová oblast č. 5.

zdroj: vlastní zpracování

Počet změn v kategoriích využívání krajiny
mezi roky 1937 až 2012



Obr.7.4.2.f: Zájmová oblast č. 6.

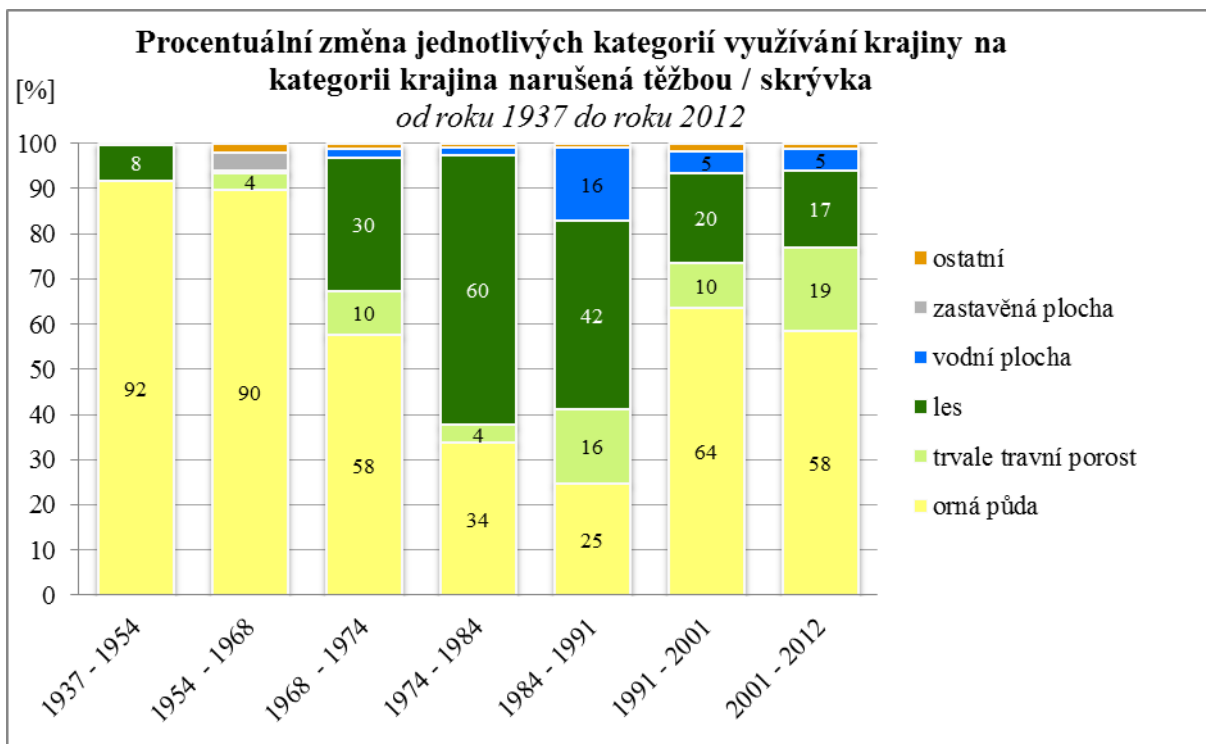
zdroj: vlastní zpracování

7.4.3 Směr změny ve vybraných kategoriích využívání krajiny

Celková změna v krajinných kategoriích byla v této podkapitole specifikována pouze pro takové krajinné kategorie, jejichž vznik a vývoj byl přímo podmíněn těžbou štěrkopísků. Z indexů vývoje heterogenity krajiny bylo zřejmé, že intenzifikace těžby měla vliv na dynamiku výskytu *krajiny narušené těžbou / skrývky a vodní plochy*. Směr přesunu krajinných

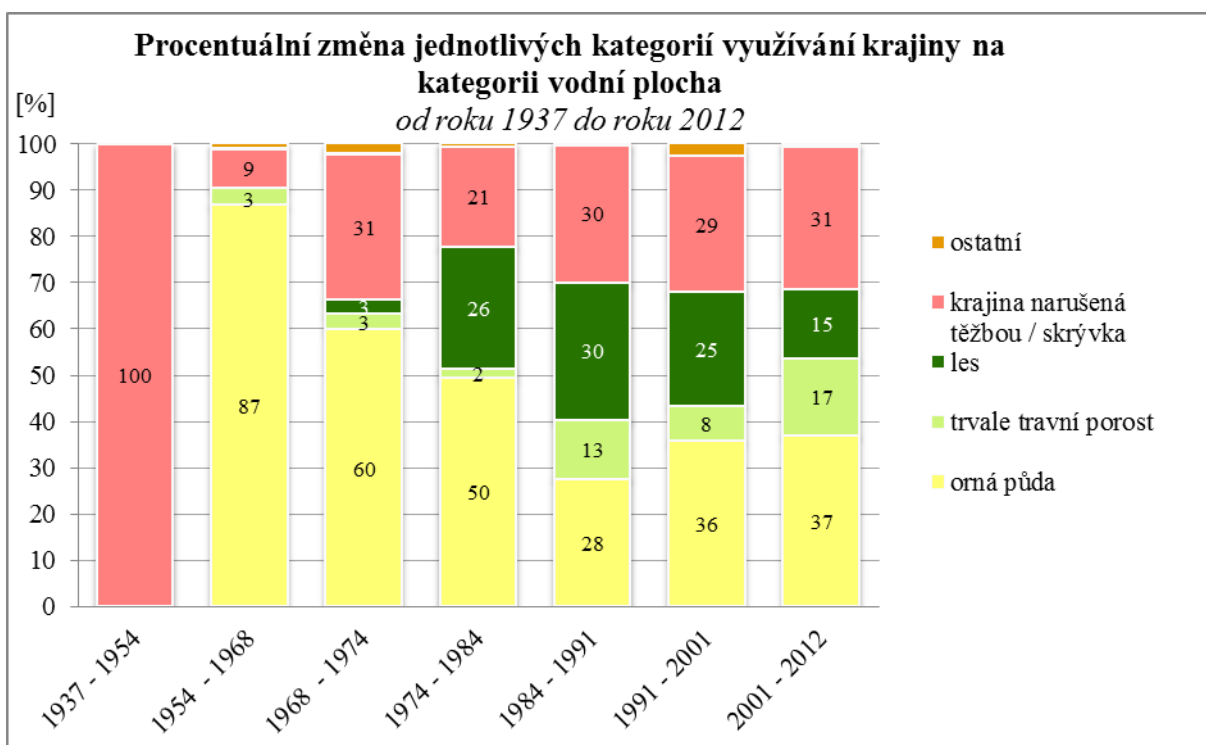
plošek byl sledován z jednotlivých výchozích kategorií do cílové kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka* a kategorie *vodní plocha* (**Tab. 7.4.3.a** a **Tab. 7.4.3.b**). První graf **Obr. 7.4.3.a** vyjadřuje procentuální poměr plochy, která byla mezi jednotlivými sledovacími obdobími přesunuta ze své kategorie do kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka*. Vznik této kategorie vycházel do roku 1968 z více 90 % z *orné půdy*. Následný pokles procentuálního zastoupení výchozí kategorie *orné půdy* vystřídala mezi roky 1974 – 1991 kategorie *lesních ploch*. Nárůst intenzity těžby v lesních porostech na výhradním ložisku Pamětník kulminoval v roce 1984, kdy na výchozí kategorii *lesních ploch* připadalo 60 % změny. Mezi roky 1991 – 2012 byla opět *orná půda* tou krajinou kategorií, ze které vznikala *krajina narušená těžbou / skrývka* nejvíce. Změna procentuálního zastoupení výchozích kategorií koreluje s rokem založení těžby v zemědělsky využívané krajině nebo v lesnický využívané krajině u obce Pamětník. Ve většině případů to je právě polnohospodářská krajina Urbanické brázdy, která musela ustoupit těžbařským záměrům člověka.

Obr. 7.4.3.b vyjadřuje genezi krajinné kategorie, u níž se předpokládá sekundární výskyt v důsledku těžby šterkopísků. Jelikož v krajině Urbanické brázdy probíhala těžba prakticky ve všech případech z vodní hladiny, je vznik kategorie *vodní plochy* podmíněn intenzitou těžby. Z pozorování stavu krajinné struktury v jednotlivých sledovacích obdobích, déle z analýzy hlavních typů změn mezi kategoriemi využívání krajiny a také z výsledků uvedených v grafu **Obr. 7.4.3.a**, je možné identifikovat logickou posloupnost směru změny. Primární kategorie, jejíž vznik souvisí přímo s těžbou, je kategorie *krajina narušená těžbou / skrývka*. Z ní potom vychází sekundární kategorie vzniklá v důsledku těžby, a to kategorie *vodní plocha*. Z grafu **Obr. 7.4.3.b** je možné uvedený předpoklad doložit, protože krajina *narušená těžbou / skrývka* jako předstupeň ke konečnému stádiu *vodní plochy* představuje relativně vysoký podíl mezi výchozími kategoriemi. Intenzifikace těžby mezi rokem 1937 a rokem 1954 nebyla tak vysoká, aby postihla jiné krajinné kategorie než *krajinu narušenou těžbou / skrývku*. Mezi roky 2001 a 2012 vycházelo již zhruba 20 ha. vodních ploch z *krajiny narušené těžbou / skrývky*. V grafu není uvedena kategorie *zastavěná plocha*, protože z ní mezi roky 1937 – 2012 nevznikla žádná *vodní plocha*. Tabulky, z nichž vycházely výpočty obou grafů, jsou součástí příloh práce [**PŘÍLOHA 5**].



Obr. 7.4.3.a: Procentuální změna jednotlivých kategorií na krajinu narušenou těžbou / skrývku.

zdroj: vlastní zpracování



Obr. 7.4.3.b: Procentuální změna jednotlivých kategorií na vodní plochu.

zdroj: vlastní zpracování

7.5 Komentář výsledků vzhledem ke stanoveným hypotézám

Vývoj krajinné struktury byl sledovaný na řadě krajinných indexů z oblasti metriky krajiny, jejichž smyslem bylo podat celkovou představu o změně krajinné metriky a změně heterogenity krajinné struktury. Počet krajinných kategorií se nemohl v čase měnit, neboť byl stejný pro všechna sledovací období. Vnitrotřídní rozmanitost krajinné struktury, reprezentovaná počtem plošek v každé kategorii, se mohla v čase měnit a představovala primární objekt zájmu většiny analýz. Z výsledků bylo možné pozorovat změnu krajinné struktury v dlouhodobém trendu označovaném jako homogenizace a unifikace krajiny. Homogenizací docházelo ke ztrátě vnitrotřídní diverzity snižováním počtu krajinných plošek, především v kategorii *orné půdy*. Celková heterogenita krajiny dosahovala nejnižších hodnot v roce 1974, kdy ve sledované oblasti bylo pouhých 91 plošek. Relativní zvýšení celkové heterogenity krajiny, označované jako heterogenizace nebo fragmentace krajiny, bylo dáno těžbou šterkopísků. Zásahy člověka v zemědělské krajině scelováním plošek *orné půdy*, měly za následek prvotní dramatické snížení heterogenity krajiny. Druhotný nárůst heterogenity v posledních letech byl způsoben vyrovnáváním počtu plošek v rámci jednotlivých kategorií v důsledku těžby šterkopísků. Předpokládanou hypotézu **H1** o průběžném snižování heterogenity krajiny se podařilo dokázat z poloviny, protože roky 1937 a 1954 se vyznačovaly nízkou mírou celkové vyváženosti krajiny, ale vysokou mírou celkové heterogenity, na rozdíl od následujících období, které se vyznačovaly nízkou mírou celkové heterogenity krajiny, ale zato vyšší mírou vyváženosti, čili vnitrotřídní rozmanitosti.

Dynamika vývoje krajinné struktury v zájmových lokalitách byla natolik zásadní, že **stabilní plochy**, čili plochy, ve kterých během sledovacího období nedošlo k žádné změně využívání krajiny, představovaly pouhých 7,7 ha z celkových 378,4 ha, tedy zhruba 2 % z celkové rozlohy. Z těchto 2 % tvořil typ „změny“ z *orné půdy* na *ornou půdu* (označený kódem 1 – 1 – 1 – 1 – 1 – 1 – 1 – 1) celých 1,7 %. Lokace této stabilní plochy je vidět na obrázku **Obr.7.4.2.b** v místě s nejsytějším odstínem zelené barvy. Hodnota 0,3 % z celkové rozlohy stabilních ploch tak připadala na součet ostatních typů nezměněného využívání krajiny. Celková změna krajinné struktury, respektive změna ve využívání krajiny, přesahovala kritickou hodnotu hladiny pravděpodobnosti 95 %. Na základě těchto výsledků bylo možné vyslovit závěr, že v průběhu časového horizontu od roku 1937 do roku 2012, došlo k celkové změně využívání krajiny. Stanovená hypotéza **H2** tak byla zcela potvrzena.

Koeficient ekologické stability přinesl zajímavé výsledky. Přes intenzifikaci těžby od sledovacího období 1984, se ekologická stabilita krajiny zvýšila, a to hned dvakrát. Těžba v krajině tedy neprokázala takový efekt, který byl předpokládán před začátkem hodnocení

krajinné struktury, její diverzity a stability. Navzdory nezvratným zásahům člověka do krajiny a ztrátě paměti krajiny se ukázalo, že vznik nových krajinných struktur v důsledku těžby štěrkopísků má v krajině Urbanické brázdy pozitivní vliv na ekologickou stabilitu. Tento jev potvrdil i vývoj Koeficientu míry antropogenního ovlivnění. Argumentace podložená výsledky obou koeficientů definitivně vyvrátila stanovenou hypotézu **H3**, že vliv těžby bude degradovat prvky krajinné struktury do stavu labilních ekosystémů a negativně postihne ekologickou stabilitu nových krajinných prvků vzniklých v důsledku těžby.

8 SOUČASNÁ KRAJINNÁ STRUKTURA URBANICKÉ BRÁZDY

Současná krajinná struktura Urbanické brázdy vytváří kompaktní systém druhotné krajinné struktury, který je vyjádřený krajinnými prvky, složkami a jejich fyziognomickou (tvarovou) charakteristikou v určitém prostorovém uspořádání s dominantním zastoupením zemědělských ploch.

8.1 Klasifikace krajinných prvků Urbanické brázdy

Volba klasifikačního klíče pro hodnocení současné krajinné struktury Urbanické brázdy vycházela z aktuálního využívání krajiny a z metodiky mapování druhotné krajinné struktury podle PUCHEROVÉ in KABOUREK (2012). Metodika pro výběr krajinných kategorií byla oproti předchozí kapitole rozdílná v tom, že postihla širší spektrum krajinných kategorií. Kromě převzatých kategorií byla do seznamu zařazena i kategorie „*krajina narušená těžbou / skrývka*“, jelikož jde o typ krajinného prvku, který je pro Urbanickou brázdu nezanedbatelný. Výčet kategorií a jejich absolutní i relativní zastoupení ukazuje tabulka **Tab. 8.1.a**, kde je vidět, jak se *Krajinné prvky* slučují v hierarchicky vyšší úroveň *Podskupiny krajinných prvků* a následně ve *Skupiny krajinných prvků*, které představují základní způsob využívání krajiny. Poměrové zastoupení skupin krajinných prvků v Urbanické brázdě vyjadřuje **Obr. 8.1.a**.

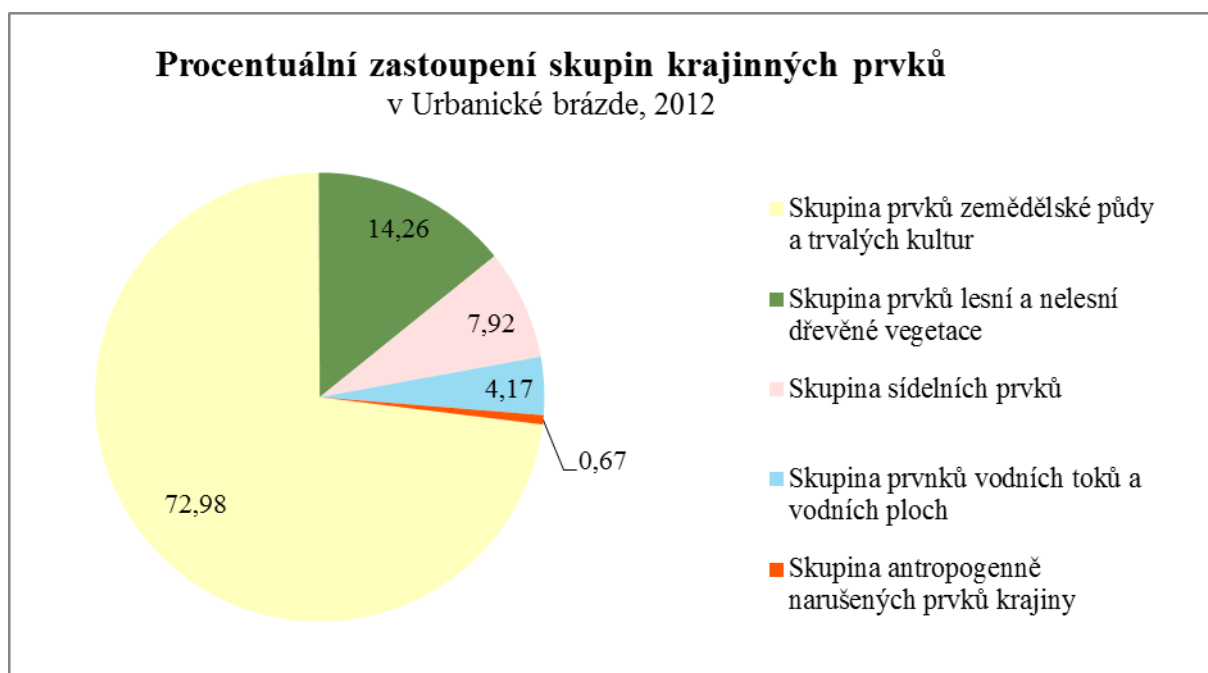
Součástí diplomové práce je volně přiložená mapa využívání krajiny v Urbanické brázdě, která je primárním a originálním výstupem z této kapitoly. Mapa byla digitalizovaná na základě dostupných WMS služeb Národního geoportálu INSPIRE, ČÚZK s aktuální platností vybraných datových vrstev k roku 2012. Pro správné zatřídění krajinných ploch ze *Skupiny prvků zemědělské půdy a trvalých kultur* byl využit mapový portál LPIS – Veřejný registr půd v ČR, který je v gesci Ministerstva zemědělství (MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ, 2004). K identifikaci krajinných prvků přispěla i samotná znalost zájmového území. Slovní popis prostorové organizace a poměrného zastoupení jednotlivých krajinných prvků v zájmovém území podává spolu s mapou využití území jedinečnou a komplexní představu o současné krajině Urbanické brázdy.

Tab. 8.1.a: Kategorie krajinných prvků v Urbanické brázdě, 2012.

Kategorie krajinných prvků					
v Urbanické brázdě, 2012					
Skupina krajinných prvků	Podskupina krajinných prvků	Krajinný prvek	Rozloha		Délka
			[ha]	[%]	[km]
<i>Skupina prvků zemědělské půdy a trvalých kultur</i>	Prvky polního hospodářství	Orná půda	5528,29	60,09	-
	Trvalé kultury	trvale travní porost, stálá pastvina	948,08	10,31	-
		ovocný sad	114,44	1,24	-
		travobylinný porost se zastoupením dřevin	113,68	1,24	-
	Meze	mez	9,76	0,11	-
<i>Skupina prvků lesní a nelesní dřevěné vegetace</i>	Souvislé lesy	smíšený les	615,79	6,69	-
		listnatý les	160,76	1,75	-
		jehličnatý les	40,62	0,44	-
	Nesouvislý lesní porost	nesouvislý lesní porost	74,28	0,81	-
	Lesní školky	lesní školka se zastoupením starších dřevin	70,37	0,76	-
		lesní školka	34,98	0,38	-
	Maloplošné porosty dřevin	lesík	47,80	0,52	-
	Liniová dřevinná vegetace	souvislá stromová liniová vegetace	218,55	2,38	-
nesouvislá stromová liniová vegetace		49,15	0,53	-	
<i>Skupina sídelních prvků</i>	Plochy v sídlech	zahrada při domech	382,08	4,15	-
		ostatní plocha v sídlech	166,17	1,81	-
		zastavěná plocha	106,38	1,16	-
		sportovní plocha	24,59	0,27	-
	Manipulační a zpevněné plochy	manipulační a zpevněná plocha	49,23	0,54	-
<i>Skupina prvků vodních toků a</i>	Vodní toky s trvalým tokem	vodní tok	35,33	0,38	168,49

<i>Skupina prvků vodních ploch</i>	Vodní plochy	vodní plocha	301,02	3,27	-	
	Zamokřené a podmáčené plochy	silně podmáčená plocha, bažina, močál	47,07	0,51	-	
<i>Skupina antropogenně narušených prvků krajiny</i>	Plochy narušené těžbou	krajina narušená těžbou, skrývka	54,45	0,59	-	
	Skládky	skládky	6,96	0,08	-	
<i>Skupina prvků dopravy</i>	Železnice	železniční trať	-	-	25,06	
	Účelové komunikace zpevněné	dálnice		-	-	3,75
		silnice 1. třídy		-	-	20,41
		silnice 2. třídy		-	-	5,91
		silnice 3. třídy		-	-	60,42
	Účelové komunikace nezpevněné	udržovaná cesta		-	-	69,38
		neudržovaná cesta		-	-	127,61

zdroj: vlastní zpracování



Obr. 8.1.a: Procentuální zastoupení skupin krajinných prvků v současné druhotné krajině Urbanické brázdy.

zdroj: vlastní zpracování

8.2 Popis krajinných prvků Urbanické brázdy

Zásahy do krajiny Urbanické brázdy v minulosti byly především povahy systematické zemědělské činnosti, díky které docházelo k odlesňování a nahrazování primárního druhového společenstva sekundárním. Zbytky lesního prostu byly živé ještě v druhé polovině 19. století, neboť v obcích byly časté bažantnice, lovecké spolky i obory s chovem zvěře. Následný zánik rybníční soustavy, vysoušení mokřadů a podmáčených luk ve prospěch orné půdy způsobil ztrátu stabilních ekosystémů a přispěl k homogenizaci krajinného rázu. Neúměrná spotřeba dřevní hmoty a rozorání značných ploch luk a jejich znovu osetí travami za použití umělých hnojiv a pesticidů v 70. a 80. letech 20. století jen umocnilo ztrátu druhové diverzity, ekologické stability a mimo jiné i zaplavení plevelným šťovíkem (*Rumex obtusifolius*) (RYBÁŘ, 2000). Historicky poslední významný zásah do krajiny Urbanické brázdy mají na svědomí nové antropogenní prvky reliéfu v důsledku povrchové těžby štěrkopískových sedimentů.

Základní a relativně homogenní současnou krajinnou složkou Urbanické brázdy jsou odlesněné plochy s vysokou přidanou hodnotou energetických vstupů, které jsou reprezentovány kvalitní ornou půdou. Ta je zde zastoupena především půdním typem černice a černozemě s hlubokohumózním horizontem 0,4 – 0,6 m o vysokém až nejvyšším produkčním potenciálu (NĚMEČEK, 2004). Rozloha orné půdy zabírá zhruba 60 % z celkové rozlohy. Rozsáhlé homogenní celky orné půdy jsou dědictvím scelování půdy v 70. a 80. letech 20. století. V kategorii krajinných prvků zemědělské půdy a trvalých kultur doplňují ornou půdu ovocné sady, trvale travní porosty (stálé pastviny), trvobylinné porosty se zastoupením dřevin a meze. Stálé pastviny dosahují relativně významného zastoupení přes 10 %, přestože nejsou v krajině zcela typickým prvkem na rozdíl od ovocných sadů, které mají v Urbanické brázdě svou tradici a na určitých místech vytváří typickou krajinnou mozaiku. Prvky zemědělské krajiny jsou ostrůvkovitě doplněny lesním porostem s částečně zachovalou přirozenou druhovou skladbou a s dominantním zastoupením dubu, především na acidofilních stanovištních štěrkopískového substrátu. Dle využití kategorizace zde mají dominantní postavení smíšené lesy, jejichž procentuální podíl na celkové rozloze Urbanické brázdy je přes 6 %. Relativně významný prvek ze skupiny prvků lesní a nelesní dřevěné vegetace je souvislá liniová vegetace, která přispívá k fragmentaci krajiny. Podél vodních toků a cest vytváří koridory a obohacuje krajinu o pozitivní ekologický rozměr, především těsné blízkosti řeky Cidliny a Bystřice. Mezi další dřeviny se zde řadí monokultury borovice a smrku, které pokrývají plochu zhruba 0,5 % a jsou vázány převážně do míst ovlivněných zásahy člověka, jako je např. v místě bývalého dobývacího prostoru Štít, který byl lesnický rekultivován

umělou výsadbou smrku. Krajinný ráz Urbanické brázdy doplňují časté vodní plochy a vodní toky, které jsou z hlediska krajinné ekologie velmi zajímavé (Třesický rybník) nebo naopak ekologicky zcela ochuzené s nízkou druhovou diverzitou (oblasti současné povrchové těžby, např. lokalita u obce Písek, nebo u obce Pamětník). Kromě Třesického rybníka a soustavy spojených rybníků Svinče, Vysušil, Vondránek a Řepíček, jsou vodní plochy Urbanické brázdy výhradně umělá šterkopísková lomová jezera, která jsou buď zbytková po ukončené těžbě, nebo stále narušovaná těžbou z vodní hladiny. Rozloha vodní plochy dosahuje poměrného zastoupení přes 3 % z celkové výměry zájmového území a délka vodních toků dosahuje zhruba 168,5 km. Dlouhá říční síť je dána řadou územních specifíků komentovaných v kapitole zabývající se hydrologií oblasti. Z pohledu biogeografie a ekologického potenciálu krajinné struktury jsou *Přírodní památka (PP) Pamětník* a biocentra regionálního významu *Luhy u Mlékosrb, Třesický rybník a Roudnice* jedinými lokalitami s vyšší mírou ekologické stability. V prostředí kulturní zemědělské krajiny Urbanické brázdy se také vyskytuje chuzená fauna nižších poloh převážně hercynského původu, jako je havran polní (*Corvus frugilegus*), či břehule říční (*Riparia riparia*) (CULEK, et al., 2005). Ze skupiny sídelních prvků a prvků krajiny narušených antropogenní činností jsou významné plochy kategorizované jako zahrady při domech. Jejich rozloha přesahuje 4 %, což je dáno venkovským typem osídlení s převažující zástavbou rodinných domů a přilehlých zahrad. Krajina narušená těžbou / skrývkou nabývá hodnoty 0,59 %, tedy zhruba stejné výměry, kterou v území představuje jehličnatý les. Nejvýznamnější prvky socioekonomické sféry disperzně rozmístěné sídelní objekty, těžební prostory, železniční a silniční spoje s nejvýznamnějším silničním tahem II/611 ve směru Hradec Králové – Chlumec nad Cidlinou a úsekem dálnice D11 v délce přes 3 km. Skupina prvků dopravy má sice v krajině zanedbatelnou výměru, ale v součtu délek jednotlivých komunikací všech úrovní a železnic nabývá hodnoty přes 300 km. Liniové prvky krajinné struktury tak přispívají ke zvyšování fragmentace krajiny a zároveň narušují přirozené migrační koridory pro živočišné druhy a fungují jako bariéry pro výměnu látek, materiálů a informací mezi ekosystémy.

9. MOŽNOSTI PRAKTICKÉHO VYUŽITÍ ŠTĚRKOPÍSKOVÝCH JEZER

Česká legislativa v oblasti rekultivačních úprav zavazuje původce těžby k takovému postupu rekultivace, na jehož konci bude v místě těžby stejný typ povrchu, jaký zde byl před začátkem těžby. Pokud byla těžba lokalizována do míst s lesním porostem, stanovuje Lesní zákon č. 289/1995 Sb. lhůtu dvou let, do kdy má být prostor bývalé těžby opět zalesněn. Výjimkou je těžba z vodní hladiny, protože tou dochází k nezvratným změnám v krajině a není možné vzniklé štěrkopískové jezero přeměnit na původní typ krajinného povrchu (ŘEHOUNEK, 2008). V takovém případě se uplatňuje rekultivace hydrická s úpravou břehových linií, která s sebou často nese osázení břehů vegetací nízkého patra, v horším případě monokulturou borovice. Těžba v Urbanické brázdě probíhá prakticky výhradně z vody s následným využitím jako prosté vodní plochy bez rekreačního účelu. Mezi základní možné funkce rekultivované krajiny lze řadit ekologickou, rekreační a estetickou nebo produkční funkci. Štěrkopísková jezera v Urbanické brázdě neplní žádnou z těchto funkcí, kromě retenční funkce vody v krajině a produkce kaprovitých ryb s dominantním zastoupením kapra obecného (*Cyprinus carpio*), která ale slouží především sportovnímu rybaření. Možnostem využití umělých vodních ploch v zemědělské krajině se věnoval např. MATĚJČEK (1999, 2001), ŘEHOUNEK (2008, 2010) a další autoři, kteří hodnotili mimo jiné i potenciální ekostabilizační funkci štěrkopískových jezer. Způsob ochrany těchto stabilních ekosystémů by měl být definován již před zahájením těžby s možnou úpravou zadání podle aktuálních podmínek v průběhu vlastní těžby. Autoři připisují velký význam biologické obnově, v rámci které by měla samovolná sukcese postihnout alespoň 20 % rozlohy těžby, a to v biologicky nejcennějších částech. Fragmentace krajiny do podoby většího počtu menších jezírek a tůní je již ideální stav, kterému by mělo předcházet legislativní opatření. Nejhodnotnější stanoviště by měly být vyhlášeny jako zvláště chráněná území nebo by měly být alespoň registrovány jako významné krajinné prvky.

9.1 Štěrkopísková jezera jako potenciální zdroj pitné vody

Mezi alternativními způsoby využití štěrkopískových jezer lze uvažovat o ochraně vodních ploch jako o potenciálním zdroji pitné vody. Takovýmto způsobem bylo v minulosti využíváno např. Chomoutovské jezero u Olomouce. Po ukončení těžby v roce 1968 bylo krátce využíváno jako zdroj pitné vody pro Olomouc, později bylo evidováno jen jako záložní zdroj pitné vody. Přirozené procesy stárnutí jezera, zanášení kalem a počáteční stádium

eutrofizace v mělkých hloubkách postupně zhoršily možnosti vodohospodářského využití. Výhodná lokace jezera a jeho samostatný výskyt eliminoval potenciální hrozbu kontaminace podzemními vodami z případných okolních jezer. Přesto ukončená první fáze revitalizace v roce 1992 koncepčně směřovala k vytvoření mělkého mokřadu s lepšími podmínkami pro širokou škálu vodních mokřadních druhů a organismů, na jejímž konci bylo vypuštění 5 bobrů evropských (*Castor fiber*) a stanovení Přírodní Památky (PR) Chomoutovského jezera (KOPPOVÁ, 2007).

S možným využitím štěrkopískových jezer jako zdrojů pitné vody v Urbanické brázdě v současnosti nepočítá žádný rekultivační plán. Využívání jezer k tomuto účelu brání hydrogeologické podmínky Urbanické brázdě. Podzemní vody kvartérních štěrkopískových sedimentů mají mineralizaci v rozmezí 500 – 900 mg·l⁻¹ a jsou zpravidla tvrdé. Výskyt koncentrace některých složek podzemní vody (NO₃⁻, tvrdost či mineralizace) v důsledku intenzifikace mechanického zemědělství se od 90. let 20. století postupně stabilizuje. Přesto i v současnosti dochází k lokálnímu narušování podzemní vody antropogenními prvky, jako jsou NO₃⁻, NH₄⁺ apod. (Šeda, 1992). Potenciálně nejzranitelnější lokality v jakosti podzemní vody jsou situovány do oblastí přímo zasažených těžbou štěrkopísků, která vede k lokálním změnám v tlakových poměrech a tím i k poklesu podzemní vody v okolí štěrkopískoven. Na znečištění povrchových a podpovrchových vod se do značné míry podílí i střediska průmyslové výroby v Hradci Králové a Pardubicích. Zvýšené obsahy prvků Li a As pocházejí z úletů tepelných elektráren Opatovice nad Labem a Chvaletice (Barnet, et al., 1992). Většina štěrkopískoven se navíc vyskytuje v místech podél významného silničního tahu II/611, takže jsou vystaveny přímému vlivu dopravních exhalací.

- *Hypotetické využití* jezer k tomuto účelu naráží na systém podzemních vod, které mezi sebou propojují jednotlivá štěrkopísková jezera ve směru od východu k západu. Případné změny v tlakových poměrech nebo chemizmu podzemní vody v místě jednoho štěrkopískového jezera, by měly vliv na štěrkopískové jezero určeného k ochraně pitné vody. Navíc bezprostředně po ukončení těžby se sice v jezerech vyskytuje podzemní voda o vyšší kvalitě než voda povrchová, ale jako následek zastaveného procesu narušování hladiny těžbou, se jezero začne usazovat kalem a zpomaluje se i jeho přirozená samočistící funkce.
- *Praktické využití* jezer k tomuto účelu naráží nejen na legislativní postup, kdy se již při otvírce dobývacího prostoru počítá s jistým způsobem jeho rekultivace. Rybí obsázka,

kteřá se často vyskytuje v jezerech již v průběhu těžby, působí negativně na kvalitu vody. Stejně negativně působí na kvalitu vody i malá hloubka šterkopískových jezer, která je náchylná k rychlejšímu postupu eutrofizace. Odnětí zemědělského půdního fondu (ZPF) vlastníkům parcel před zahájením těžby, je jim opět navraceno do osobního vlastnictví až po ukončení rekultivačních prací. Pokud by došlo ke změně konečného využívání šterkopískového jezera, musel by se najít i souhlas se všemi vlastníky, stejně jako by se s nimi musela řešit pravděpodobná finanční kompenzace.

Stanovením některého rekultivovaného jezera jako potenciálního zdroje pitné vody by vyžadovalo podrobnější analýzu s hydrologickým a hydrogeologickým měřením kvality vody a definování konkrétních hrozeb. Nicméně na základě uvedených argumentů lze jen těžko počítat s takovou variantou. O něco větší naděje mají prostory, kde těžba stále probíhá a je ještě možné v přiměřených mezích upravovat rekultivační plán. Přesto nevyužití potenciál šterkopískových jezer nemusí být spatřován pouze v jejich využití jako zdrojů pitné vody, ale především v jejich využití k ochraně životního prostředí, jako ekologicky stabilních a hodnotných ekosystémů krajiny.

9.2 Šterkopísková jezera jako ekologicky stabilní ekosystémy

Ekologická stabilita prostředí reaguje především na míru zatěžování krajiny a také na způsob a formu jejího využívání. Právě z pohledu antropogenního využívání, může být krajina vnímána jako limitující faktor vývoje společnosti, ale také jako významný *přírodní zdroj* (LÖW, 1995). Přírodní zdroj je definován jako určitý typ látky, energie nebo procesů v přírodním prostoru krajiny, které slouží k uspokojení produktivních a neproduktivních potřeb lidské společnosti. Předpoklady krajiny pro její využívání z hlediska zisku přírodního zdroje se označují jako *potenciál krajiny*. Přírodní, neboli krajinný potenciál, vyjadřuje vhodnost krajiny k jistému užívání. Každá krajina s přírodním potenciálem má své limity, které vymezují míru možného zatížení antropogenní činností. Potenciál krajiny je nutné využívat v přijatelné míře, aby nebyla překročena *únosná kapacita krajiny* a nedošlo tak k jejímu ekologickému zhroucení (LIPSKÝ, 1998).

Ekologicky zajímavých lokalit se v Urbanické brázdě vyskytuje naneštěstí minimum. Mezi ně lze řadit Přírodní památku Pamětník a regionální biocentra Luhy u Mlékosrb, v oblasti Třesického rybníka a u obce Roudnice. Nevyužitý ekostabilizační potenciál krajiny je tak příležitostí pro zapojení šterkopískových jezer do Územního systému ekologické stability (ÚSES), neboť výsledky indexů ekologické stability jasně potvrdily přímou

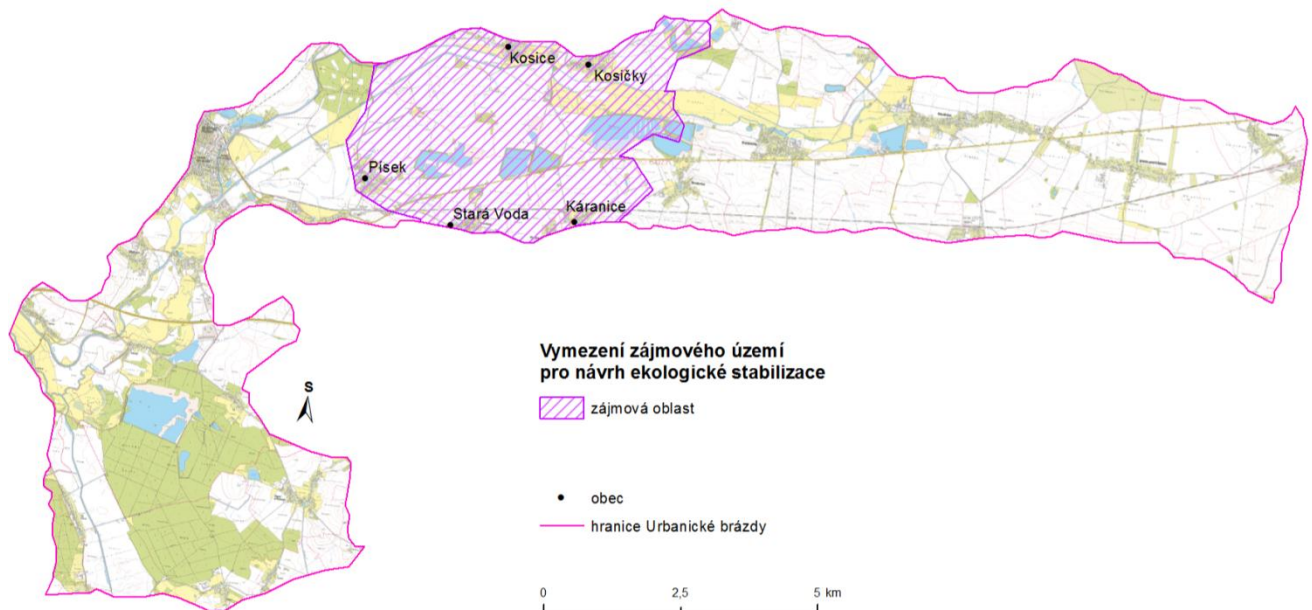
souvislost nárůstu stability krajiny s nárůstem rozlohy vodních ploch. Cílená biologická ochrana těchto vodních ploch by měla za následek zachování ekologické stability krajiny v místech vytěžených štěrkopískoven, které by mohly vytvořit prvek o vyšší hodnotě v relativním srovnání s jejich okolím, jež je tvořeno především ornou půdou. Z pohledu zadržování vody v krajině je výskyt štěrkopískových lomových jezer v Urbanické brázdě pozitivním jevem. Pozitivní je i fragmentace krajinné mozaiky zemědělské kulturní krajiny v důsledku těžby. Z pohledu ekologické stability je naopak současný problém zvýšená rybní obsázka, která zabraňuje rozšíření obojživelníků, riziko eutrofizace a druhová skladba bylinné vegetace a dřevěné vegetace v blízkosti jezer, která není nijak pestrá ve své druhové a věkové skladbě. Nehledě na to, že např. borovice a smrky, které se zde po rekultivaci okrajů štěrkopískových jezer uchytí nejlépe, nejsou původním druhovým společenstvem v krajině Urbanické brázdy a na rozdíl od ovocných stromů, jejichž potenciál k těmto účelům zatím bohužel nebyl využit, nedosahují takové krajinně-ekologické hodnoty.

9.2.1 Postup tvorby návrhu ekologické stabilizace zájmové oblasti

Za účelem poskytnutí jistého nadhledu do problematiky ekologické stabilizace krajiny, byly využity informace o historickém stavu zájmovém území, kdy krajina měla zcela jiný ráz a plnila jinou funkci než dnes. Jako inspirace pro možný budoucí rozvoj zájmové oblasti, byly využity Císařské otisky stabilního katastru z roku 1841 ve srovnání s ortofotomapou ČR z roku 2012. Na základě těchto datových vrstev bylo hodnoceno využívání krajiny (**Obr. 9.2.1.a, Obr. 9.2.1.b**), procentuální zastoupení stabilních ekosystémů (**Obr. 9.2.1.c, Obr. 9.2.1.d**) a koeficient ekologické stability. Hodnocení využití území vycházelo z metodiky podle PUCHEROVÉ in KABOUREK (2012). Mapy, grafy a slovní hodnocení výsledků je součástí příloh této práce ([**PŘÍLOHA 6**]).

9.2.1.1 Vymezení zájmové oblasti

Pro návrh na zachování ekostabilizačního potenciálu štěrkopískových jezer, byla zcela účelně vybrána zájmová oblast v centrální části Urbanické brázdy. Zde se vyskytuje několik jezer ve všech fázích těžby (rozšiřující se těžba, probíhající, v konečném stádiu a po rekultivaci). V síti ÚSES se zde nachází prostor pro eventuální doplnění některého ze stabilních prvků kostry ekologické stability, kterými jsou právě vodní plochy v krajinné mozaice orné půdy. Jelikož bylo snahou zaznamenat přítomnost stabilních ekosystémů a detekovat vodu v krajině, která zde hrála v minulosti významnou roli, byly hranice zájmové oblasti vytyčeny na základě katastrálních hranic obcí z Císařských otisků (**Obr. 9.2.1.1.a**).



Obr. 9.2.1.1.a: Vymezení zájmové oblasti pro návrh ekologické stabilizace na mapě ZM10 ČR.

zdroj: CENIA – česká informační agentura životního prostředí (2010), vlastní zpracování

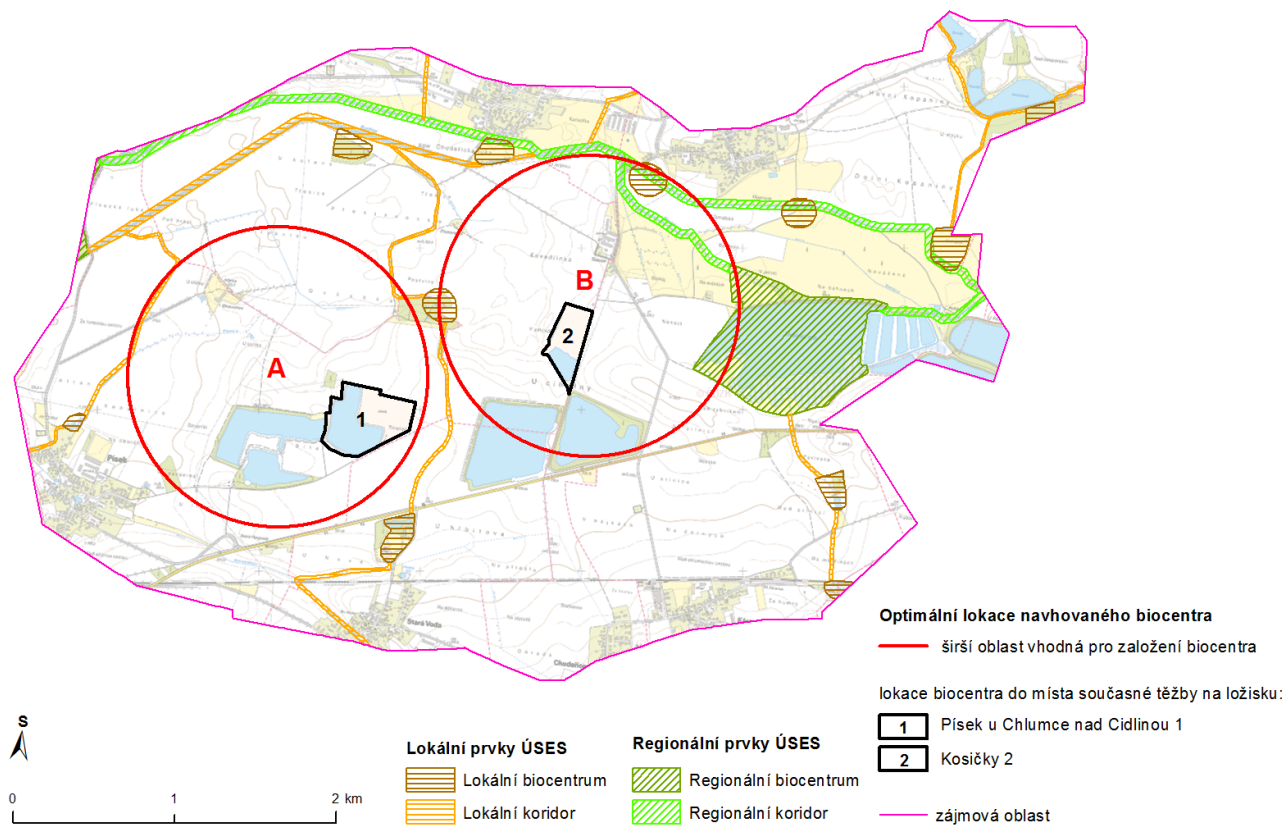
9.2.1.2 Lokace návrhu ekologické stabilizace

Při vymezování prvků ÚSES má praktický význam *princip relativního výběru*, díky němuž se do kostry ekologické stability dají zařadit i ekosystémy se společenstvy méně hodnotnými z hlediska jejich ekologické stability. LÖW (1995) uvádí příklad, kdy segmentem ÚSES se může stát např. i akátový lesík v bezlesé polní krajině, který slouží jako útočiště některým živočišným organismům. Smyslem praktického ÚSES by měla být v první řadě snaha využívat již existující krajinné hodnoty a to i přesto, že jejich absolutní ekologická hodnota není nijak výrazná, ale v relativním srovnání s okolní krajinou je přesto cennější. Plán ÚSES je povinnou součástí mimo jiné i Územně plánovací dokumentace (ÚPD), která předchází Územnímu plánu obce (ÚP). ÚPD je závaznou právní normou pro definování veřejně prospěšných staveb a veřejně prospěšných opatření, jakým je právě i ÚSES (KOLEJKA, 2013). Výskyt existujících přírodě blízkých zbytků přirozených ekosystémů, čili potenciálních bodů obnovy ekologické stability, je v krajině Urbanické brázdy spíše výjimkou. Proto je nutné hledat tyto prvky mezi jinými krajinnými strukturami, kterými mohou být právě štěrkopísková jezera.

Obr. 9.2.1.2.a zobrazuje v zájmové oblasti Základní mapu ČR (ZM10) s vrstvou sítě ÚSES, která byla aktualizovaná v roce 2012 v rámci ÚPD Královéhradeckého kraje a byla poskytnutá GIS oddělením Magistrátu města Hradec Králové. Limitem v území zájmové

obalsti je silnice II/611, která představuje bariéru pro šíření rostlinných a živočišných druhů. Z toho důvody byly lokality **A** a **B**, které představují širší krajinný kontext příhodný pro rozšíření sítě ÚSES, směřovány do prostoru mimo významný dopravní tah. V těchto lokalitách byla vybrána 2 místa s výskytem štěrkopískových jezer, pro něž bylo možné uvažovat o zařazení do sítě ÚSES v roli lokálních biocenter. Obě alternativy měly defakto stejnou váhu při rozhodování, na kterou z nich se zaměřit. Pro návrh lokálního biocentra byla nakonec dána přednost místu s označením **2**, které náleží k prostoru současně těženého nevýhradního ložiska Kosičky 2. K této lokalitě totiž byl k dispozici Plán využívání ložiska a Plán rekultivace zpracovaný v roce 2009. Způsob využití tohoto ložiska po dokončení těžby byl navíc konzultován s projektantem, který se podílel na zpracování obou plánů, ing. Petrem Moravčíkem. Přestože rekultivační plán tohoto ložiska počítá se závěrnou úpravou svahů a jejich následným osázením dřevinnou vegetací, stále zde existuje jistá možnost, aby v tomto prostoru vzniklo lokální biocentrum. Oproti ostatním místům těžby, je ložisko Kosičky 2 ve fázi rozšiřování a stále je možné v rámci nějakých limitů upravovat navržený způsob jeho rekultivace (MORAVČÍK, 2009). Případná biologická rekultivační úprava v kombinaci se samovolnou sukcesí, by vytvořila v krajině Urbanické brázdy jedinečnou lokalitu vhodnou pro zařazení do sítě ÚSES. Aby takový ekosystém plnil svou ekologickou funkci, je nutné, aby byl provázán sítí biokoridorů s ostatními lokálními a regionálními ekologicky stabilními ekosystémy.

Výsledkem návrhu ekologické stabilizace zájmového území je takový návrh, který klade důraz na slovo *system* ve slově ÚSES. Proto byla kromě lokálního biocentra navržena i síť biokoridorů, která spojuje navržené biocentrum s ostatními prvky stávajícího ÚSES. Biokoridory jsou vedeny v místech s vyšší ekologickou hodnotou, jako např. podél vodních toků, v místech souvislé liniové vegetace a mimo dosah socioekonomických prvků krajinné struktury. Směry navržených biokoridorů navazují na stávající biokoridory a biocentra v minimálních rozměrech a délkách, které udává LÖW (1995). Návrh celého konceptu ekologické stabilizace krajiny vycházel z aktualizovaného a modernizovaného manuálu pro identifikaci kostry ekologické stability a rozšíření ÚSES s využitím GIS technologií (KOLEJKA, 2013). Autor popisuje tento postup v deseti krocích od identifikace přírodních a přírodě blízkých struktur v krajině zájmové oblasti až po definitivní výběr ze série alternativ pro konečnou lokaci biokoridorů a biocenter.



Obr. 9.2.1.2.a: Návrh 2 možných lokalit pro rozšíření sítě ÚSES o lokální biocentrum.

zdroj: CENIA – česká informační agentura životního prostředí (2010), MHK, vlastní zpracování



Obr. 9.2.1.2.b: Ložisko Písek u Chlumce nad Cidlinou 1

foto: Martin Dvořák, 2011



Obr. 9.2.1.2.c: Ložisko písek u Chlumce nad Cidlinou 1

foto: Martin Dvořák, 2011



Obr. 9.2.1.2.d: Ložisko Kosičky 2

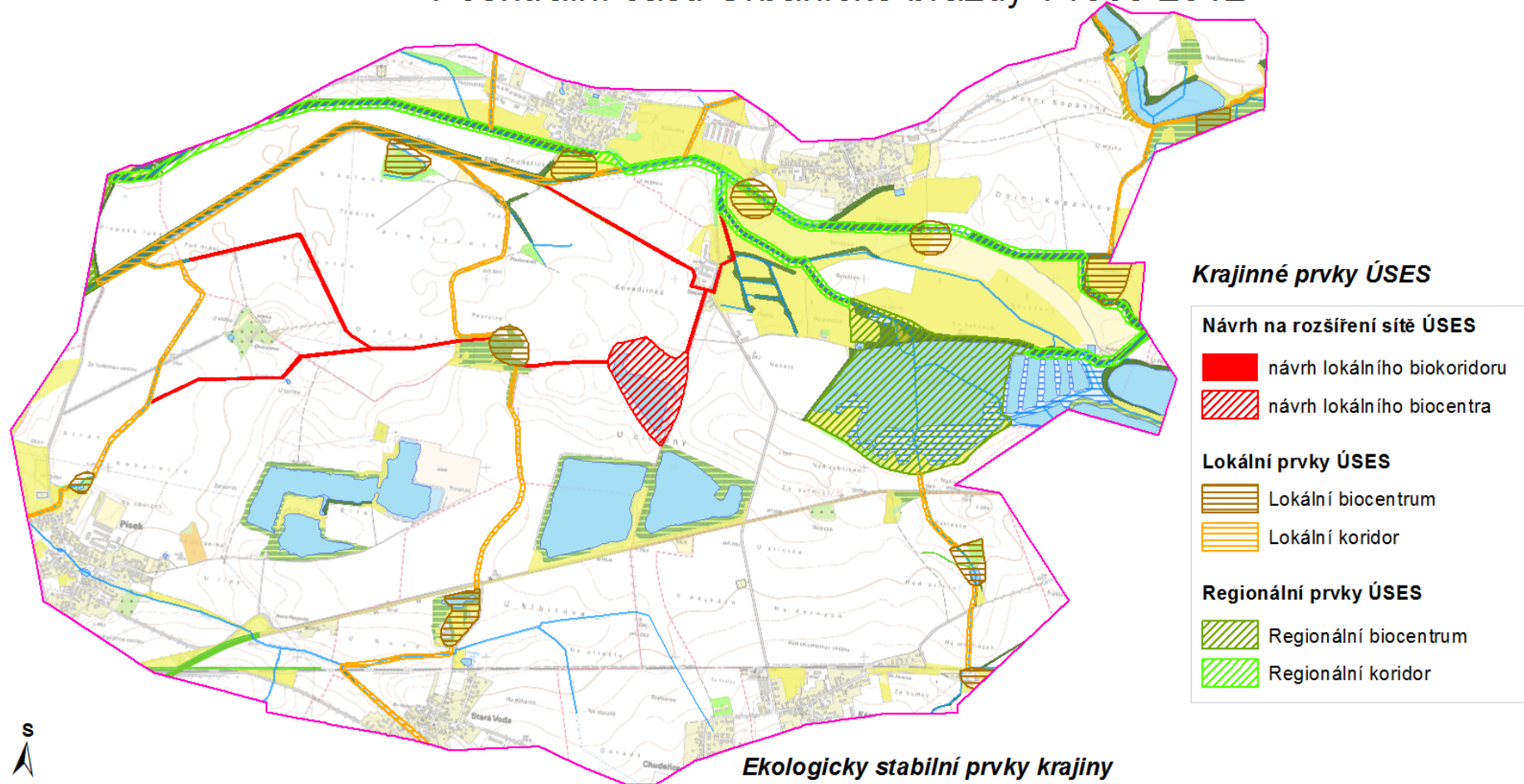
foto: Martin Dvořák, 2011



Obr. 9.2.1.2.e: Ložisko Kosičky 2

foto: Martin Dvořák, 2011

ÚSES A EKOLOGICKY STABILNÍ PRVKY KRAJINY v centrální části Urbanické brázdy v roce 2012



Krajinné prvky ÚSES

Návrh na rozšíření sítě ÚSES

- návrh lokálního biokoridoru
- návrh lokálního biocentra

Lokální prvky ÚSES

- Lokální biocentrum
- Lokální koridor

Regionální prvky ÚSES

- Regionální biocentrum
- Regionální koridor

Ekologicky stabilní prvky krajiny

Skupina prvků zemědělské půdy a trvalých kultur

- ovocný sad
- travní porost - stala pastvina
- travobylinné porosty se zastoupením dřevin

0 1 2 km

Skupina lesní a nelesní dřevěné vegetace

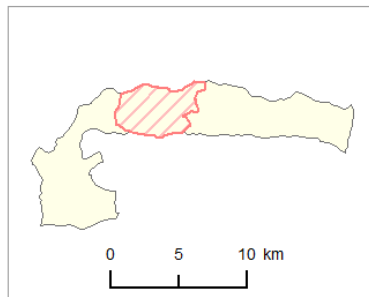
- listnatý les
- lesík
- nesouvislý lesní porost
- souvislá stromová liniová vegetace
- nesouvislá stromová liniová vegetace

Skupina prvků vodních toků a vodních ploch

- vodní plocha
- podmáčená plocha, bažina, močál
- vodní tok

zájmová oblast

Martin DVOŘÁK
Olomouc 2014



10. ZÁVĚR

Cílem hodnocení krajinné struktury v oblastech ovlivněných těžbou štěrkopísků byl popis stavu krajinné struktury v jednotlivých sledovacích obdobích a vyhodnocení změn heterogenity krajiny (na základě metrických indexů) včetně vyhodnocení diverzity a ekologické stability krajiny (na základě krajinně-ekologických indexů). Výsledky hodnocení změn heterogenity krajiny a změn v jejím využívání se vyznačovaly jistými trendy. Zvyšování míry fragmentace krajiny, zejména v posledních dvou dekadách, souviselo s nárůstem intenzity těžby a se vznikem nových liniových prvků v krajině (cesty, silnice, liniová souvislá vegetace, atd.). Heterogenizace krajiny se projevila především ve snižování velikostí jednotlivých plošek krajinné matrice a v nárůstu jejich počtu především od roku 1991. Naproti tomu homogenizace a unifikace krajiny byla pozorována zejména po roce 1954, kdy klesl celkový počet plošek v zájmových oblastech ze 489 na pouhých 91 v roce 1961-1968, jako důsledek scelování zemědělských pozemků. Přestože se změna v kategoriích krajinné struktury mezi sledovanými roky 1937 – 2012 nevyhnula zhruba 98 % rozlohy zájmové oblasti, zaznamenala zde ekologická stabilita krajiny pozitivní nárůst. Celková změna využívání ze zemědělské krajiny na krajinu určenou k vodohospodářským účelům byla původcem tohoto pozitivního nárůstu, a to navzdory nezvratným zásahům člověka do krajiny. Vývoj výsledků krajinně-ekologických indexů z oblasti diverzity a ekologické stability krajiny přinesl zajímavá zjištění o nových krajinných prvcích vzniklých v důsledku těžby štěrkopísků, především o samotných štěrkopískových jezerech. Tyto složky krajinné matrice jsou dnes nedílnou součástí krajinného rázu Urbanické brázdy a představují potenciál pro budoucí rozvoj krajiny. Na základě historických pramenů (Císařských otisků stabilního katastru), které poskytují jedinečný zdroj informací o způsobu využívání krajiny v minulosti, na základě podrobné analýzy krajinné struktury od roku 1937 do roku 2012 a na základě znalostí o aktuálním způsobu využívání krajiny Urbanické brázdy je možné sestavit návrhy pro systematická opatření, která by vedla k optimalizaci ekologické, produkční nebo estetické a rekreační funkce míst ovlivněných těžbou štěrkopísků. Jedním z takových opatření může být ochrana štěrkopískových jezer a jejich ekostabilizačního potenciálu díky začlenění do sítě ÚSES, čemuž se věnuje závěrečná kapitola v diplomové práci. Návrh ekologické stabilizace rozšířením sítě ÚSES o lokální biocentrum a síť lokálních biokoridorů měl za cíl ukázat možnosti, jakými lze pracovat se současnou krajinnou strukturou. Legislativním zakotvením návrhu v síti ÚSES by bylo možné eliminovat pokles ekologické stability (vlivem nežádoucí činnosti v místě navrženého biocentra) a zajistit zachování štěrkopískových jezer jako

ekologicky hodnotných krajinných prvků a budoucích stanovišť pro rostlinné a živočišné druhy, zejména ptáky. Kolísání hustoty prvků ÚSES, respektive kolísání hustoty biokoridorů a biocenter v krajině, je stejně jako nalezení správné harmonie mezi velikostí a počtem těchto prvků důležitou proměnnou. Míra využívání přírodního potenciálu kulturní krajiny spolu s mírou vnější disturbance jsou druhou proměnnou v rovnici, na jejímž konci je stabilní krajina Urbanické brázdy.

11. SUMMARY

The objective of assessment of landscape structure in areas affected by mining gravel was to describe the state of the landscape structure in each observation period, and assess changes in landscape heterogeneity (based on metric indexes), including the evaluation of diversity and ecological stability (based on landscape-ecological indexes). Although the change in the categories of landscape structure between the reference years 1937 - 2012 reached about 98 % of the area of interest, positive growth of ecological stability of the landscape was observed here. The overall change in the use of interest areas from farmland landscape to landscape intended to water management purposes was the originator of this positive increase , despite the irreversible human interference in the landscape. Based on historical sources (Imperial maps of stable cadastre) providing a unique source of information how was the landscape used in the past , based on a detailed analysis of landscape structure from 1937 to 2012 and on the basis of current knowledge about land use in the Urbanická furrows can be compiled suggestions for systematic measures that would lead to the optimization of environmental, production and recreational or aesthetic function places affected by mining gravel. One such suggestion might be to protect gravel lakes and their eco-stabilizing potential through integration into the network of ÚSES, which is discussed in the final chapter in the thesis. Draft environmental stabilization of the network of ÚSES by a local biocentre and of local ecological corridors aimed to show the possibilities how to work with the current landscape structure. A legislative basis for the draft in the network of ÚSES would eliminate the decrease in environmental stability (due to inappropriate activity at the site of the proposed bio-centers) and would ensure the maintenance of gravel lakes as ecologically valuable landscape features and as future habitat for plant and animal species, especially for birds.

12. POUŽITÁ LITERATURA

Tištěné zdroje:

- ANDRESKA, Jiří. *Rybářství a jeho tradice*. 1. Vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1987, 208 s.
- BARNET, Ivan, et al. *Vysvětlivky k souboru geologických a ekologických účelových map přírodních zdrojů v měřítku 1 : 50 000 : List 13 - 23 Chlumeck nad Cidlinou*. Praha : Český geologický ústav, 1992. 42 s.
- BĚLKA, Luboš a Vít VOŽENÍLEK. *Ortofotomapa: geovizualizace materiálů dálkového průzkumu Země*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci pro katedru geoinformatiky UP, 2013, 141 s. ISBN 978-80-244-3592-3.
- BRŮNA, Vladimír, Ivan BUCHTA a Lenka UHLÍŘOVÁ. *Identifikace historické sítě prvků ekologické stability krajiny na mapách vojenských mapování*. Vyd. 1. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně, 2002, 46 s. Acta Universitatis Purkynianae, 81. ISBN 80-704-4428-2.
- CULEK, Martin, et al. *Biogeografické členění České republiky: II. díl*. 1.vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005, 589 s. ISBN 80-860-6482-4.
- CZUDEK, Tadeáš. *Vývoj reliéfu krajiny České republiky v kvartéru*. Brno : Moravské zemské muzeum , 2005. 238 s. ISBN 80-702-8270-3.
- ČAPEK, Richard. *Dálkový průzkum a fotointerpretace z hlediska geografa II*. 1. Vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1978, 279 s.
- ČERVINKA, Pavel. *Antropogenní transformace přírodní sféry*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1995, 68 s. ISBN 80-718-4018-1.
- DEMEK, Jaromír. *Nauka o krajině*. 1. Vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 1981, 234 s.
- DEMEK, Jaromír. *Úvod do krajinné ekologie*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého, 1999, 102 s. ISBN 80-706-7973-5.
- DEMEK, Jaromír a Peter MACKOVČIN. *Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny*. Vyd. II. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2006, 582 s. ISBN 80-860-6499-9.
- DOBROVOLNÝ, Petr. *Dálkový průzkum Země: digitální zpracování obrazu*. Brno: Masarykova univerzita, 1998, 208 s. ISBN 80-210-1812-7.
- FERANEC, Ján a Ján OŤAHEL. *Krajinná pokrývka Slovenska*. 1. vyd. Bratislava: VEDA vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, 2001, 122 s. ISBN 80-224-0663-5.
- FORMAN, Richard T. T. a Michael GODRON. *Krajinná ekologie*. 1. vyd. Praha: Academia, 1993, 583 s. ISBN 80-200-0464-5.
- GÜRTLEROVÁ, Eva, et al. *Vysvětlivky k souboru geologických a ekologických účelových map přírodních zdrojů v měřítku 1 : 50 000 : List 13 - 24 Hradec Králové*. Praha : Český geologický ústav, 1992. 44 s.

- HAVRLANT, Miroslav a Ladislav BUZEK. *Nauka o krajině a péče o životní prostředí*. 1. Vyd. Praha: SPN, 1985.
- SKLENIČKA, Petr. *Základy krajinného plánování*. Vyd. 1. Praha: Naděžda Skleničková, 2003, 321 s. ISBN 80-903-2060-0.
- CHLUPÁČ, Ivo, et al. *Geologická minulost České republiky*. Vyd. 1. Praha : Academia, 2002. 436 s. ISBN 978-802-0019-615.
- KADAVA, Lukáš. , Vývoj avifauny Třesického rybníka v letech 1960 – 2006. *Panurus*. 2007, 16, s. 37 - 54.
- KOLEJKA, Jaromír. *Nauka o krajině: geografický pohled a východiska*. Vyd. 1. Praha: Academia, 2013, 439 s., xxxvi s. obr. příl. Živá příroda. ISBN 978-80-200-2201-1.
- KUPKOVÁ, Lucie. Data o krajině včera a dnes. *Geoinfo*. 2001, roč. 8, č. 1, s. 16-19.
- LAŠTŮVKA, Zdeněk a Pavla KREJČOVÁ. *Ekologie*. 1. vyd. Brno: Konvoj, 2000, 183 s. ISBN 80-856-1593-2.
- LIPSKÝ, Zdeněk. *Krajinná ekologie: pro studenty geografických oborů*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 1998, 129 s. ISBN 80-718-4545-0.
- LÖW, Jiří. *Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability*. Vyd. 1. Brno: Doplněk, 1995, 122 s. ISBN 80-857-6555-1.
- MATĚJČEK, Tomáš. Hodnocení vytěžených pískoven na okrese Nymburk z krajinně-ekologického hlediska. *Vlastivědný zpravodaj Polabí*. 1999, 33, s. 1 - 6. ISSN 0231-5769.
- MIKLÓS, László a Zita IZAKOVIČOVÁ. *Krajina ako geosystém*. 1. vyd. Bratislava: Veda, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, 1997, 152 s. ISBN 80-224-0519-1.
- MÍCHAL, Igor. *Ekologická stabilita*. 2. vyd. Brno: Veronica, ekologické středisko ČSOP, 1994, 275 s. ISBN 80-853-6822-6.
- MÍKA, Alois. *Slavná minulost českého rybníkářství*. 1. Vyd. Praha: Orbis, 1955. 59 s.
- PAVELKA, Josef, Tomáš DOLANSKÝ, Jindřich HODAČ a Miluše VALENTOVÁ. *Fotogrammetrie 30: digitální metody*. Vyd. 1. Praha: Vydavatelství ČVUT, 2001, 179 s. ISBN 80-010-2413-X.
- PAVELKA, Karel. *Zpracování obrazových záznamů DPZ*. 1. vyd. Praha: ČVUT, 1999, 138 s. ISBN 80-010-2031-2.
- POLÁK, Adolf. *Soupis lomů ČSR : List Pardubice-Hradec Králové (3955)*. Vyd. 1. Praha : Vědecko-technické nakladatelství, 1951. 61 s.
- STRUHA, Pavel. Důkazy má archiv armády ČR: Archiv leteckých snímků v Dobrušce. *GEOinfo*. 1998, roč. 58, č. 5, s. 14-15.
- RYBÁŘ, Petr. *Vývoj krajiny východních Čech*. Hradec Králové : Pedagogické centrum, 2000. 7 s. bez ISBN.

ŠEDA, Svatopluk. *Třesice - Písek - 3. etapa : Závěrečná zpráva o regionálním hydrogeologickém průzkumu*. Chrudim : Neptun Chrudim s.p., 1992. 52 s.

VLČEK, Vladimír, et al. *Zeměpisný lexikon ČSR : Vodní toky a nádrže*. Vyd. 1. Praha : Academia, 1984. 316 s.

VOREL, Ivan a Petr SKLENIČKA (eds.) *Ochrana krajinného rázu: třináct let zkušeností, úspěchů i omylů-- : sborník příspěvků z konference, Praha 2006*. Vyd. 1. Editor Ivan Vorel, Petr Sklenička. Praha: Naděжда Skleničková, 2006, 189 s. ISBN 80-903-2067-8.

ŽEBERA, Karel. Mladopleistocenní vývoj labského boku v úsek mezi Hradcem Králové a Velkým Osekem. *Sborník Československé společnosti zeměpisné*. 1946, 51, s. 16 - 19. ISSN 0036-5254.

ŽIGRAI, Florin. *Krajina a jej využívanie*. 1. Vyd. Brno: Univerzita J. E. Purkyně, 1983, 131 s. bez ISBN.

Online zdroje:

Archivní mapy ÚAZK. ČUZK. *Archivní mapy* [online]. 2011 [cit. 2014-03-01]. Dostupné z: http://archivnimapy.cuzk.cz/mapy/map.phtml?dg=co_rastr_1000k,MCR500_op,P_COCM_u&me=-958775.556739,-1282635.97206,-400169.80851,-872110.327503&language=cz&config=cio&resetsession=ALL

Císařské otisky stabilního katastru: legenda. ČUZK. *Archivní mapy* [online]. 2006 [cit. 2014-02-13]. Dostupné z: http://archivnimapy.cuzk.cz/index_download.html

Fundamentals of georeferencing a raster dataset. ESRI. *ArcGIS Resources* [online]. 1995 - 2014 [cit. 2014-02-27]. Dostupné z: <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/index.html#/009t000000mn000000>

Dobývací prostory. ČESKÝ BÁŇSKÝ ÚŘAD. *Státní báňská správa: České republiky* [online]. 2013a [cit. 2014-03-24]. Dostupné z: <http://www.cbusbs.cz/dobывaci-prostory.aspx>

FERANEC, Ján a Ján OŤAHEL. Mapovanie krajinej pokrývky a zmien krajiny pomocou údajov diaľkového prieskumu Zeme. *Životné Prostredie* [online]. 2003, roč. 37, č. 1, 25 - 29 [cit. 2013-09-25]. Dostupné z: <http://www.seps.sk/zp/casopisy/zp/2003/zp1/feranec.htm>

JANČURA, Peter. Sucasne a historicke krajinne struktury v tvorbe krajiny. *Životné Prostredie*. 1998, roč. 32, č. 5, 236 - 240. Dostupné z: <http://www.seps.sk/zp/casopisy/zp/1998/zp598/jancura.htm>

KOPECKÝ, Pavel et al. *Regionální surovinová politika Královéhradeckého kraje*. Praha: ČGS-Geofond, 2003, 112 s. ISBN bez ISBN. Dostupné z: http://www.kr-kralovehradecky.cz/assets/files/881/surovin_politika.pdf

KOPPOVÁ, Hana. Dokumentace o posuzování vlivů na životní prostředí podle přílohy č. 4 k zákonu 100/2001 Sb.: k rozšíření dobývacího prostoru Březce na ložisku štěrkopísku Štěpánov. In: *Informační systém EIA* [online]. Olomouc, 2007 [cit. 2014-04-13]. Dostupné z: http://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA_OV8033

- Ložiska nevyhrazených nerostů s těžbou. ČESKÝ BÁŇSKÝ ÚŘAD. *Státní báňská správa: České republiky* [online]. 2013b [cit. 2014-03-24]. Dostupné z: <http://www.cbubbs.cz/loziska-s-tezbou.aspx>
- Mapový server. ČGS - GEOFOND. *Česká geologická služba* [online]. 2011 [cit. 2014-03-24]. Dostupné z: http://www.geofond.cz/mapsphere/MapWin.aspx?M_WizID=24&M_Site=geofond&M_Lang=cs
- MCGARIGAL, Kevin a Barbara J. MARKS. *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Oregon: Forest Science Department, Oregon State University, 1994. Dostupné z: <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf>
- NĚMEČEK, Jan, et al. Taxonomický klasifikační systém půd ČR [online]. 2004 [cit. 2014-03-20]. Systematický soupis půd v ČR. Dostupné z WWW: <<http://klasifikace.pedologie.czu.cz/index.php?action=showSystematickySoupis>>.
- Odbor krajinné ekologie a geoinformatiky. VÚKOZ. *VÚKOZ* [online]. 2012 - 2014 [cit. 2014-03-12]. Dostupné z: <http://www.vukoz.cz/index.php/vyzkum-odbory/060>
- Počet obyvatel v obcích. ČSÚ. *Český statistický úřad* [online]. 2013 [cit. 2014-03-19]. Dostupné z: http://www.czso.cz/xh/redakce.nsf/i/pocet_obyvatel_v_obcich
- PECHANEC, Vilém, Kateřina PAVKOVÁ a Zdena DOBEŠOVÁ. StraKa a spol. - GIS nástroje pro analýzu struktury krajiny. In: "*ÚSES - zelená páteř krajiny*" - 2.-3. září 2008 [online]. UP Olomouc, 2008 [cit. 2014-03-10]. Dostupné z: <http://www.uses.cz/data/sbornik08/Pechanec.pdf>
- Použití mapových služeb externími aplikacemi: WMS služby. CENIA – česká informační agentura životního prostředí. *Národní portál INSPIRE: Geoportal* [online]. 2010 - 2013 [cit. 2014-03-26]. Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/wms>
- Prohlížečské služby: WMS - úvod. ČUZK – český úřad zeměměřičský a katastrální. *ČUZK: Státní správa zeměměřičství a katastru* [online]. 2010 [cit. 2014-03-26]. Dostupné z: [http://geoportal.cuzk.cz/\(S\(4x13en45leo4zuyvcjdmbk45\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311](http://geoportal.cuzk.cz/(S(4x13en45leo4zuyvcjdmbk45))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311)
- ROMPORTL, Dušan a CHUMAN Tomáš. Změny struktury krajiny: v České republice po roce 1990. In: *CENELC: Centrum evropské sítě pro implementaci evropské úmluvy o krajinně v České republice* [online]. 2010 [cit. 2014-01-30]. Dostupné z: http://www.cenelc.cz/components/pages/ns/bin/fok03_romportl.pdf
- ŘEHOUNEK, Jiří. Biologická obnova štěrkopískoven I - IV. *Ďáblík: elektronický měsíčník pro členy a přátelé sdružení Calla* [online]. 2008, č. 61 [cit. 2014-03-25]. Dostupné z: <http://www.calla.cz/piskovny/soubory/Dablik.pdf>
- ŘEHOUNEK, Jiří. Těžební prostory - nutné zlo, nebo příležitost pro ochranu přírody. *Geografické rozhledy* [online]. 2010, roč. 19, č. 3, s. 12-13 [cit. 2014-04-12]. Dostupné z: <http://www.calla.cz/piskovny/soubory/12-13Tezebni-prostory.pdf>
- Stabilita - vzorce. ČVUT V PRAZE - FAKULTA STAVEBNÍ. *Fakulta Stavební: Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství* [online]. 2013 [cit. 2014-01-25]. Dostupné z: http://storm.fsv.cvut.cz/on_line/tok1/stabilita%20vzorce.pdf

ŠPRYŇAR, Pavel. Voda v krajině. *Vstoupit do krajiny: o přírodě a paměti středních Čech* [online]. 2004 [cit. 2014-03-20]. Dostupné z: <http://krajina.kr-stredocesky.cz/article.asp?id=39>

Veřejný registr půd - LPIS. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ. *eARGI: Portál farmáře* [online]. 2004 [cit. 2014-03-25]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny/>

V-LATE - Vector-based Landscape Analysis Tools Extension. Z_GIS. *Landscape Analysis and Resource Management Research Group* [online]. 2013 [cit. 2014-03-10]. Dostupné z: <https://sites.google.com/site/largvlate/gis-tools/v-late>

Akademické práce:

DVOŘÁK, Martin. *Urbanická brázda – přírodní potenciál pro těžbu nerostných surovin*. Olomouc, 2011. Bakalářská. Univerzita Palackého v Olomouci.

HAVLÍČEK, Marek. *Význam starých map pro studium změn krajiny v okrese Hodonín*. Brno, 2013. Dostupné z: http://is.muni.cz/th/19770/prif_d/Havlicek_disertacni_prace_final.pdf. Disertační práce. Masarykova univerzita.

KABOUREK. *Vývoj krajinné struktury Fojtovic a okolí*. Brno, 2012. Bakalářská práce. Masarykova univerzita.

MUKLOVÁ, Monika. *Využití konvenčních metod DPZ při sledování antropogenních změn krajiny v poddolovaných oblastech*. Brno, 2007. Disertační práce. Masarykova univerzita.

Nepublikovaná zdroje:

MORAVČÍK, Petr. AGROPODNIK HUMBURKY, a.s. *Plán využívání ložiska: Plán rekultivace - Kosičky II*. Hradec Králové, 2009.

13. SEZNAM PŘÍLOH

- [PŘÍLOHA 1] Teoretický aparát krajiny a krajinné struktury.
- [PŘÍLOHA 2] Grafická prezentace předzpracovaných leteckých snímků pořízených pro oblasti ovlivněné těžbou v časové řadě od roku 1937 do roku 2001.
- [PŘÍLOHA 3] Tabelární seznam výsledků jednotlivých indexů krajinné heterogenity, diverzity a ekologické stability reprezentující stav krajinné struktury v letech 1937, 1954, 1961-1968, 1974, 1984, 1991, 2001 a 2012.
- [PŘÍLOHA 4] Tabelární seznam jednotlivých indexů sledujících vývoj heterogenity, diverzity a ekologické stability krajiny mezi roky 1937 – 2012.
- [PŘÍLOHA 5] Tabelární seznam plošné změny vybraných kategorií využívání krajiny mezi roky 1937 – 2012.
- [PŘÍLOHA 6] Mapové, grafické a slovní hodnocení centrální části Urbanické brázdy z pohledu využití území a z pohledu ekologické stability krajiny v roce 1841 a v roce 2012.

PŘÍLOHA 1

Krajina

Krajinu lze vnímat různým způsobem a popisovat ji z mnoha úhlů pohledu, stejně tak i z pohledu mnoha profesí. Právnícká, umělecká, nebo geografická definice krajiny bude vždy jiná, přestože pojednává stále o stejném objektu zájmu. Ve snaze o vědecky uchopitelnou definici krajiny hraje primární roli pohled geografie, pro niž je krajina základní jednotkou, předmětem a objektem zájmu. FORMAN, GODRON (1993) definují krajinu jako heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, která se v dané části povrchu v podobných formách opakuje. Dle obou autorů je možné krajinu vidět jako obraz představující pohled na vnitrozemskou scenérii (prérie, lesnatá krajina, hory, atd.), jako výsledek geomorfologického utváření určité oblasti nebo jako část pevniny, která je v zorném poli pozorovatele. Pojem krajina je také možné chápat ve smyslu prostorového vymezení v rozměru od několika km² do několika tisíc km² jako celek, který se kvalitativně odlišuje od svého okolí. Parametry, které vymezují určitou krajinu, jsou v zásadě její geografická poloha, přírodní hranice a určitý typický vzhled, který se mění v čase. Krajina může být *původní přírodní*, která vznikala dlouhým vývojovým procesem a je lidskou činností neovlivněná nebo *kulturní krajina*, kterou si člověk přizpůsobil pro svoje potřeby především technickými prostředky. Kulturní krajina je mozaikou vzájemně se ovlivňujících přírodních a socioekonomických systémů, které jsou do různé míry ovlivněné činností člověka, a které ke svému působení vyžadují různý stupeň přísunu dodatečné energie (HAVRLANT, BUZEK, 1985).

Ke studiu o krajině lze přistupovat **ekosystémově** (ekologicky, biocentricky) nebo **geosystémově** (geograficky). Každý pohled má svůj metodologický aparát a řadu zastánců z různých vědeckých odvětví. Ekosystémový přístup definuje krajinu jako prostorově organizovanou soustavu ekotopů a ekosystémů nejčastěji na topické úrovni (MÍCHAL, 1994). Geosystémový přístup se opírá o myšlenku holistického studia krajiny, která vychází z předpokladu, že celek je více než suma jeho částí. Při pohledu na krajinu jako na celek, je možné odhalit její vlastnosti, kterými její jednotlivé části nedisponují. Při syntetickém popisu krajiny je důležité brát ohled na konfiguraci složek, tj. na jejich rozmístění v prostoru a na jejich vzájemnou provázanost. Na tomto základě se ucelený systém, označovaný jako *geosystém*, skládá ze souboru prvků a jejich vztahů (MIKLÓS, IZAKOVIČOVÁ, 1997). Vnímání krajiny jako uceleného systému je podstatou všech koncepcí krajiny ekologických optimalizací, organizací, využití, ochrany a tvorby území. V současné době do přírodní

koncepce geosystémového přístupu čím dál více proniká vliv antropogenní složky krajiny, která je nejvýznamnějším genetickým i funkcionálním faktorem moderní kulturní krajiny (KOLEJKA, 2013). První výraznější vzájemné interakce přírodního prostředí a lidské společnosti lze zaznamenat již v době neolitu. Člověk tehdy prošel neolitickou revolucí, která nasměrovala jeho zájem od lovu a sběru k výrobní činnosti a produktivnímu hospodaření s čímž souvisel vznik zemědělství a první zásahy do okolního krajinného prostředí člověka (ČERVINKA, 1995).

Cílem studia krajiny je vedle podrobného popisu jejích vlastností také snaha o pozorování a zaznamenávání změn, definování zákonitostí a vazeb. Klíčovou složkou celého systému jsou jednotlivé prostorově orientované komponenty, čili geosféry. Jednotlivé geosféry jsou hlavní příčinou vzniku krajiny a ustálení její funkce, protože díky jejich přirozeným vazbám, koloběhu látek, energií a informací dochází ke krajnotvorným procesům (KOLEJKA, 2013). V rámci jednotlivých geosfér lze vymezit geokomponenty, tedy základní přírodní složky a prvky krajiny, které jsou dále rozebírány při studiu dílčích disciplín fyzické geografie, biologie, ekologie a geologie. DEMEK (1981) popisuje **prvky krajiny** jako nejmenší, atomické a dále nedělitelné části krajiny. Tyto homogenní části krajiny jsou podle FORMANA, GODRONA (1993) *tesery*, čili nejmenší viditelné jednotky v prostorovém měřítku krajiny, které existují v rámci vyšších hierarchických krajinných jednotek označovaných jako **složky krajiny**. Ty jsou zpravidla tvořeny dvěma nebo více krajinnými prvky. Půda jako složka krajiny má hybridní povahu, protože je tvořená neživými i živými prvky. Krajinné složky jsou hierarchicky vyššími geokomponenty v krajině a jsou charakterizovány jako jevy, které vznikly spolupůsobením člověka a přírodních faktorů. Interakce probíhající mezi krajinnými prvky a krajinnými složkami je založena na vstupu podnětu do krajiny skrze jeden prvek a následnému projevu reakce u prvku, který je s prvním spojený vazbou. **Zpětná vazba** je tak specifická vlastnost krajiny, která je zásadní pro zachování dynamických procesů a přenosu informací. DEMEK (1981) dělí zpětnou vazbu na **pozitivní**, která vzniká v případě, že smyčka zpětné vazby zesiluje efekt podnětu vyvolaného z vnějšku, čímž dochází k řetězové reakci v původním směru. Pozitivní vazba má deregulační charakter, vyvádí systém z rovnováhy a mohou při ní vzniknout nové struktury. K **negativní** zpětné vazbě dochází, když podnět vyvolá uzavřenou smyčku změn, která stabilizuje nebo zcela potlačí vliv změny. Vazba má regulační charakter a výsledkem je rovnováha v systému, respektive v krajině.

Geokomponenty jsou ve vzájemné neustálé interakci, ale přitom si zachovávají svou jednoznačnost a relativní samostatnost v rámci celého systému, který se nazývá *krajinná*

sféra. Krajinná neboli přírodní sféra, je ucelený komplex systémů, které jsou strukturovány vertikálně a horizontálně a vzájemně jsou propojeny přirozenými vnitřními vazbami i vazbami mezi systémy navzájem. Jednotlivé systémy lze dále dělit do dvou hlavních kategorií na biotické a abiotické (ČERVINKA, 1995). Krajinná sféra není od svého okolí izolovaná, ale představuje relativně samostatný autoregulační systém, který je závislý na energetických a materiálových vstupech ze svého okolí. Diferenciace krajinné sféry má několik příčin. Jednou z nich je rozdílná vláhově energetická a materiálová bilance na jejím základě je podle KOLEJKY (2013) možné rozlišit čtyři úrovně krajinné sféry.

1. *Globální úroveň*. Ve vertikálním prostorovém rozlišení je krajinná sféra složena z dílčích geosfér, které jsou zároveň základními stavebními složkami prostředí. Základní charakteristika je dána energetickou bilancí mezi plochami krajinných složek.
2. *Regionální úroveň*. Na regionální úrovni krajinné sféry se rozlišují geosystémy zvané „geomy“ a „georegiony“. Diferenciace krajiny na regionální úrovni je dána vlivem přerozdělování energetických dávek cestou výměny vzduchových mas a rozdílnou vlhkostí mezi oceány a pevninou. Z pohledu prostorové distribuce typů krajinné sféry podléhají tyto jednotky výškové stupňovitosti a šířkové pásmovitosti.
3. *Chorická úroveň*. Diferenčním kritériem při vymezení jednotek vlastní krajinné úrovně, čili chorické, je vedle výměny atmosférické a půdní vláhy především redistribuce pevné hmoty v území díky působení reliéfu. Vliv georeliéfu na tvorbu krajiny chorické úrovně se projevuje ve vzniku typické krajinné mozaiky, tvořené krajinnými složkami a prvky (geochorami).
4. *Topická úroveň*. Nejnižší hierarchická jednotka krajinné sféry, dále nedělitelná a relativně homogenní, je z geografického hlediska rozlišována na elementární krajinné jednotky (geotopy, ekotopy). Jde o prostor vymezený výsledkem přerozdělování primární energie, vláhy a pevné hmoty.

Struktura krajiny

Na strukturu krajiny lze nahlížet také jako na geosystém tvořený mnoha činiteli, složkami a prvky krajiny včetně vazeb mezi nimi. Takový přístup se označuje jako *odvětvový*, *monotematický* nebo *monosystémový*. V tomto pojetí je krajinná struktura determinovaná především geografickou polohou a nadmořskou výškou. Tyto faktory určují množství dodávané energie do krajiny a určují podobu krajinné struktury. *Polysystémový* přístup je hlediskem teritoriálním, v rámci něhož je krajinná struktura chápána jako hierarchická

jednotka nižšího řádu v celkové mozaice geosystému (DEMEK, 1981). Vedle hodnocení krajinné struktury z hlediska jejího zařazení do různých systémů, může být popsána i na základě svého prostorového, funkčního nebo časového aspektu (KRAKULIS, 1973, BERUČAŠVILI, 1983 in KOLEJKA, 2013) a DEMEK (1999).

- *Prostorová struktura.* Prostorový aspekt krajinné struktury je dán vzájemným postavením, propojením a směry vazeb mezi součástmi krajinné jednotky, ale i mezi krajinnými jednotkami navzájem ve vertikálním a horizontálním směru.
- *Funkční struktura.* Aspekt funkcionality souvisí s mechanismem fungování krajiny a principem výměny energie, látek a informací mezi krajinnými jednotkami zdrojovými, akumulacími nebo příjmovými.
- *Časová struktura.* V rámci autoregulačních pochodů jednotlivých geosystémů vyplývá časová struktura z chronologicky se opakujících změn stavů krajinných jednotek v krajinné struktuře.

Struktura krajiny je podle FORMANA, GODRONA (1993) postavena na základě prostorových vztahů mezi charakteristickými ekosystémy, složkami a prvky krajiny, přesněji rozložením energie a látek mezi druhy vzhledem k jejich velikosti, tvaru, počtu a prostorovému uspořádání. Z pohledu prostorové konfigurace dílčích složek krajinné struktury lze v přírodě pozorovat heterogenitu krajiny, která poskytuje přehled o krajinné struktuře.

- *Mikroheterogenita.* Jde o příklad systematické konfigurace složek krajiny, neboť typ krajinné složky v blízkosti určitého místa je podobný všude tam, kde se tento bod v krajině opakuje.
- *Makroheterogenita.* Soubor krajinných složek se výrazně liší v jednotlivých částech území. V místech, kde se v krajině opakuje sledovaný bod, se neopakuje typ krajinné složky.

Stavební položky každé krajinné struktury se dělí na 3 základní typy krajiny. **Krajinná ploška (enkláva), koridor a krajinná matrice (matrix).** Kombinace těchto elementárních typů krajinné struktury nepodléhá pouze vlivům přírodní povahy, ale i vlivům antropogenním. Výsledkem antropogenních zásahů do krajiny je často struktura, ve které dominantním způsobem převládá vysoký kontrast a to i v rámci rozsáhlé homogenní krajinné matrice. *Kontrast* v krajině je výrazný, jestliže sousední krajinné složky jsou navzájem rozdílné, dobře rozlišitelné a prostorový přechod mezi nimi je nepatrný nebo dokonce chybí.

Stupeň kontrastu, tedy relativní rozdíl mezi přechodem z jedné plochy do druhé, je významnou charakteristikou krajinné struktury, stejně jako velikost *zrna* krajiny, která je dána velikostí krajinných složek ve sledovaném území. Popis struktury krajiny se odvíjí od několika parametrů, mezi nimiž dominuje konfigurace krajinných plošek, mikroheterogenita a makroheterogenita, kontrast, velikost zrna a stupeň lidské aktivity (FORMAN, GODRON, 1993). Měřítko pohledu je pro celkové pochopení krajiny velmi důležitým aspektem, neboť koreluje s mírou generalizace obrazu krajiny a určuje změnu parametrů plošek, koridorů a matic krajinné struktury.

- Plošky. Krajinné plošky jsou plošné části povrchu, které se vzájemně liší od svého okolí, jež je obklopuje. V krajině jsou poměrně snadno identifikovatelné. Plošky se v krajinné struktuře mohou lišit dle způsobu svého vzniku a svou velikostí, tvarem, typem, kontrastem, heterogenitou, uspořádáním nebo hranicemi. Rozdíly mezi ploškami se odrážejí ve složení druhového společenství a v rychlosti a dynamice s jakou se mění velikost populací. Klíčovým faktorem při vzniku krajinných plošek je proces disturbance, čili narušení krajiny, heterogenita prostředí a vliv lidské činnosti, především té zemědělské. FORMAN, GODRON (1993) dělí plošky podle původu vzniku nebo mechanismů, které je vytvářejí do pěti různých skupin.
 - *Plošky vzniklé narušením*. Proces nevratných lidských zásahů v krajině nebo projev exogenních a endogenních pohybů (mýcení lesů, požáry, zemětřesení, atd.) způsobuje vznik plošek, které jsou typické pro svou vnitřní dynamiku změny druhového společenstva. Zpočátku se velikost populací rychle zmenšuje v důsledku narušení. Některé druhy mohou zcela vyhynout, některé druhy naopak narušení přežijí bez problémů a udržují stav zmenšené populace stabilizovaný. Druhým projevem je výrazná pozitivní změna v počtu populací přežívajících druhů následovaná bezprostřední imigrací nepůvodních druhů. Na ploškách postižených disturbancí se odehrává vývoj a změna v druhovém složení společenstev v rámci jednotlivých ekosystémů, označovaná jako **sukcese**. Chronickým opakováním disturbančních vlivů se fáze v procesu sukcese zpomalují natolik, až se krajinná ploška dostane do stavu relativní stability (FORMAN, GODRON, 1993). Sukcese lze definovat jako jednosměrný proces, při němž dochází ke změnám na úrovni ekosystémů za doprovodu změn ve struktuře a funkcích společenstev, která procházejí různými stádii vývoje. Sukcese začíná *iniciálním* stádiem a končí *klimaxovým* stádiem, který představuje ustálení ekosystému v takové podobě, kdy se na

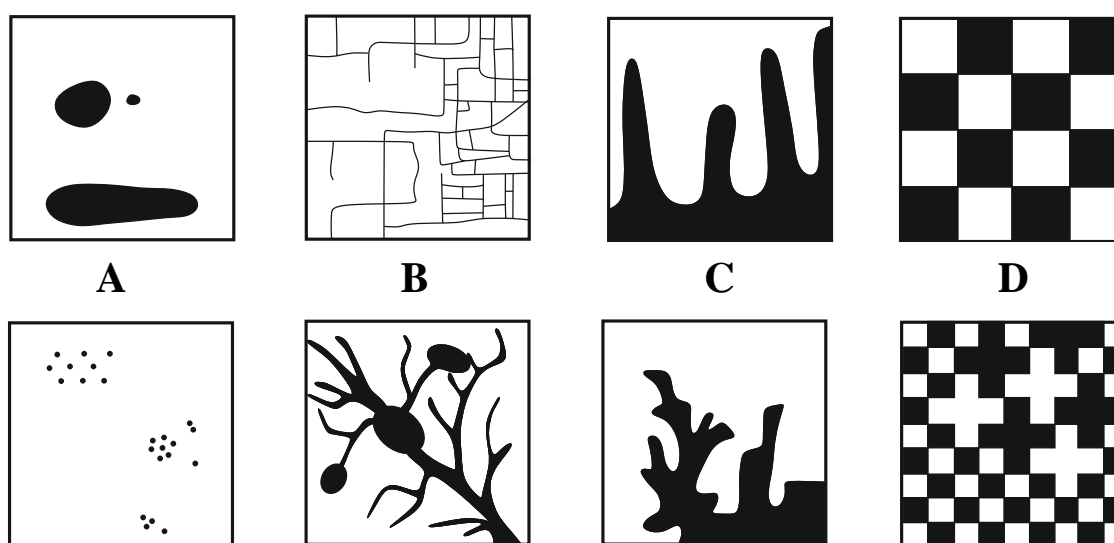
jednotku toku energie uchovává nejvíce biomasy a nejvíce interakčních vazeb. Typ klimaxového ekosystému ovlivňují nejvíce charakteristiky mikroklimatu. Pokud je proces sukcese blokován některou z přírodních složek, je obtížné, aby se proces završil klimaxovým stádiem. Trvale blokováno sukcesní stádium půdními charakteristikami (např.: sušové javořiny, bory na písčích) se označuje jako *edafický klimax*, stádium blokováno lidskou činností se nazývá *disklimax* (SKLENIČKA, 2003).

- *Zbytkové plošky*. Disturbanční vlivy nemusí mít pouze devastující charakter, ale mohou krajinu deformovat jen natolik, že mezi ploškami vzniklými narušením se zachová ploška zbytková (např.: plochy vegetace v požárem spálené krajině). Přeživší populace se často přizpůsobí novým podmínkám (FORMAN, GODRON, 1993).
- *Plošky zdrojů prostředí*. Přírodní zdroje alokované do místa vzniku krajinné plošky mají zásadní vliv na původ a vznik a plošky. Místa s vyšší ekologickou stabilitou a vyšší druhovou diverzitou se vyskytují na okraji jednotlivých plošek v přechodné zóně mezi ploškami a krajinnou maticí. Takové prostředí je krajinnými ekology nazýváno *ekoton*. Biomasa v ekotonu je na jednotku plochy větší než v jejím středu. Biologická produkce tedy na okraji plošky převyšuje produkci uvnitř plošky (FORMAN, GODRON, 1993).
- *Zavlečené plošky*. Vznik zavlečené plošky připomíná vznik plošky vzniklé narušením, ale v tomto případě jsou disturbanční vlivy antropogenního původu bez výjimky. Alochtonní druhy zavlečené do nepůvodního místa svého přirozeného výskytu ovlivňují plošku velmi podstatně a trvale. Krajinné plochy, které jsou místem introdukovaných druhů člověkem, jsou v současné kulturní krajině rozšířeny nejvíce (FORMAN, GODRON, 1993).
- *Obdělávané plošky*. Při vzniku zavlečených plošek introdukcí nepůvodních druhů vhodných pro zemědělské využití (např.: pšenice, rýže, brambory) vznikají plošky obdělávané. Plošky jsou po dobu obhospodařování relativně stabilní. Pokud obhospodařování skončí, jsou takové plošky vystaveny poměrně rychlému postupu sukcesních fází, které jsou završeny splynutím plošky s krajinnou maticí (FORMAN, GODRON, 1993).
- *Koridory*. Liniové prvky v krajině se označují jako koridory. Jejich hlavním specifickým je vzájemná provázanost a přítomnost mezer. Koridory s dostatečnou šířkou jsou jedinečným stanovištěm a zdrojem ekologických vlivů na své okolí.

Koridory nejčastěji navazují na plošky s podobným druhovým vegetačním složením a v rámci krajinné struktury je možné pozorovat koridory trojího typu FORMAN, GODRON, 1993).

- *Liniové koridory.* Vnitřní prostor linie je zanedbatelný, podstatná je jejich orientace a délka, kterou vytváří specifické vzory v krajinné mozaice. Jde hlavně o pěšiny a silnice.
- *Pásové koridory.* Vnitřní prostor je zanedbatelnou součástí takových koridorů, v nichž se soustředí živočišná a rostlinná společenstva. Prostory jsou ekologicky hodnotná a zajímavá stanoviště nejen pro migrující druhy z jedné plošky do druhé.
- *Koridory podél toků.* Kromě toho, že koridory sledující průběh vodních toků mají funkci stanoviště, slouží také jako regulátory odtoku vody a minerálních živin a omezují tak záplavy.
- *Matrice.* Plošně nejrozsáhlejší krajinnou jednotkou jsou spojitě útvary nazývané matrice, které v krajině hrají dominantní roli. V rámci krajinné struktury jsou matrice nejobtížněji identifikovatelné, přesto pro ně platí několik zásad, podle kterých by měly být krajině snadněji zjištělné. Matrice jsou nejdůležitější částí krajiny, determinují dynamiku celé krajiny a řídí procesy v ní se odehrávající. FORMAN, GODRON (1993) při popisu krajinných matic se zaměřuje na jejich typické rysy, které dělí do pěti kategorií.
 - *Relativní plocha.* Relativní plocha je klíčovým aspektem při určování složek krajiny. Pokud jeden typ krajinné složky výrazně převládá svou velikostí nad ostatními, jde o krajinnou matici. Matrice mají relativní plochu větší než jakákoliv jiná složka krajinné struktury.
 - *Spojitosť.* Matrice je spojitá prostorová forma krajinné struktury, z čehož vyplývá, že nemůže být rozdělena na dva nebo více otevřených celků. Spojitosť matrice důležitý aspekt pro dosažení optimálních funkčních vazeb v krajině.
 - *Dynamika.* Při identifikaci matrice má dynamika procesů, které stimulují krajinu ke stabilitě a rovnováze, nejvyšší váhu. Matrice je zárodkem krajiny budoucí.
 - *Poréznost krajiny.* Hustota plošek v matici čili poréznost, je pro různé krajinné struktury individuální a vizuálně dobře identifikovatelná. Typ vysoce porézní krajiny může tvořit hustá síť koridorů, která je natolik specifická, že tvoří krajinnou matici.

- *Heterogenita krajinné matrice.* Heterogenita je výsadní vlastnost matrice. Heterogenita uvnitř matrice musí být posuzována obezřetně, neboť je možné, že část matrice, která se jen nepatrně odlišuje od svého zbytku, může být považována za jiný typ krajinné struktury – za krajinnou plošku. Citlivý přístup založený na komplexním studiu krajiny, znalostech zájmového území a znalostech historického vývoje krajiny je při hodnocení krajinné struktury nezbytný.



Obr. 1.a: Základní formy uspořádání krajinné struktury podle FORMANA, GODRONA při uvažování pouze dvou typů krajinných složek (černá a bílá).

A – rozptýlené enklávy; **B** – síť; **C** – prolínaná struktura; **D** - šachovnice

zdroj: SKLENIČKA, 2003, vlastní úprava

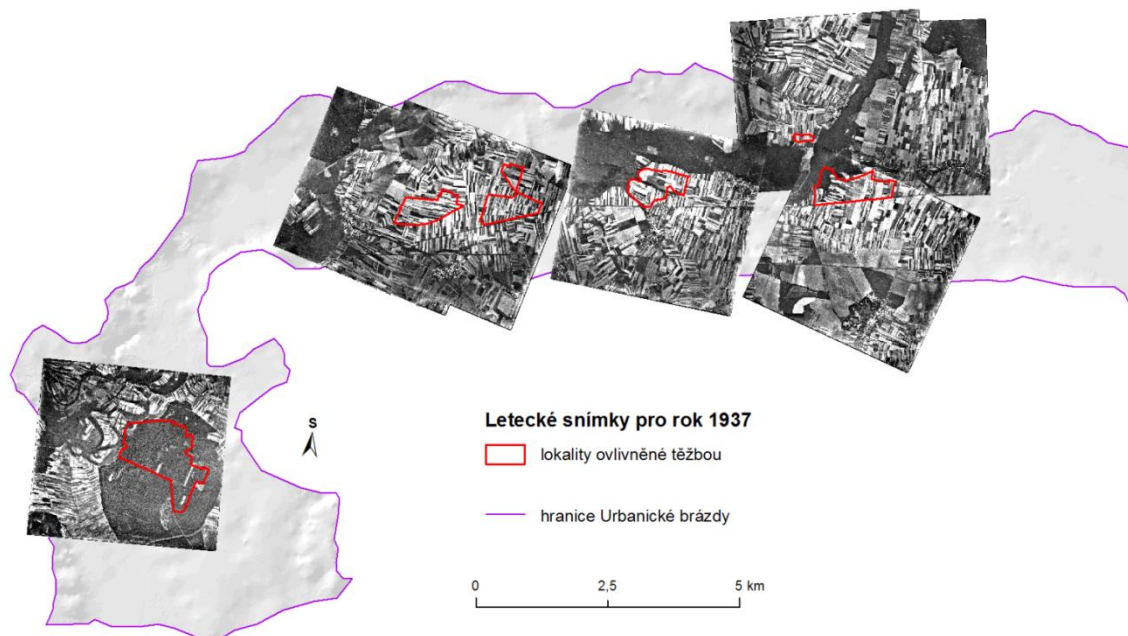
V přístupu ke krajině z pohledu krajinného plánování je nutné brát v úvahu rozdílné vlastnosti plošek, koridorů a matic v závislosti na jejich parametrech, které FORMAN, GODRON (1993) popisuje na několika obecných tvrzeních. Druhová diverzita v rámci jednotlivých krajinných plošek velmi úzce koreluje s velikostí plošky. Vzhledem k výměně energie, látek a informací mezi ekosystémy, je lepší fragmentace prostoru do mnoha menších a relativně uzavřených plošek. Parametry tvaru a orientace plošek a koridorů v krajině jsou stejně významné jako jejich velikost, neboť poskytují možnosti pro šíření živočichů a rostlin. Hustota plošek je klíčovým faktorem v péči o volně žijící živočichy a planě rostoucí rostliny. Čím více je plošek v krajině nebo vyšší stupeň heterogenity krajinné matrice, tím se narušení snáze šíří a čím rychleji se narušení šíří, tím více postihuje plošek a méně jich tak v krajině zůstává nenarušených. Uspořádání jednotlivých krajinných složek je podřízeno pravidlům,

jejichž projevy v krajině je možné celkem úspěšně pozorovat. FORMAN, GODRON (1993) definoval 5 základních typů distribuce krajinných složek v mozaice krajinné struktury.

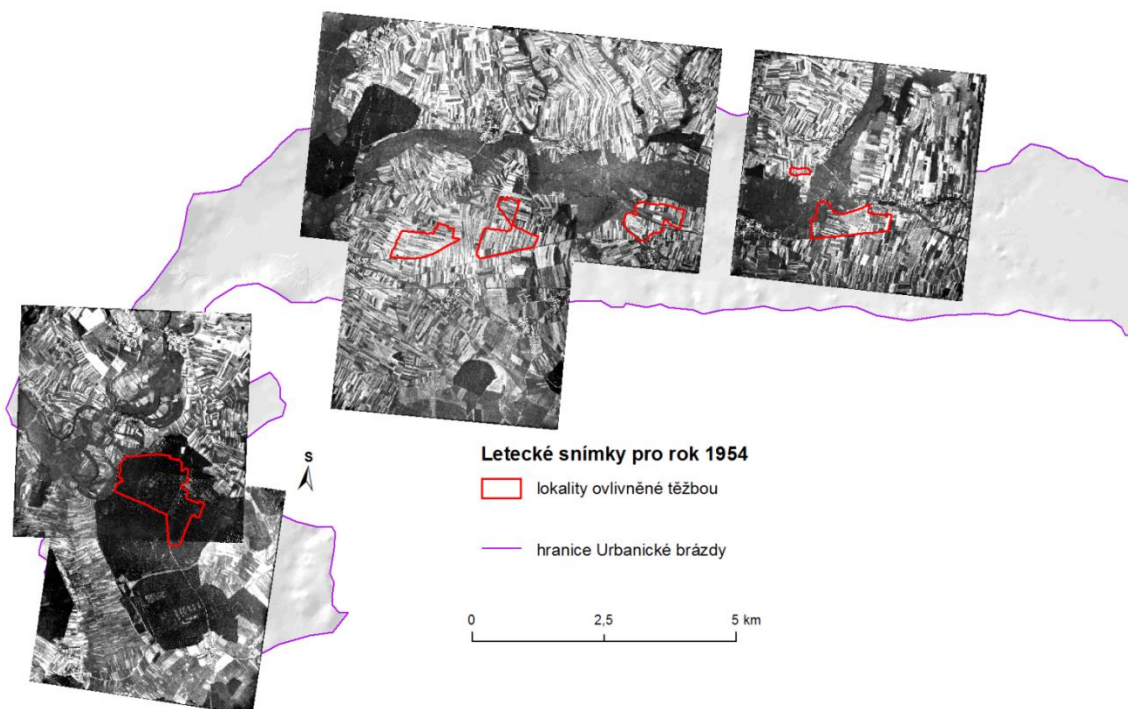
- a) Pravidelné, rovnoměrné rozmístění, kde vzdálenost mezi krajinnými složkami je přibližně stejná.
- b) Rozmístění ve shlucích (nejčastěji se projevuje v zemědělské krajině).
- c) Lineární uspořádání krajinných složek
- d) Paralelní uspořádání krajinných složek.
- e) Případy prostorové korelace mezi typy jednotlivými typy krajinných složek.

PŘÍLOHA 2

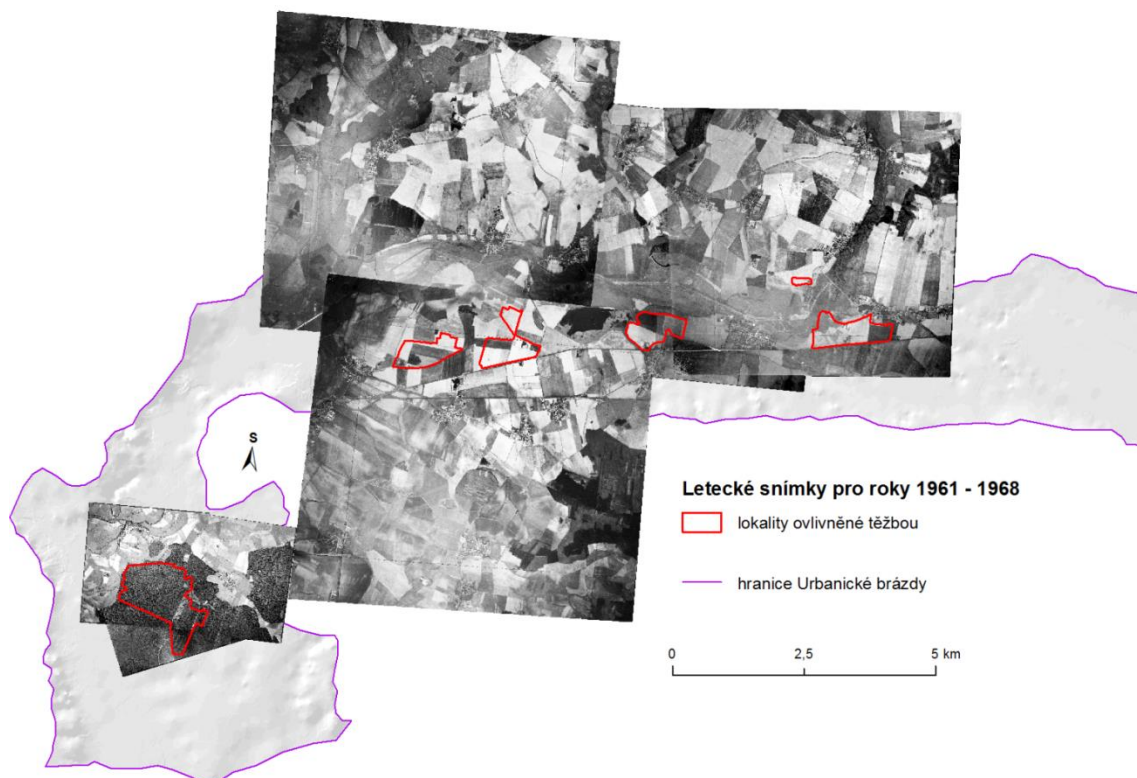
Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro vybrané lokality, kde probíhalo hodnocení heterogenity krajinné struktury, diverzity a stability. Všechny letecké snímky byly poskytnuté Vojenským geografickým a hydrometeorologickým úřadem VGHMÚř v Dobrušce, © MO ČR 2012.



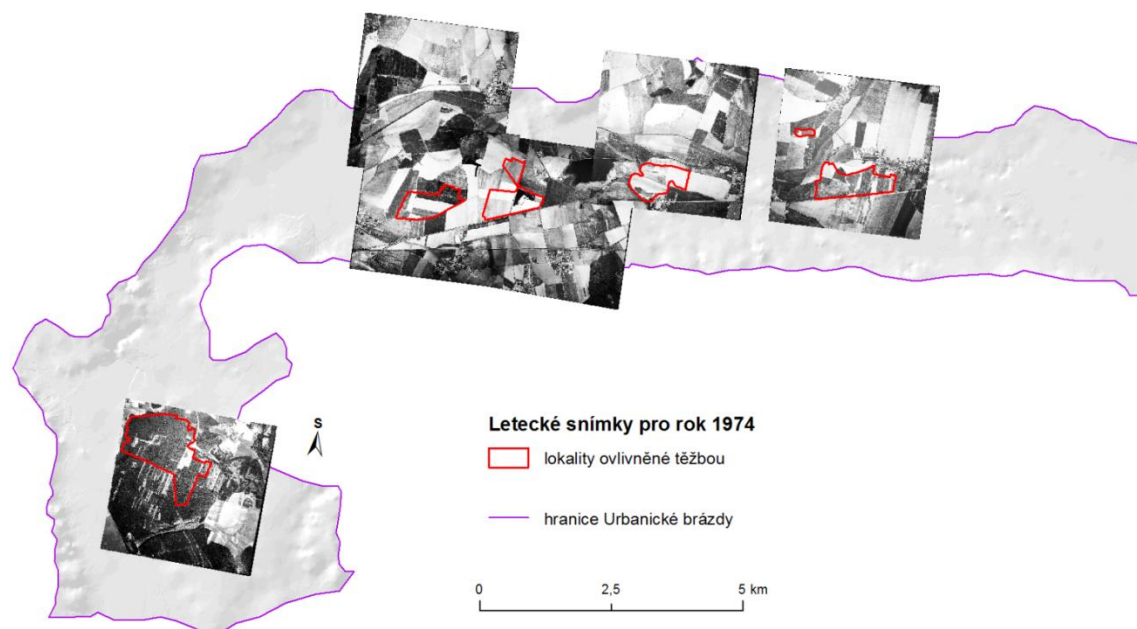
Obr. 2.a: Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro rok 1937.



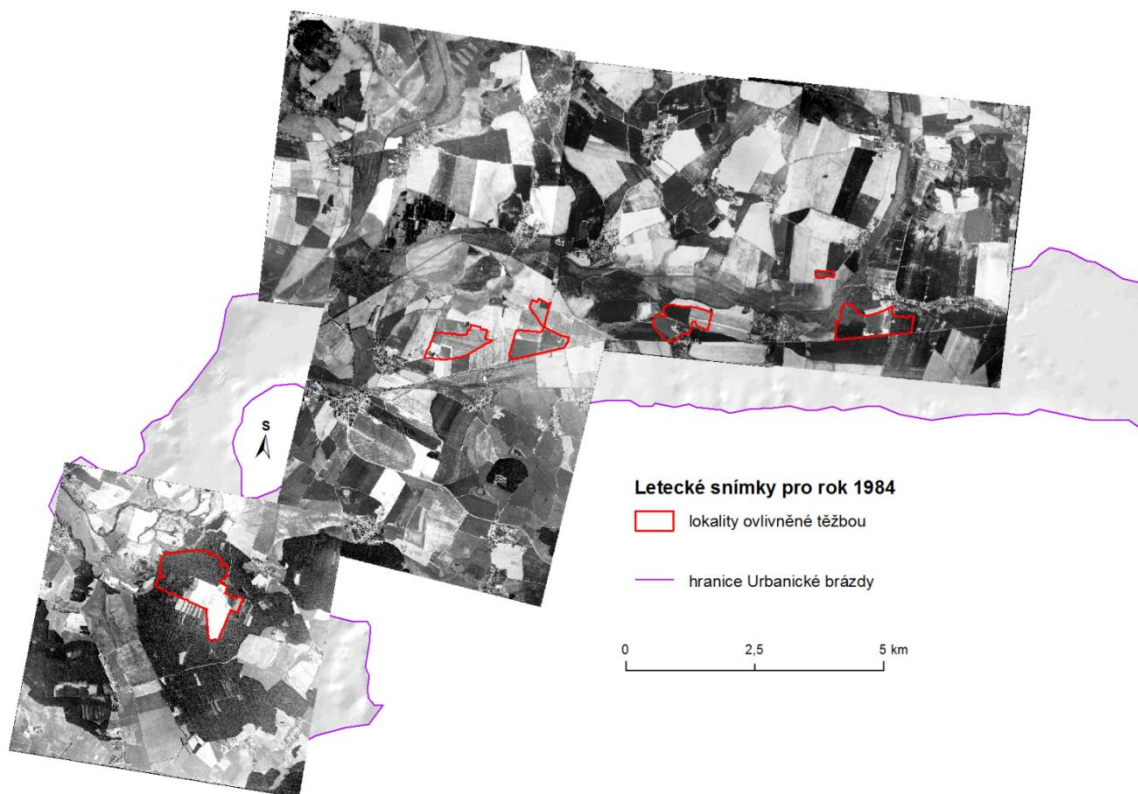
Obr. 2.b: Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro rok 1954.



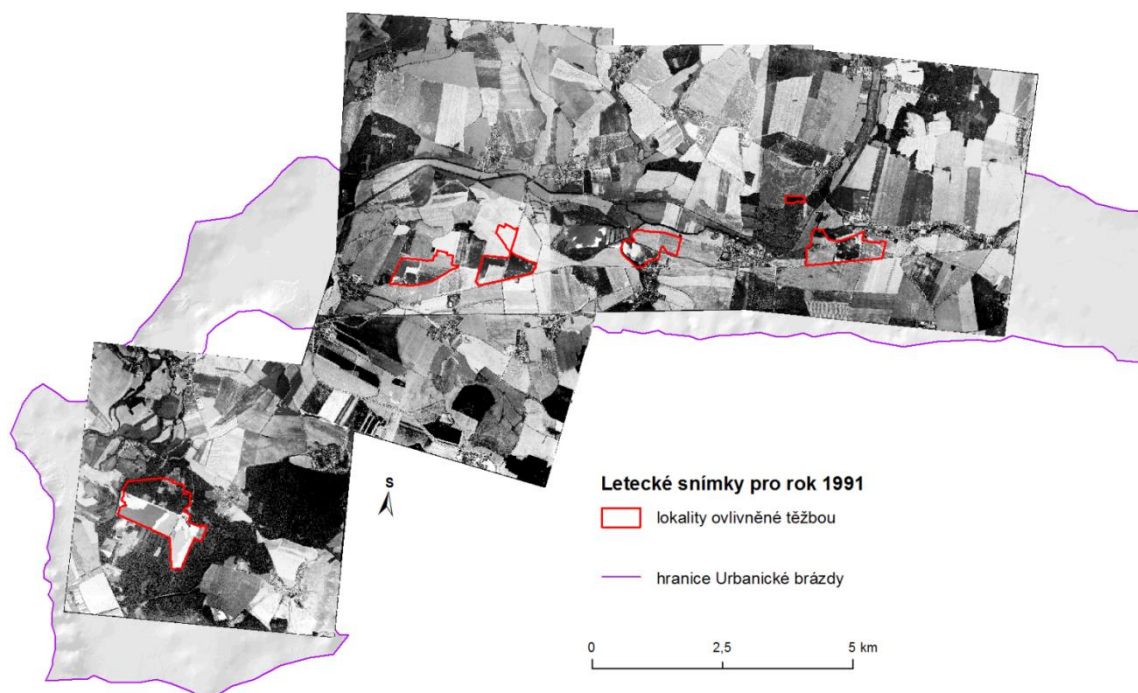
Obr. 2.c: Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro roky 1961 - 1968.



Obr. 2.d: Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro rok 1974.



Obr. 2.e: Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro rok 1984.



Obr. 2.f: Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro rok 1991.



Obr. 2.g: Ukázka předzpracovaných leteckých snímků pro rok 2001.

PŘÍLOHA 3

Tab. 7.2.1.b

Analýza okrajů krajinných plošek pro rok 1937		
<i>Edge Analysis</i>		
Kategorie využívání krajiny	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	165,18	398,98
trvale travní porost	8,59	613,73
les	12,32	2463,61
vodní plocha	1,58	527,02
krajina narušená těžbou / skrývka	1,43	476,15
zastavěná plocha	0,44	444,16
ostatní	11,71	1301,51

Tab. 7.2.1.c

Analýza tvaru krajinných plošek pro rok 1937	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	1,758
trvale travní porost	1,584
les	1,462
vodní plocha	2,810
krajina narušená těžbou / skrývka	2,006
zastavěná plocha	1,394
ostatní	4,902

Tab. 7.2.1.d

Analýza diverzity a stability krajiny pro rok 1937			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanosti <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
0,947	0,486	0,733	1,364

Tab. 7.2.2.b

Analýza okrajů krajinných plošek pro rok 1954		
<i>Edge Analysis</i>		
Kategorie využívání krajiny	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	165,44	372,60
trvale travní porost	10,44	522,16
les	12,80	1828,82
vodní plocha	1,52	380,79
krajina narušená těžbou / skrývka	1,47	366,93
zastavěná plocha	0,45	454,02
ostatní	11,98	1331,37

Tab. 7.2.2.c

Analýza tvaru krajinných plošek pro rok 1954	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	1,731
trvale travní porost	1,672
les	1,638
vodní plocha	2,870
krajina narušená těžbou / skrývka	1,467
zastavěná plocha	1,379
ostatní	5,001

Tab. 7.2.2.d

Analýza diverzity a stability krajiny pro rok 1954			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanost <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
0,962	0,494	0,755	1,324

Tab. 7.2.3.b

Analýza okrajů krajinných plošek pro rok 1961 - 1968		
<i>Edge Analysis</i>		
Kategorie využívání krajiny	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	34,79	1159,53
trvale travní porost	10,28	514,23
les	13,25	1204,52
vodní plocha	2,17	309,54
krajina narušená těžbou / skrývka	6,57	657,18
zastavěná plocha	0,26	258,83
ostatní	13,72	1142,98

Tab. 7.2.3.c

Analýza tvaru krajinných plošek pro rok 1961 - 1968	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	3,246
trvale travní porost	1,778
les	1,511
vodní plocha	1,461
krajina narušená těžbou / skrývka	2,613
zastavěná plocha	1,652
ostatní	8,118

Tab. 7.2.3.d

Analýza diverzity a stability krajiny pro rok 1961 - 1968			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanost <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
1,042	0,536	0,787	1,271

Tab. 7.2.4.b

Analýza okrajů krajinných plošek pro rok 1974		
<i>Edge Analysis</i>		
Kategorie využívání krajiny	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	33,34	1041,89
trvale travní porost	8,49	565,68
les	15,76	1970,24
vodní plocha	5,39	673,66
krajina narušená těžbou / skrývka	12,39	1376,39
zastavěná plocha	0,51	126,31
ostatní	13,68	1954,80

Tab. 7.2.4.c

Analýza tvaru krajinných plošek pro rok 1974	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	1,430
trvale travní porost	1,788
les	1,899
vodní plocha	1,542
krajina narušená těžbou / skrývka	2,643
zastavěná plocha	1,343
ostatní	5,592

Tab. 7.2.4.d

Analýza diverzity a stability krajiny pro rok 1974			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanost <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
1,212	0,623	0,768	1,302

Tab. 7.2.5.b

Analýza okrajů krajinných plošek pro rok 1984		
<i>Edge Analysis</i>		
Kategorie využívání krajiny	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	22,18	924,26
trvale travní porost	10,70	629,57
les	13,80	1254,46
vodní plocha	10,93	993,86
krajina narušená těžbou / skrývka	22,24	1482,92
zastavěná plocha	0,56	139,25
ostatní	10,68	1525,76

Tab. 7.2.5.c

Analýza tvaru krajinných plošek pro rok 1984	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	1,469
trvale travní porost	1,755
les	2,021
vodní plocha	1,356
krajina narušená těžbou / skrývka	2,454
zastavěná plocha	1,237
ostatní	4,605

Tab. 7.2.5.d

Analýza diverzity a stability krajiny pro rok 1984			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanost <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
1,515	0,778	0,843	1,186

Tab. 7.2.6.b

Analýza okrajů krajinných plošek pro rok 1991		
<i>Edge Analysis</i>		
Kategorie využívání krajiny	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	18,84	1255,72
trvale travní porost	13,27	530,98
les	26,08	841,24
vodní plocha	15,90	1325,20
krajina narušená těžbou / skrývka	23,77	1584,41
zastavěná plocha	0,68	136,96
ostatní	14,79	1137,73

Tab. 7.2.6.c

Analýza tvaru krajinných plošek pro rok 1991	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	1,757
trvale travní porost	1,737
les	2,200
vodní plocha	1,363
krajina narušená těžbou / skrývka	2,588
zastavěná plocha	1,298
ostatní	3,891

Tab. 7.2.6.d

Analýza diverzity a stability krajiny pro rok 1991			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanost <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
1,560	0,802	1,136	0,880

Tab. 7.2.7.b

Analyza okrajů krajinných plošek pro rok 2001		
<i>Edge Analysis</i>		
Kategorie využívání krajiny	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	13,88	925,38
trvale travní porost	23,67	676,28
les	32,15	846,10
vodní plocha	20,02	1539,76
krajina narušená těžbou / skrývka	20,42	1361,65
zastavěná plocha	0,94	117,68
ostatní	18,79	1565,59

Tab. 7.2.7.c

Analyza tvaru krajinných plošek pro rok 2001	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	1,541
trvale travní porost	1,996
les	1,993
vodní plocha	1,376
krajina narušená těžbou / skrývka	2,230
zastavěná plocha	1,282
ostatní	4,905

Tab. 7.2.7.d

Analyza diverzity a stability krajiny pro rok 2001			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanost <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
1,553	0,798	2,001	0,500

Tab. 7.2.7.b

Analyza okrajů krajinných plošek pro rok 2012		
<i>Edge Analysis</i>		
<i>Kategorie využívání krajiny</i>	Index celkové délky okrajů [km] <i>TE - Total Edge</i>	Index průměrné délky okrajů [m] <i>MPE - Mean Patch Edge</i>
orná půda	1,87	935,11
trvale travní porost	22,96	560,09
les	44,94	917,17
vodní plocha	27,41	1370,66
krajina narušená těžbou / skrývka	19,77	1647,28
zastavěná plocha	1,13	125,19
ostatní	21,49	1023,49

Tab. 7.2.7.c

Analyza tvaru krajinných plošek pro rok 2012	
<i>Form Analysis</i>	
Kategorie využívání krajiny	Index průměrného tvaru plošky <i>MSI - Mean Shape Index</i>
orná půda	1,203
trvale travní porost	2,217
les	2,323
vodní plocha	1,419
krajina narušená těžbou / skrývka	2,350
zastavěná plocha	1,363
ostatní	4,119

Tab. 7.2.7.d

Analyza diverzity a stability krajiny pro rok 2012			
<i>Diversity Analysis</i>			
Shannonův index rozmanitosti <i>SHDI - Shannon's Diversity Index</i>	Shannonův index vyrovnanost <i>SHEI - Shannon's Evenness Index</i>	Koeficient ekologické stability <i>KES</i>	Koeficient míry antropogenního ovlivnění <i>KAO</i>
1,302	0,669	4,047	0,247

PŘÍLOHA 4

Tab. 7.3.1.b

Vývoj rozlohy kategorií využívání krajiny																
<i>od roku 1937 do roku 2012</i>																
Kategorie využívání krajiny	1937		1954		1961 - 1968		1974		1984		1991		2001		2012	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
orná půda	211,72	55,9	208,02	54,9	197,80	52,2	186,82	49,3	145,33	38,4	118,12	31,2	68,24	18,0	9,99	2,6
trvale travní porost	19,95	5,3	19,67	5,2	19,14	5,1	15,42	4,1	20,92	5,5	25,74	6,8	42,34	11,2	27,55	7,3
les	139,46	36,8	142,15	37,5	144,89	38,3	133,32	35,2	88,03	23,3	66,02	17,4	54,26	14,3	65,40	17,3
vodní plocha	0,74	0,2	0,98	0,3	2,69	0,7	15,76	4,2	64,24	17,0	109,60	28,9	155,87	41,2	210,64	55,6
krajina narušená těžbou / skrývka	1,23	0,3	1,96	0,5	8,89	2,3	20,70	5,5	54,23	14,3	52,25	13,8	49,70	13,1	54,45	14,4
zastavěná plocha	0,81	0,2	0,86	0,2	0,20	0,1	0,29	0,1	0,45	0,1	0,47	0,1	0,59	0,2	0,68	0,2
ostatní	4,72	1,2	4,78	1,3	5,01	1,3	6,36	1,7	5,40	1,4	6,42	1,7	7,62	2,0	9,89	2,6

Tab. 7.3.1.c

Vývoj počtu krajinných plošek								
<i>od roku 1937 do roku 2012</i>								
Kategorie využívání krajiny	1937	1954	1961 – 1968	1974	1984	1991	2001	2012
orná půda	414	444	30	32	24	15	15	2
trvale travní porost	14	20	20	15	17	25	35	41
les	5	7	11	8	11	31	38	49
vodní plocha	3	4	7	8	11	12	13	20
krajina narušená těžbou / skrývka	3	4	10	9	15	15	15	12
zastavěná plocha	1	1	1	4	4	5	8	9
ostatní	9	9	12	7	7	13	12	21

Tab. 7.3.1.d

Vývoj průměrné velikosti krajinných plošek [ha]								
<i>od roku 1937 do roku 2012</i>								
Kategorie využívání krajiny	1937	1954	1961 – 1968	1974	1984	1991	2001	2012
orná půda	0,51	0,47	6,59	5,48	6,06	7,87	4,55	4,99
trvale travní porost	1,43	0,98	0,96	1,03	1,23	1,03	1,21	0,67
les	27,89	20,31	13,17	16,67	8,00	2,13	1,43	1,33
vodní plocha	0,25	0,24	0,38	1,97	5,84	9,13	11,99	10,53
krajina narušená těžbou / skrývka	0,41	0,49	0,89	2,30	3,62	3,48	3,31	4,54
zastavěná plocha	0,81	0,86	0,20	0,07	0,11	0,09	0,07	0,08
ostatní	0,52	0,53	0,42	0,91	0,77	0,49	0,64	0,47

Tab. 7.3.1.e

Vývoj indexu délky okrajů <i>od roku 1937 do roku 2012</i>																
Kategorie využívání krajiny	1937		1954		1961 - 1968		1974		1984		1991		2001		2012	
	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>	<i>celková délka [km]</i>	<i>průměrná délka [m]</i>
orná půda	165,18	399,0	165,44	372,6	34,79	1159,5	33,34	1041,9	22,18	924,3	18,84	1255,7	13,88	925,4	1,87	935,1
trvale travní porost	8,59	613,7	10,44	522,2	10,28	514,2	8,49	565,7	10,7	629,6	13,27	531,0	23,67	676,3	22,96	560,1
les	12,32	2463,6	12,8	1828,8	13,25	1204,5	15,76	1970,2	13,8	1254,5	26,08	841,2	32,15	846,1	44,94	917,2
vodní plocha	1,58	527,0	1,52	380,8	2,17	309,5	5,39	673,7	10,93	993,9	15,9	1325,2	20,02	1539,8	27,41	1370,7
krajina narušená těžbou / skrývka	1,43	476,2	1,47	366,9	6,57	657,2	12,39	1376,4	22,24	1482,9	23,77	1584,4	20,42	1361,7	19,77	1647,3
zastavěná plocha	0,44	444,2	0,45	454,0	0,26	258,8	0,51	126,3	0,56	139,3	0,68	137,0	0,94	117,7	1,13	125,2
ostatní	11,71	1301,5	11,98	1331,4	13,72	1143,0	13,68	1954,8	10,68	1525,8	14,79	1137,7	18,79	1565,6	21,49	1023,5

Tab. 7.3.1.f

Vývoj indexu průměrného tvaru krajinné plošky								
<i>od roku 1937 do roku 2012</i>								
Kategorie využívání krajiny	1937	1954	1961 – 1968	1974	1984	1991	2001	2012
orná půda	1,76	1,73	3,25	1,43	1,47	1,76	1,54	1,20
trvale travní porost	1,58	1,67	1,78	1,79	1,76	1,74	2,00	2,22
les	1,46	1,64	1,51	1,90	2,02	2,20	1,99	2,32
vodní plocha	2,81	2,87	1,46	1,54	1,36	1,36	1,38	1,42
krajina narušená těžbou / skrývka	2,01	1,47	2,61	2,64	2,45	2,59	2,23	2,35
zastavěná plocha	1,39	1,38	1,65	1,34	1,24	1,30	1,28	1,36
ostatní	4,90	5,00	8,12	5,59	4,61	3,89	4,91	4,12

Tab. 7.3.2.a

Vývoj indexů diverzity krajiny								
<i>od roku 1937 do roku 2012</i>								
	1937	1954	1961 - 1968	1974	1984	1991	2001	2012
Shannonův index rozmanitosti	0,947	0,962	1,042	1,212	1,515	1,56	1,553	1,302
Shannonův index vyrovnanosti	0,486	0,494	0,536	0,623	0,778	0,802	0,798	0,669

Tab. 7.3.3.a

Vývoj indexů ekologické stability krajiny								
<i>od roku 1937 do roku 2012</i>								
	1937	1954	1961 - 1968	1974	1984	1991	2001	2012
Koeficient ekologické stability	0,733	0,755	0,787	0,768	0,843	1,136	2,001	4,047
Koeficient míry antropogenního ovlivnění	1,364	1,324	1,271	1,302	1,186	0,880	0,500	0,247

PŘÍLOHA 5

Tab. 7.4.3.a

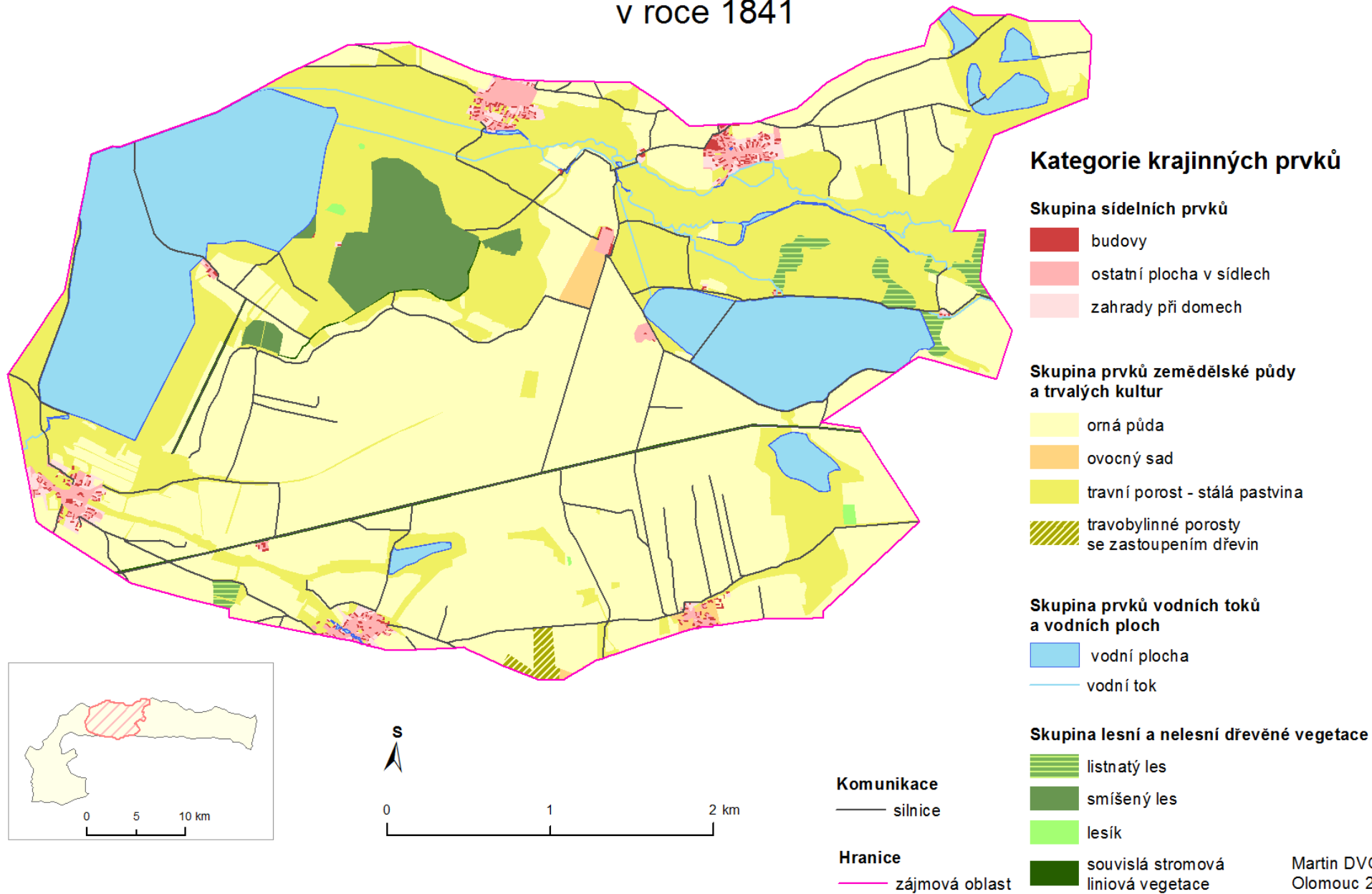
Změna využívání krajiny v důsledku těžby štěrkopísků [ha]								
<i>typ změny</i>		1937 -	1954 -	1968 -	1974 -	1984 -	1991 -	2001 -
výchozí kategorie	cílová kategorie	1954	1968	1974	1984	1991	2001	2012
orná půda	krajina narušená těžbou / skrývka	1,40	7,60	10,47	16,17	7,13	24,67	24,38
trvale travní porost	krajina narušená těžbou / skrývka	0,00	0,31	1,77	1,91	4,70	3,88	7,75
les	krajina narušená těžbou / skrývka	0,12	0,00	5,36	28,66	11,96	7,65	7,11
vodní plocha	krajina narušená těžbou / skrývka	0,00	0,06	0,37	0,86	4,60	1,91	1,93
zastavěná plocha	krajina narušená těžbou / skrývka	0,00	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ostatní	krajina narušená těžbou / skrývka	0,00	0,17	0,19	0,37	0,27	0,68	0,52

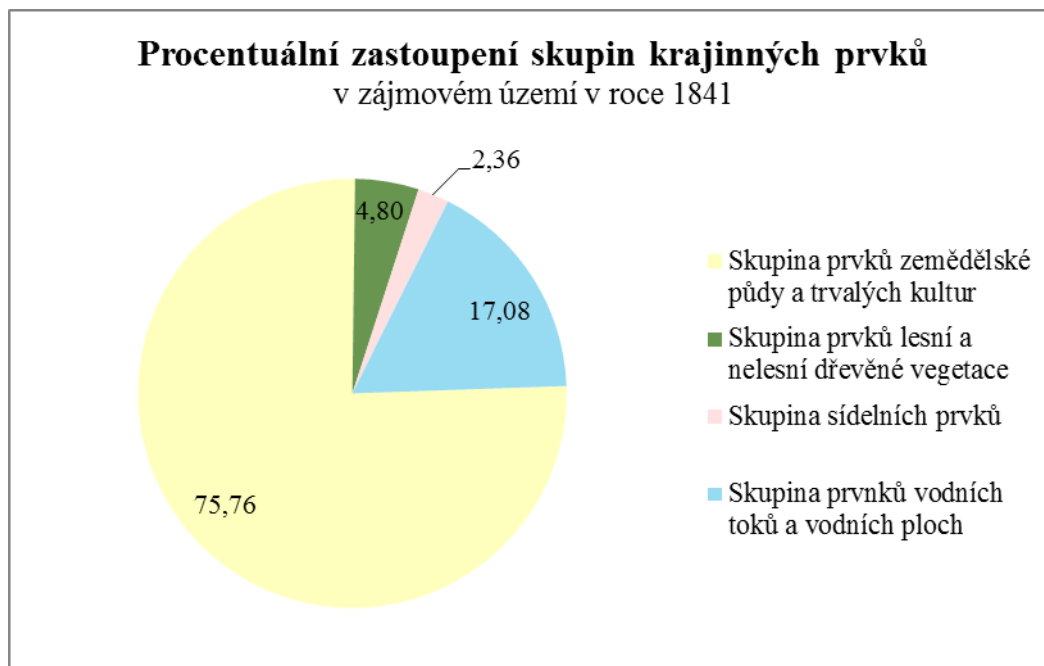
Tab. 7.4.3.b

Změna využívání krajiny v důsledku těžby štěrkopísků [ha]								
<i>typ změny</i>		1937 -	1954 -	1968 -	1974 -	1984 -	1991 -	2001 -
výchozí kategorie	cílová kategorie	1954	1968	1974	1984	1991	2001	2012
orná půda	vodní plocha	0,00	2,05	8,35	24,83	14,59	18,76	23,47
trvale travní porost	vodní plocha	0,00	0,09	0,47	0,92	6,75	3,98	10,48
les	vodní plocha	0,00	0,00	0,42	13,26	15,64	12,83	9,54
krajina narušená těžbou / skrývka	vodní plocha	0,24	0,20	4,39	10,77	15,65	15,34	19,48
zastavěná plocha	vodní plocha	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ostatní	vodní plocha	0,00	0,02	0,31	0,33	0,10	1,38	0,38

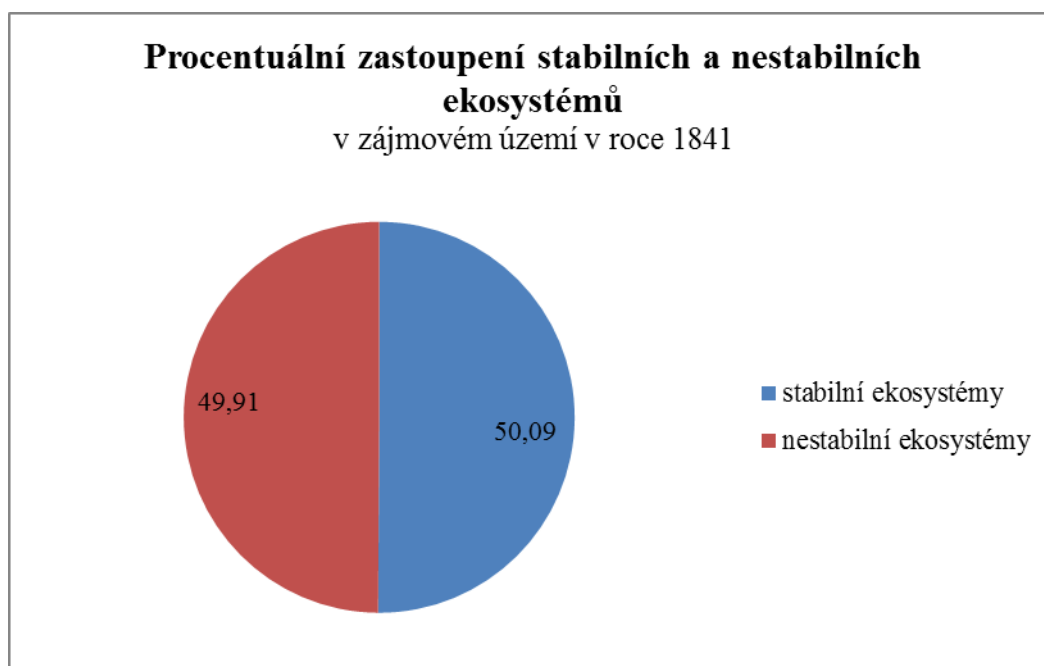
VYUŽITÍ ÚZEMÍ V CENTRÁLNÍ ČÁSTI URBANICKÉ BRÁZDY

v roce 1841



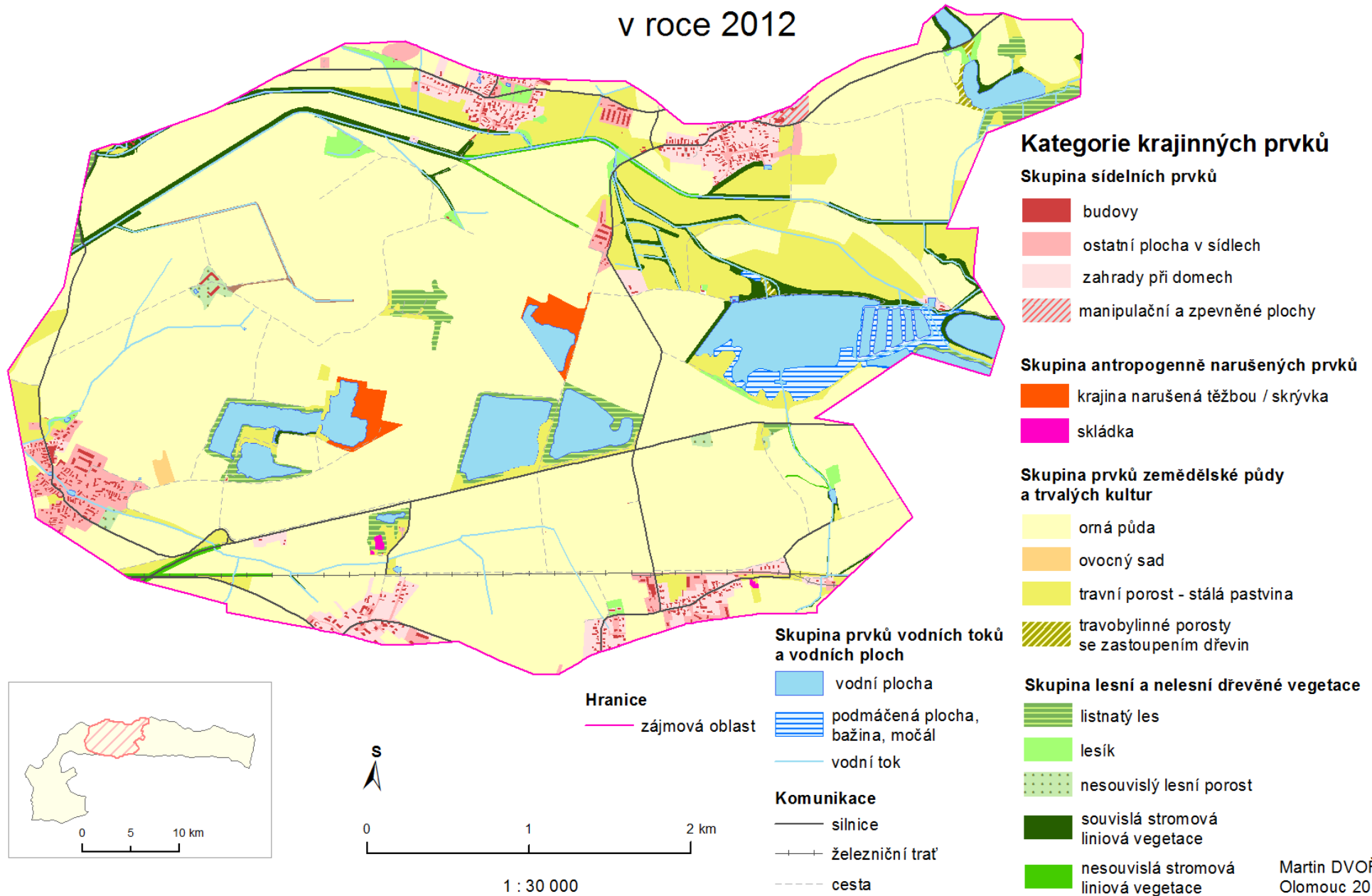


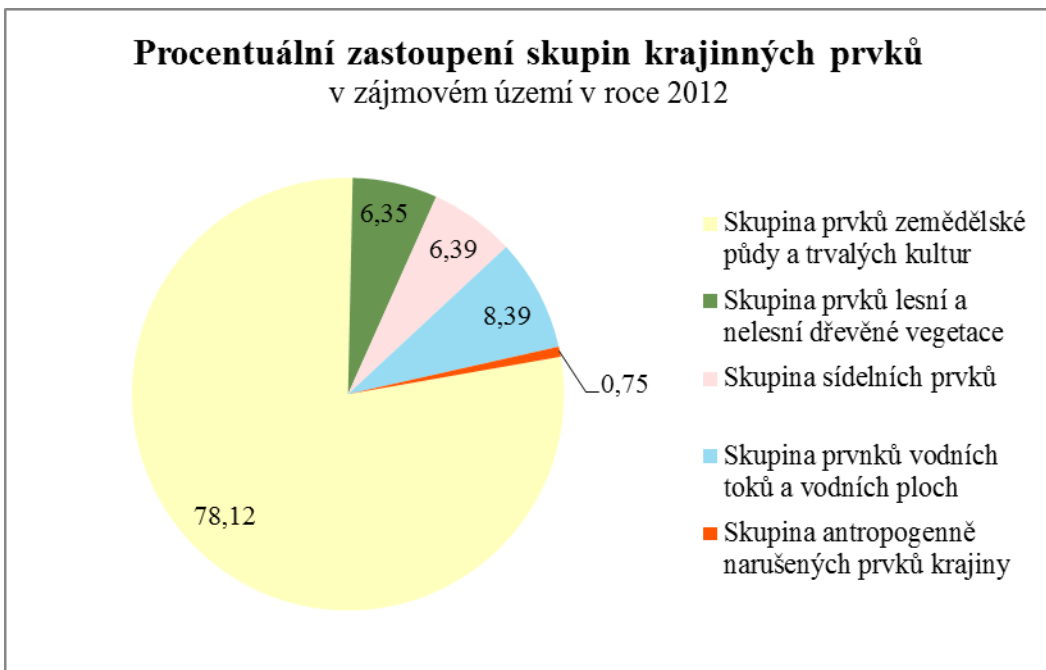
Obr. 9.2.1.a: Procentuální zastoupení skupin krajinných prvků v zájmové oblasti v roce 1841.
zdroj: vlastní zpracování



Obr. 9.2.1.b: Procentuální zastoupení stabilních a nestabilních ekosystémů v zájmové oblasti v roce 1841.
zdroj: vlastní zpracování

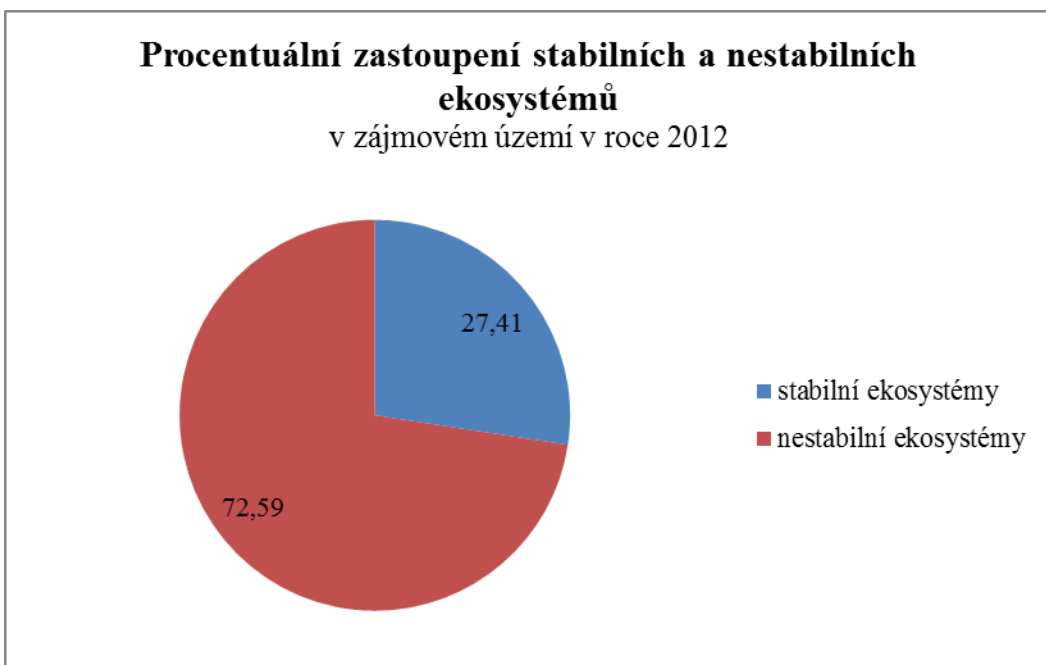
VYUŽITÍ ÚZEMÍ V CENTRÁLNÍ ČÁSTI URBANICKÉ BRÁZDY v roce 2012





Obr. 9.2.1.c: Procentuální zastoupení skupin krajinných prvků v zájmové oblasti v roce 2012.

zdroj: vlastní zpracování



Obr. 9.2.1.d: Procentuální zastoupení stabilních a nestabilních ekosystémů v zájmové oblasti v roce 2012.

zdroj: vlastní zpracování

Dle grafu **Obr. 9.2.1.a**, byla zájmová oblast v roce 1841 využívána především k zemědělským činnostem, což pouze dokazuje, že krajina Urbanické brázdy má dlouholetou tradici v zemědělském využívání. Ze skupiny prvků zemědělské půdy a trvalých kultur byla jako orná půda využívána rozloha odpovídající 63 % a 35 % jako travní porost – stálá pastvina. Významným krajinným prvkem však byla vodní plocha, kterou v zájmové oblasti reprezentoval současně existující Třesický rybník a soustava menších rybníků v severozápadním výběžku. Zaniklé rybníky Chlumecko-dymokurské rybníční soustavy rybník Písecký a Kosický tvořily rozsáhlou jednotlou vodní plochu a zvyšovaly celkovou výměru skupiny prvků vodních toků a vodních ploch na 17 %. Zajímavým výsledkem bylo hodnocení procentuálního zastoupení stabilních a nestabilních ekosystémů, jejichž proporce byla prakticky vyrovnaná (**Obr. 9.2.1.b**). Stabilní a nestabilní ekosystémy byly identifikovány na základě metodiky podle MÍCHALA in LIPSKÝ (1998). Jeho Koeficient ekologické stability dosahoval v roce 1841 hodnoty $1,0036$, čili řadil zájmové území do kategorie intenzivně využívaného území s převažující produkční zemědělskou funkcí. Přesto bylo zájmové území v relativní rovnováze hlavně v důsledku výrazného zastoupení homogenních ploch stabilních vodních, lesních a lučních ekosystémů. Krajina do roku 2012 prošla zásadní změnou ve své tvářnosti, ale co do procentuálního zastoupení skupin krajinných prvků, se zas tak výrazně nezměnila (**Obr. 9.2.1.c**). Znatelný je pokles vodních ploch na zhruba 8 % a výskyt nové kategorie: *skupiny antropogenně narušených prvků krajiny*, které jsou v zájmové oblasti reprezentovány těžbou a skládkami. Podstatná je však změna v relativní ekologické stabilitě reprezentovaná grafem **Obr. 9.2.1.d**. Ekologicky nestabilní ekosystémy v roce 2012 dosahovaly celkové výměry přes 75 %, takže Koeficient ekologické stability klesl na pouhých $0,3776$, což je hodnota pro hranici mezi krajinou intenzivně narušenou lidskou činností s převažující zemědělskou funkcí a pro krajinu nadprůměrně využívanou s výrazným narušením přírodních struktur.

Mapy zobrazují stav krajinné struktury mezi roky 1841 a 2012, což je časové období 171 let, které stačilo na změnu obrazu krajinného rázu (regulace řeky Bystřice, fragmentace krajinných složek, zánik rybníků a vznik nových vodních ploch v důsledku využívání potenciálu pro těžbu nerostných surovin, atd.). Pokud by se podařilo využít potenciál štěrkopískových jezer k jejich ochraně, byl by to pozitivní jev především pro živočišné druhy, kteří nemají v zemědělské krajině tolik možností pro nalezení vhodných stanovišť.