

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



**HODNOCENÍ VLIVU VYUŽITÍ ÚZEMÍ
NA STUPEŇ PŘÍRODNOSTI KRAJINY**

ASSESSMENT OF LAND USE INFLUENCE ON LANDSCAPE NATURALNESS

Diplomová práce

Bc. Helena Kaňková

Vedoucí práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

PRAHA 2013

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně na základě uvedené literatury. Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci knihovny.

V Praze dne 20. srpna 2013

.....

Helena Kaňková

Na tomto místě bych ráda poděkovala RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D., za věnovaný čas a odborné vedení mé diplomové práce. Za cenné připomínky patří mé díky také Mgr. Davidu Vačkářovi, Ph.D., z Centra pro otázky životního prostředí, UK v Praze. V neposlední řadě děkuji rodině a Martinu Medkovi za obětavou podporu při zpracování diplomové práce.

Hodnocení vlivu využití území na stupeň přírodnosti krajiny

Abstrakt

Lidská činnost způsobuje stále větší tlak na přírodní oblasti. Komplexní pochopení a vyhodnocení dopadu člověka na přírodní prostředí je považováno za klíčový předpoklad zachování přírodní rovnováhy. Jako ukazatel pro hodnocení přírodnosti byla vybrána biodiverzita, která je jedním z hlavních komponentů ekologické stability.

Pro hodnocení změn biodiverzity způsobených člověkem bylo vyvinuto několik různých indikátorů. V této práci je k hodnocení současného stavu přírodnosti využit indikátor MSA, který porovnává průměrné početnosti původních druhů s jejich početností v původním, nenarušeném prostředí. Indikátor je založen na přímých příčinných vztazích mezi hnacími silami a jejich dopadem na biodiverzitu, stanoveným podle současně dostupné vědecké literatury. Mezi hnacími silami je zahrnuta změna krajinného pokryvu, intenzita využití území, fragmentace a infrastruktura.

Jako většina indikátorů biodiverzity, MSA dokládá převážně špatný stav přírodního prostředí způsobený antropogenním tlakem, zvláště změnami krajinného pokryvu. Při zvážení stále rostoucí lidské populace a ekonomického rozvoje lze předpokládat další nárůst tlaku lidské činnosti na ekosystémy, spojený s nevratnou ztrátou diverzity života na Zemi.

Klíčová slova: Průměrná druhová početnost (MSA) – využití území – biodiverzita

Assesment of land use influence on landscape naturalness

Abstract

Human activities are putting an increasing pressure on natural areas. Complex understanding and evaluation of human impact on the environment is considered to be a key tool to preserve natural balance. Biodiversity was chosen as proxy for naturalness as it has been recognized as one of the main components of environmental stability.

Several different indices has been developed to assess human-induced changes in biodiversity. In this study, mean abundance of original species relative to their abundance in undisturbed ecosystems (MSA) is used as an indicator for current state of naturalness. Indicator MSA is built on simple cause–effect relationships between environmental drivers and biodiversity impacts, based on state-of-the-art knowledge. Drivers considered are landcover change, land-use intensity, fragmentation and infrastructure development.

As most of biodiversity indices, MSA illustrate prevailingly poor condition of nature as a result of human induced pressures, especially land cover change. Considering constantly increasing population and economic development human pressure grow is likely to continue during the coming decades with irreversible loss in the diversity of life on the Earth.

Keywords: Mean species abundance (MSA) – land use – biodiversity

Zadání diplomové práce

Název práce

Hodnocení vlivu využití území na stupeň přírodnosti krajiny

Klíčová slova

Průměrná druhová početnost (MSA) – využití území – biodiverzita
Mean species abundance (MSA) – land use – biodiversity

Cíle práce

- Rešerše problematiky hodnocení přírodnosti, resp. antropogenní transformace krajiny s využitím indikátorů kvality prostředí (např. *Mean Species Abundance*, *Red List Index*, *Biodiversity Intactness Index* atd.)
- Modifikace indikátoru MSA pro použití v podmínkách ČR
- Analýza míry přírodnosti, resp. antropogenní transformace krajiny na základě indikátoru MSA (*Mean Species Abundance*)
- Porovnání jednotlivých přístupů hodnocení vlivu člověka na krajinu z hlediska uchování biodiverzity

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje

- Rešerše dostupné literatury zabývající se danou problematikou.
- Zpracování vstupních dat využití krajiny (CORINE Land Cover, VMB NATURA 2000, ZABAGED), infrastruktury a míře fragmentace prostředí (ZABAGED, databáze ŘSD) pro území ČR v prostředí GIS.
- Výpočet indikátoru MSA přizpůsobeného pro podmínky ČR
- Porovnání výstupů s odlišnými přístupy hodnocení stupně přírodnosti, resp. antropogenní přeměny krajiny

Datum zadání:

10. 1. 2013

Podpis studenta

Bc. Helena Kaňková

Podpis vedoucího práce

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

OBSAH

	Seznam tabulek	7
	Seznam obrázků	8
	Seznam zkratk	9
1	Úvod	11
	1.1 Cíle diplomové práce	12
	1.2 Struktura práce	12
2	Rešeršní část	13
	2.1 Vymezení termínů	13
	2.2 Definice přírodnosti	15
	2.3 Biodiverzita	15
	2.3.1 Úmluva o biologické rozmanitosti	16
	2.4 Hodnocení přírodnosti krajiny	17
	2.4.1 Kvalitativní hodnocení přírodnosti	17
	2.4.2 Semi-kvantitativní hodnocení přírodnosti	20
	2.4.3 Kvantitativní hodnocení přírodnosti	24
	2.4.4 Bioindikátory	34
	2.5 Současný stav biodiverzity	35
	2.5.1 Situace v ČR	36
3	Analýza přírodnosti krajiny ČR	39
	3.1 Dostupná data	39
	3.2 Metodika	44
	3.2.1 Hnací síly	45
	3.2.2 Celková hodnota MSA	51
	3.3 Zpracování	52
	3.3.1 Příprava dat	52
	3.3.2 Výpočet	58
	3.4 Výsledky	59
	3.4.1 Mapové výstupy	60
4	Diskuze	62
	4.1 Hodnocení kvality ekosystémů	62
	4.1.1 Hodnocení biodiverzity	63
	4.1.2 Stanovení výchozího stavu	64
	4.1.3 Porovnání indikátorů	65
	4.1.4 Hodnocení MSA	65
	4.1.5 Hodnocení MSA ČR	66
5	Závěry	68

SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Příklady typizace vegetace dle struktury	19
Tab. 2: Hodnoty KES pro třídy CORINE Land Cover	22
Tab. 3: Kategorie antropogenního ovlivnění vegetace	23
Tab. 4: Stupně antropogenního ovlivnění vegetace	23
Tab. 5: Odhad podílu ohrožených druhů v rámci skupin	32
Tab. 6: Klasifikace lesních vegetačních stupňů	43
Tab. 7: Základní kategorie MSA Land Use	46
Tab. 8: Vztahy mezi rozlohou a hodnotou MSA	50
Tab. 9: Převod tříd CORINE LC na třídy MSA_{LU}	53
Tab. 10: Schematický přehled přiřazení kategorií lesu	55
Tab. 11: Hodnocení chyby přiřazení kategorií MSA_{LU}	56
Tab. 12: Celkové hodnocení dopadu hnacích sil MSA	59

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Odhad hodnoty NCI v ČR pro rok 1990 a 2010	26
Obr. 2: Vývoj indexu LPI	30
Obr. 3: Podíly jednotlivých kategorií ohrožení v rámci daných taxonových skupin	32
Obr. 4: Index RLI pro taxon ptáků, savců, obojživelníků a korálů	34
Obr. 5: Krabicový graf pro základní kategorie MSA _{LU}	48
Obr. 6: Logistická regrese mezi MSA a vzdáleností od infrastruktury	49
Mapové výstupy:	60
Obr. 7: MSA Land Use – decilové dělení tříd	
Obr. 8: Koeficient ekologické stability - decilové dělení tříd	
Obr. 9: MSA Land Use – standardizované třídy	
Obr. 10: Koeficient ekologické stability – standardizované třídy	
Obr. 11: Infrastruktura	
Obr. 12: Dopad infrastruktury na přírodní oblasti	
Obr. 13: Fragmentace přírodních ploch	
Obr. 14: Dopad fragmentace na přírodní plochy	
Obr. 15: Intenzivně využívané plochy 1	
Obr. 16: Intenzivně využívané plochy 2	
Obr. 17: Dopad urbanismu 1	
Obr. 18: Dopad urbanismu 2	
Obr. 19: Rozsah orné půdy	
Obr. 20: Dopad zemědělství	
Obr. 21: Celková hodnota MSA 1	
Obr. 22: Celková hodnota MSA 2	
Obr. 23: Rozložení hodnot průměrné druhové početnosti MSA	61
Obr. 24: Rozložení hodnot koeficientu ekologické stability KES	61

SEZNAM ZKRATEK

AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR

BII – Biodiversity Intactness Index – Indexu nedotčenosti biodiverzity

BIV – Biodiversity Intactness Variance – odchylka nedotčenosti biodiverzity

CBD – Convention on Biological Diversity – Úmluva o biologické rozmanitosti

CLC – **CORINE Land Cover** – databáze krajinného pokryvu

ČR – Česká republika

DPL – Databanka přirozených lesů ČR

EF – Ecological Footprint – ekologická stopa

GLOBIO – Global Biodiversity Model – Globální model biodiverzity

CHKO – chráněná krajinná oblast

IBI – Index of Biological/Biotic Integrity – index biologické/biotické integrity

IMAGE – Integrated Model to Assess Global Environment – Integrovaný model stavu životního prostředí

IUCN – International Union for Conservation of Nature – Světový svaz ochrany přírody

K_{AO} – Koeficient antropogenního ovlivnění

K_{AOV} – Koeficient antropogenního ovlivnění vegetace

K_{ES} – Koeficient ekologické stability

LC – Land Cover – krajinný pokryv

LPI – Living Planet Index – index živoucí planety

LU – Land Use – využití území

LU/LC – kombinace dat LU a LC

MA – Millennium Ecosystem Assessment – Miléniové hodnocení ekosystémů

MSA – Mean Species Abundance – průměrná druhová početnost

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

NCI – Natural Capital Index – index přírodního kapitálu

NIL – Národní inventarizace lesů v České republice, ÚHÚL

NP – nestabilní prvky

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development – Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj

OSN – Organizace spojených národů

RLI – Red List Index – Index červených seznamů

ŘSD – Ředitelství silnic a dálnic ČR

SAO – stupeň antropogenního ovlivnění

SP – stabilní prvky

TEEB – Economics of Ecosystems and Biodiversity – Ekonomika ekosystémů a biodiverzity

TTP – trvalý travní porost

ÚHÚL – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem

UN – United Nations

UNEP – United Nations Environment Programme – Program OSN pro životní prostředí

VaV – Výzkum a vývoj

VLS – Vojenské lesy a statky ČR, s.p.

v.v.i. – veřejná výzkumná instituce

VÚKOZ – Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví

WSSD – World Summit on Sustainable Development – Světový summit o udržitelném rozvoji (konference OSN)

WWF – World Wide Fund for Nature Světový fond na ochranu přírody

ZOPK – ve znění pozdějších předpisů

1 ÚVOD

Činnost člověka je dlouhodobě zásadním faktorem ovlivňujícím stav a vývoj krajiny. Již první zemědělství a lov začaly pozvolna zasahovat do rovnováhy přírodního prostředí, jejich dopad byl však převážně přímý a úzce lokální. Nastupující intenzifikace zemědělství a průmysl postupně přinesly závažné změny přirozených procesů ekosystémů (např. Löw, Míchal 2003; Sklenička 2003). S prudkým růstem populace a spotřeby v posledních desetiletích antropogenní tlak na krajinu stále roste.

V mnoha oblastech již nároky na přírodní zdroje značně převyšují možnou produktivitu prostředí a také se mnohem více projevují nepřímé a globální dopady lidské činnosti (např. Vačkář 2013, Wackernagel et al. 2002). Komplexní hodnocení stavu ekosystémů a vlivu člověka na procesy, které v nich probíhají, je proto nezbytným předpokladem pro hledání rovnováhy mezi využitím a zachováním přírodního prostředí.

V České republice jsou v současnosti pro hodnocení míry antropogenního tlaku na krajinu resp. přírodnosti krajiny využívány nástroje určující pouze kvalitativní třídy nebo velmi obecně zpracovaná data (Koeficient ekologické stability, Koeficient antropogenního ovlivnění). Přestože je v rámci mezinárodních úmluv a zpráv hodnotících životní prostředí (např. Millennium Ecosystem Assessment 2005, Global Biodiversity Outlook 3, 2010) vyvíjena řada nových modelů a indikátorů, jejich využití v praxi je zatím minimální.

Lepší kvantifikace vlivu antropogenního tlaku na krajinu a prostorová interpretace výsledků přitom může v budoucnosti zefektivnit rozhodování o využití přírodních zdrojů a míry zásahů do přírodního prostředí.

Výsledky práce budou dále rozvíjeny pod vedením Mgr. Davida Vačkáře, Ph.D., ve spolupráci s *PBL Netherlands Environmental Assessment Agency*, která se zabývá vývojem modelu GLOBIO3 (Global Biodiversity Model) a hodnocením dopadu lidské činnosti na biodiverzitu. Výsledky spolupráce budou mj. využity v projektu *Integrované hodnocení dopadů globálních změn na environmentální bezpečnost ČR*.

1.1 Cíle diplomové práce

Základním cílem diplomové práce byla rešerše problematiky hodnocení přírodnosti, resp. antropogenní transformace krajiny a porovnání jednotlivých přístupů k hodnocení vlivu člověka na krajinu z hlediska uchování biodiverzity (např. Mean Species Abundance, Biodiversity Intactness Index, Red List Index a jiné).

Dalším cílem byla analýza přírodnosti, resp. antropogenního tlaku na krajinu ČR na základě indikátoru *průměrné druhové početnosti* MSA (Mean Species Abundance), který sleduje ztrátu a ovlivnění biodiverzity. Její součástí jsou mapové výstupy znázorňující dopad změny využití území, infrastruktury a fragmentace území na biodiverzitu a současný stav celkové průměrné druhové početnosti v ČR.

Výstupy analýzy byly porovnány s koeficientem ekologické stability, který je v současnosti využíván k hodnocení antropogenního tlaku a stavu krajiny.

1.2 Struktura práce

Obecná část studie je zpracována na základě rešerše dostupné české a zahraniční literatury zabývající se danou problematikou. Obsahuje definici základních použitých termínů a představuje různé přístupy hodnocení přírodnosti krajiny, rozdělené do 4 typů: (i) kvalitativní, (ii) semi-kvantitativní, (iii) kvantitativní a (iv) bioindikátory. Dále shrnuje současný stav biodiverzity a její ochranu v České republice.

Druhou částí je zpracování analýzy přírodnosti krajiny v České republice. V jejím úvodu jsou charakterizována dostupná data. V následující kapitole je představena původní metodika indikátoru průměrné druhové početnosti MSA. Dále je vysvětlena příprava a postup reklasifikace použitých dat a zpracování indikátoru v prostředí geoinformačních systémů. Výsledky jsou prezentovány mapovými výstupy a grafy a porovnány s koeficientem ekologické stability. Následuje kapitola diskuze. Poslední částí práce jsou závěry.

2 REŠERŠNÍ ČÁST

Dopad antropogenního tlaku na fungování ekosystémů je v současnosti často diskutovaným tématem a předmětem mnoha přijímaných opatření a úmluv jak na národní, tak mezinárodní úrovni (např. Program OSN pro životní prostředí UNEP – Global Environment Outlook 2000, Úmluva o biologické rozmanitosti CBD – Global Biodiversity Outlook 3, 2010).

Mnohé dílčí projevy lidské činnosti, např. vliv fragmentace nebo změny využití území na ztrátu biodiverzity, jsou dlouhodobě sledovány (Pimm et al. 1995, Sala et al. 2000). Bez nástrojů umožňujících kvantifikaci vzájemných vazeb mezi přírodním prostředím a lidskou činností je však využití těchto znalostí v praxi značně omezené. To je také považováno za jednu z příčin nedostatečné regulace nadměrného využívání a degradace ekosystémů (Vačkář 2013).

2.1 Vymezení termínů

Anglický výraz *naturalness* (něm. *Natürlichkeit*) je mezinárodně užívaný pojem. V angličtině je odvozen od výrazů *nature* – *natural*, v němčině *die Natur* – *natürlich*, tedy od základu *příroda* – *přírodní*. K překladu tohoto anglického termínu však neexistuje v české literatuře jednotný přístup. Doslovným překladem je pojem *přírodnost*. Častěji používaným ekvivalentem pro hodnocení stavu krajiny je však termín *přirozenost* (např. Míchal 1994, Adam et al. 2011). I pro tato hodnocení *stupně přirozenosti* se však používá označení *stupně nejvyšší kvality prostředí přírodní krajina*. Sklenička (2003) používá oba ekvivalenty, nezávisle na sobě zmiňuje jak *míru přírodního charakteru krajiny*, tak *stupeň přirozenosti krajiny*.

V rámci tvorby jednotného názvosloví pro hodnocení dochovalosti lesních porostů ČR byla provedena rešerše dosavadní lesnické typologie, zaměřující se právě na výraz *přírodní* vs. *přirozený* (VÚKOZ on-line). Obecně se prosazují dva přístupy použití termínů. V prvním

se jedná o dvě kategorie stejné úrovně, přičemž *přírodní* les odpovídá nejvyšší míře zachovalosti porostu, jedná se o les bez přímých antropogenních vlivů. *Přirozený* les označuje kategorii s nižší mírou zachovalosti, les má přírodní druhovou skladbu, ne však prostorovou a věkovou výstavbu a zahrnuje i uměle založené lesy (Podrázský et al. 2001, Míchal 1983). Druhý přístup, z kterého vychází výsledná terminologie hodnocení lesů v ČR, považuje výraz *přirozený* za širší, obecnější alternativu kategorie *přírodní*.

Pro vyjádření míry dochovalosti lesního porostu v rámci hodnocení lesů v ČR byl vybrán termín *stupeň přirozenosti*, který je v lesnictví více zažitý než doslovnější překlad *stupeň přírodnosti*. Jednotlivé kategorie jsou (i) les původní, (ii) les přírodní a (iii) les přírodě blízký, přičemž pro tyto tři uvedené stupně se užívá souhrnné označení *přirozené lesy* (VÚKOZ on-line).

V rámci diplomové práce je pro hodnocení kvality přírodního prostředí upřednostňován doslovnější překlad termínu naturalness, tedy *přírodnost*. Tento termín lépe odpovídá škále používané ve většině hodnocení, kdy jako krajní kategorie slouží *přírodní krajina* nebo ekosystém a *přirozený ekosystém* je přechodnou kategorií nižší kvality (Sklenička 2003). V případech, kdy by mohl být překlad zavádějící, je uváděn i původní název. U prací českých autorů je zachováno jejich původní názvosloví, přičemž termíny *přírodnost* a *přirozenost* jsou považovány za ekvivalenty, pokud není uvedeno jinak.

Stupeň přírodnosti je ve většině uvedených prací hodnocen na základě míry antropogenního tlaku a jeho hodnota je tak považovaná za nepřímo úměrnou stupni ovlivnění dané krajiny člověkem (Míchal 1994, Sklenička 2003). Metody hodnotící stupně *antropogenní transformace* nebo *synantropizace* krajiny jsou považovány za rovnocenné metodám hodnocení stupně *přírodnosti* vzhledem k obecně stejné škále kategorií, pouze s převrácenými hodnotami.

Často používanými výrazy v dané problematice jsou výrazy *land use* (dále LU, využití území) a *land cover* (dále LC, krajinný pokryv). Přestože se ve svém významu liší, většina autorů používá oba termíny bez přesného vymezení a pracuje jak s daty o využití území, tak s daty krajinného pokryvu, aniž by je rozlišovala. Práce zachovává původní termíny autorů, pokud není uvedeno jinak. Data kombinující oba typy jsou označena zkratkou LU/LC.

2.2 Definice přírodnosti

Stupeň přírodnosti obecně vyjadřuje rozdíl mezi aktuálním a přírodním stavem krajiny, hodnotí dopad přímého i nepřímého vlivu člověka na biosféru. Vymezení pojmu *přírodní* a postavení člověka v ekosystému je však předmětem mnoha debat. Existuje celá škála názorů: od striktně dualistického pojetí člověk vs. příroda, po nahlížení lidstva jako nedílné součásti přírody (Aplet, Cole 2010).

Další spornou otázkou je časové vymezení počátku vlivu člověka. Brink (2000, 2007) upozorňuje na důležitost stanovení výchozího stavu, tzv. baseline, s kterým je při hodnocení kvality ekosystému porovnáván současný stav. Vzhledem k postupnému vymezení člověka vůči přírodě, navíc časově odlišnému v různých částech světa, neexistuje jednoznačně vymezená hranice a výchozí stav je tedy nutné stanovit uměle.

Při hodnocení přírodnosti ekosystému se zohledňují různá kritéria. Autoři však většinou uvádějí tato kritéria bez bližší specifikace jejich uplatnění (Anderson 1991, Angermeier 2000). Nejčastěji jsou to (i) podíl zbývajících původních druhů, (ii) vklad energie potřebné k udržení stávajícího stavu, (iii) doba/možnost návratnosti do původního stavu.

Sklenička (2003) rozvádí *kritéria hodnocení stupně přirozenosti* následovně:

- změny struktury společenstva ve srovnání s přírodním společenstvem
- podíl druhů původních organismů vzhledem k počtu druhů tvořících přírodní společenstvo
- podíl vymřelých druhů původní bioty
- podíl spontánních sekundárních organismů – členů autochtonní regionální bioty
- podíl tzv. synantropních nebo ruderálních organismů
- životní trvalost kultivovaných i spontánních druhů v ekosystému

2.3 Biodiverzita

Zachovalost ekosystému je úzce propojena se stavem biodiverzity, kterou lze vnímat v různých hierarchických rovinách (geny, druhy a ekosystémy) a také v různých aspektech

(struktura, funkce, složení) (Noss 1990; Scholes, Biggs 2005). Přestože biodiverzita představuje mnohorozměrný koncept, její hodnocení se většinou zaměřuje na úroveň druhů, jakožto nejlépe definovatelného a sledovatelného prvku (Nielsen et al. 2007).

Často sledovaným ukazatelem je změna počtu druhů v závislosti na rostoucí míře využití krajiny člověkem, která vede ve výsledku k vyhubení mnoha organismů. Vyhynutí druhu je však až posledním krokem dlouhodobého procesu ztráty biodiverzity, který je charakterizován snižováním početnosti a rozšíření mnoha původních druhů, doprovázené postupnou ztrátou schopnosti ekosystému podporovat a udržet své ekologické funkce a služby (Collen et al. 2009, Brink 2000). Zároveň s tím dochází ke zvýšení početnosti a rozšíření jiných druhů, postupně začínají převažovat všeobecně rozšířené, zejména synantropní a invazní druhy, které se šíří na úkor původních, často vzácnějších druhů. Tento proces se nazývá tzv. homogenizace přírody (Vačkář et al. 2012).

V prvních fázích tohoto komplexního procesu degradace ekosystému může díky rozšiřování nových druhů docházet ke zvýšení druhové rozmanitosti. Pokud je tedy kvalita ekosystému hodnocena jen na základě vývoje počtu druhů, může být tento proces chybně vyhodnocen (Nielsen et al. 2007, Noss 1990). Z tohoto důvodu se upřednostňuje zohlednění vývoje početnosti populací původních druhů, který tento proces lépe vystihuje.

Druhová početnost, definovaná jako počet jedinců populace nebo druhu, je považována za prostorový aspekt biodiverzity, který by neměl být podceňován (Brink 2000). Při hodnocení kvality ekosystému je citlivější ke změnám, lépe měřitelný a přesnější indikátor ztráty biodiverzity než tradičně používané hodnocení druhové bohatosti (Scholes, Biggs 2005; Vačkář et al. 2012).

Druhová početnost byla např. vybrána jako klíčový indikátor pro hodnocení naplnění cílů Úmluvy o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, dále CBD) stanovených do roku 2010 (Brink 2007). Stejně tak rozvoj mnoha dalších indikátorů stavu přírodního prostředí, založených na hodnocení změny biodiverzity, je přímou odpovědí na potřeby CBD.

2.3.1 Úmluva o biologické rozmanitosti

Úmluva byla poprvé představena na Konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji 5. června 1992 v brazilském Rio de Janeiru a v platnost vstoupila v roce 1993. Dodnes se řadí k nejvýznamnějším mezinárodním úmluvám v oblasti životního prostředí. Mezi základní cíle CBD patří ochrana biologické rozmanitosti, udržitelné využívání jejích

složek a spravedlivé a rovnocenné rozdělování přínosů plynoucích z genetických zdrojů (CBD on–line).

Během šestého zasedání Konference smluvních stran CBD v roce 2002 v Haagu byl přijat Strategický plán s hlavním cílem do roku 2010 zásadně snížit výrazný úbytek biodiverzity na globální, regionální i národní úrovni. Biodiverzita byla uznána jako základní předpoklad dalšího fungování lidské civilizace a její ochrana hlavní výzvou moderní doby. Téhož roku na konferenci Organizace Spojených národů (United Nations, dále UN) – Světovém summitu o udržitelném rozvoji (World Summit on Sustainable Development, dále WSSD) v Johannesburgu byl přijat Implementační plán zahrnující stejné cíle v rámci udržitelného rozvoje (UN on–line).

2.4 Hodnocení přírodnosti krajiny

Společným znakem různých typů hodnocení přírodnosti krajiny je použitá škála, která přechází mezi krajními třídami *zcela přírodní* a *zcela antropogenizované* krajiny několika přechodnými mezistupni. Tradičním přístupem k hodnocení krajiny bylo dříve rozřazení území do kvalitativních tříd na základě obecných, značně subjektivních kritérií (např. Forman, Godron 1993; Ellenberg 1973 in Míchal 1994). V rámci snahy o objektivnější hodnocení a pro možnost statistického zpracování vznikala semi-kvantitativní hodnocení, kdy byly výše uvedené kvalitativní škály doplněny číselnými hodnotami (např. Stupeň ekologické stability, Míchal 1994). Dalším typem hodnocení jsou v současnosti rozvíjené kvantitativní analýzy, které se snaží vyjádřit míru dopadu antropogenní činnosti přímo změnou konkrétních sledovaných přírodních charakteristik. Zvláštní kategorii v hodnocení stavu krajiny pak zauímají bioindikátory.

2.4.1 Kvalitativní hodnocení přírodnosti

Pro rozřazení území do kvalitativních tříd jsou sledovány převážně změny druhového složení a struktury současného rostlinného společenstva oproti potenciální přirozené vegetaci (Míchal 1994, Sklenička 2003, viz tab. 1). Typickým příkladem je hodnocení přírodnosti rozřazením do kvalitativních tříd podle Formana a Godrona (1993):

1. **Přírodní krajina** – bez významnějších lidských vlivů.
2. **Obhospodařovaná krajina** – příkladem mohou být pastviny nebo les, ve kterých se sice vyskytují původní druhy, ale jsou záměrně obhospodařovány s cílem sklízet produkci.
3. **Obdělávaná krajina** – jednotlivé vesnice a enklávy s přírodními nebo obhospodařovanými ekosystémy roztroušeny mezi převažujícími obdělávanými plochami.
4. **Příměstská krajina** – přechod mezi městem a volnou krajinou tvořený heterogenní směsicí sídel, obchodních center, obdělávaných polí a přirozené vegetace.
5. **Městská krajina** – se zbytky parkových ploch roztroušených v husté zástavbě.

Při hodnocení lze dojít maximálním zjednodušením ke třem třídám krajin: (i) třída tvořená relativně přírodními ekosystémy, (ii) třída tvořená relativně umělými ekosystémy a (iii) třída krajin přechodných, které na souvislé ploše tvoří prvky obou předchozích tříd. Löw a Míchal (2003) uvádí takovéto rozdělení krajiny pro účely hodnocení krajinného rázu České republiky, tzv. geoeologické krajinné typy, založené na poměru prvků přírodních a prvků vytvořených člověkem:

Typ A – krajina značně ovlivněná civilizačními zásahy (*plně antropogenizovaná*)

Typ B – krajina s vyrovnaným poměrem přírodních a civilizačních prvků (*intermediální*)

Typ C – krajina bez výrazných civilizačních zásahů (*relativně přírodní* – v porovnání s typem A a B *antagonická*)

Sklenička (2003) uvádí dále klasifikaci vegetace podle zastoupení druhů do 3 kategorií: (i) přírodní (původní) vegetace, (ii) přirozená vegetace a (iii) druhotné kulturní porosty.

Jako *přírodní* (nebo *původní*) se vymezují ekosystémy, které vznikly působením přírodních, abiotických i biotických, krajinotvorných procesů bez významnějšího vlivu člověka a jsou v rovnováze s prostředím. Jedná se o poslední zbytky původních společenstev, z nichž je velká část chráněna zákonem. Proti tomu *přirozené* ekosystémy jsou složené z druhů stanovištně příslušných, ale jsou pod částečným vlivem člověka, např. pěstebními nebo hospodářskými zásahy. III. kategorií, nazvanou druhotné kulturní porosty, jsou významně pozměněná rostlinná společenstva, která tvoří převážnou většinu vegetace na území ČR. Jejich druhová skladba neodpovídá stanovištním podmínkám a k dosažení rovnováhy s prostředím je třeba množství dodatkové energie. Druhotné kulturní porosty se uplatňují ve formě lesa, travního porostu i polních kultur.

V nejužším pojetí se čistě přírodní ekosystémy na Zemi již nevyskytují, i oblasti bez přímého lidského vlivu jsou zasaženy např. prostřednictvím atmosféry (Scholes, Biggs 2005; Ferrari et al. 2008).

Tab. 1: Příklady typizace vegetace dle struktury (Míchal 1994, Sklenička 2003, upraveno)

Stupně přirozenosti vegetace (Schlüter 1982)	Slovní označení přirozenosti ekosystému (Ellenberg 1973)	Spontánní druhová kombinace	Strukturní znaky
0	–	–	Plochy druhotně zbavené vegetace
1	VI – umělý	Žádná	Monokultury bez spontánních druhů
2–4	V – přírodě cizí	Sekundární na části plochy / celoplošně	Umělé struktury s různou dynamikou spontánních druhů (ustupují nebo se šíří)
5–6	IV – přírodě vzdálený	Sekundární, plně vyvinutá	S charakteristickou druhovou kombinací odlišnou od stupně 7
7	III – přírodě blízký	Sekundární polopřirozená	Sekundární struktury polí, luk a lesů, polopřirodní druhová kombinace
8	II – přirozený	Převážně přírodní	Přírodní druhová skladba, pozměněná struktura
9	I – přírodní – nedotčený	Přírodní	Přírodní druhová skladba i struktura

2.4.2 Semikvantitativní hodnocení přírodnosti

Přiřazením určitých číselných hodnot výše uvedeným kvalitativním škálám vznikají semikvantitativní hodnocení přírodnosti umožňující statistické zpracování dat (Löw, Míchal 2003; Sklenička 2003). Přiřazené číselné hodnoty vystihují určitou hierarchii tříd. Nemusí vyjadřovat přesný poměr mezi jednotlivými třídami, proto je jejich další využití omezeno pouze pro vzorce, které respektují omezení takových stupnic.

V České republice jsou využívány 2 základní koeficienty – koeficient ekologické stability (K_{ES}) a koeficient antropogenního ovlivnění (K_{AO}). Používají se např. pro rámcové charakterizování a kategorizaci ekologické stability, resp. antropogenního ovlivnění, při vymezení územního systému ekologické stability (ÚSES) v rámci územního plánování a ochrany přírody (Míchal 1994).

Koeficient ekologické stability

Koeficient ekologické stability (K_{ES}) v původní podobě, která je v rámci tvorby ÚSES používána, je vyjádřen poměrem mezi rozlohou ploch relativně stabilních prvků (SP) a rozlohou ploch relativně nestabilních prvků (NP) (Míchal 1994). Všechny plochy jsou jednoznačně rozřazeny do dvou krajních kategorií, není nijak zohledněna různá intenzita využití jednotlivých ploch v rámci kategorií. Čím vyšší je výsledná hodnota vypočteného ukazatele K_{ES} , tím větší je podíl trvalé vegetace daného území a vyšší předpoklady pro stabilitu lokálních ekologických vztahů. Rozdělením výsledných hodnot K_{ES} do intervalů lze území klasifikovat do několika (většinou 5) tříd ekologické stability.

$$K_{ES} = \frac{SP}{NP} = \frac{\text{lesní půda} + \text{vodní pl.} + \text{TTP} + \text{pastviny} + \text{mokřady} + \text{sady} + \text{vlnice}}{\text{orná půda} + \text{chmelnice} + \text{ostatní plochy}}$$

Další variantou výpočtu koeficientu je přiřazení určité hodnoty ekologické významnosti jednotlivým třídám LU, z nichž je počítán vážený průměr podle rozlohy jednotlivých ploch. Miklós (1986) uvádí tyto hodnoty ekologické významnosti: pole – 0,14; louky – 0,62; pastviny – 0,68; zahrady – 0,50; ovocné sady – 0,30; lesy a voda – 1,00; ostatní – 0,10.

V rámci metodiky Agroprojektu 1988 jsou jednotlivé prvky krajiny děleny do skupin podle stupně kvality (I. stupeň – nejméně stabilní, V. stupeň – nejstabilnější). Výhodou je možnost zohlednění reálného stavu jednotlivých ploch, přiřazení stupně je však velmi subjektivní. Podle procentuálního zastoupení rozlohy jednotlivých stupňů je následně počítán koeficient ekologické stability (Lipský 2000):

$$K_{ES} = \frac{1,5A + B + 0,5C}{0,2D + 0,8E}$$

A – podíl rozlohy V. stupně kvality

B – podíl rozlohy IV. stupně kvality

C – podíl rozlohy III. stupně kvality

D – podíl rozlohy II. stupně kvality

E – podíl rozlohy I. stupně kvality

Podle vypočítaných hodnot je krajina poté hodnocena následovně:

$K_{ES} < 0,1$	devastovaná krajina
$0,1 < K_{ES} < 1,0$	narušená krajina schopná autoregulace
$K_{ES} = 1,0$	vyvážená krajina
$1,0 < K_{ES} < 10,0$	krajina s převažující přírodní složkou
$K_{ES} = 10,0$	krajina přírodní nebo přírodě blízká

Löw a Míchal (2003) uvádí hodnoty K_{ES} (0,5 – 5) pro jednotlivé třídy CORINE LC, z nichž je možné váženým průměrem počítat celkovou hodnotu K_{ES} pro velká území na základě dobře dostupných vektorových dat (tab. 2).

Tab. 2: Hodnoty K_{ES} pro třídy CORINE Land Cover (Löw, Míchal 2003, upraveno):

Kód CLC	Kategorie původního pokryvu CORINE Land Cover	Hodnota K_{ES}
<i>Urbanizované a technizované areály</i>		
111	Souvislá městská zástavba	0.5
112	Nesouvislá městská zástavba	0.5
121	Průmyslové, obchodní a dopravní areály	0.5
122	Silniční a železniční síť o min. šířce 100 m	0.5
131	Areály těžby nerostných surovin	0.5
132	Areály skládek	0.5
133	Areály výstavby budov a zemních prací	0.5
<i>Zemědělské areály</i>		
211	Orná půda v blocích větších než 100 ha	1
211	Orná půda v blocích menších než 100 ha	1.5
221	Vinice	1.5
222	Ovocné sady a plantáže	2
231	Louky a pastviny vč. dočasných a umělých	2
241	Areály se střídáním jednoletých a víceletých kultur	2.5
242	Mozaika polí, luk a trvalých kultur	3.5
243	Převážně zemědělské areály s výrazným podílem přirozené vegetace	3.5
321	Přirozené louky s rozptýlenými dřevinami mimo alpský stupeň Krkonoš (většinou lada ve vojenských výcvikových prostorech)	3.5
<i>Areály lesů</i>		
312a	Jehličnaté lesy s výjimkou borových v Ralském bioregionu a smrkových v Krkonošském bioregionu	3
312b	Bory v Ralském bioregionu, smrčiny v Krkonošském bioregionu	3.5
313	Smíšené lesy jehličnato–listnaté	4.5
311	Listnaté lesy	5
<i>Ostatní plochy</i>		
512	Umělé vodní plochy	4.5
321	Přirozené bezlesí (převážně alpský stupeň Krkonoš a Jeseníků)	5
333	Areály s řídkou xerothermní vegetací travin a křovin	5
411, 412	Bezlesé mokřady včetně rašelinišť	5
511	Vodní toky minimální šířky 100 m	5

Koeficient antropogenního ovlivnění

Pro rámcové hodnocení antropogenního tlaku na krajinu lze využít koeficient antropogenního ovlivnění (K_{AO}). Je založen na stejném principu jako koeficient ekologické stability, pouze s převrácenou hodnotou počítaného zlomku (Kupková 2001). Jeho hodnoty

jsou tedy nepřímo úměrné hodnotám K_{ES} (čím menší je intenzita antropogenního ovlivnění, tím větší je hodnota ekologické stability a naopak).

$$K_{AO} = \frac{NP}{SP} = \frac{\text{orná půda} + \text{chmelnice} + \text{ostatní plochy}}{\text{lesní půda} + \text{vodní pl.} + \text{TTP} + \text{pastviny} + \text{mokřady} + \text{sady} + \text{vinice}}$$

Sklenička (2003) uvádí také výpočet koeficientu antropogenního ovlivnění vegetace (K_{AOV}) podle kvalitativních kategorií stavu, které jsou přiřazeny subjektivně:

$$K_{AOV} = \frac{I + II + III + IV + V}{VI + VII + VIII + IX + X}$$

Tab. 3: Kategorie antropogenního ovlivnění vegetace (Sklenička 2003):

I.	Původní	VI.	Přírodě podmíněně vzdálená
II.	Přírodní	VII.	Přírodě podmíněně blízká
III.	Přirozená	VIII.	Přírodě vzdálená
IV.	Podmíněně přirozená	IX.	Přírodě cizí
V.	Přírodě blízká	X.	Umělá

Za hraniční hodnotu koeficientu je považována hodnota 1, která znamená vyrovnaný poměr přírodních a kulturních prvků v území. Podle hodnoty K_{AOV} je možné stanovit stupeň antropogenního ovlivnění vegetace (S_{AOV}) dle následující škály:

Tab. 4: Stupně antropogenního ovlivnění vegetace (Sklenička 2003)

S_{AOV}	K_{AOV}	Antropogenní ovlivnění
1	Méně než 0,40	Velmi silné
2	0,40 – 0,80	Silné
3	0,80 – 1,20	Průměrné
4	1,20 – 2,00	Slabé
5	Více než 2,00	Velmi slabé

2.4.3 Kvantitativní hodnocení přírodnosti

V současnosti je rozvíjena řada modelů a indikátorů, kde je míra dopadu antropogenní činnosti kvantifikována přímo změnou konkrétních sledovaných přírodních charakteristik.

Při využití komplexních modelů jsou limitujícím faktorem vysoké nároky na podkladová data, jejichž získávání je často finančně a časově značně náročné a dlouhodobé srovnatelné záznamy nejsou k dispozici. Při hodnocení změn kvality životního prostředí mají proto klíčový význam zjednodušené indikátory (Vačkář 2005). Jejich hlavním smyslem je ukázat celkový stav a vývoj kvality přírodního prostředí. Pro praktickou aplikaci by měly podávat zjednodušenou a srozumitelnou informaci o současných a budoucích trendech. Je nutné přiměřené zjednodušení sledované problematiky a určitá agregace dat. Indikátory nemohou ze své podstaty poskytnout komplexní hodnocení všech aspektů stavu a vazeb přírodního prostředí a proto je k jejich interpretaci nutný kontext použitých dat a dané metodiky, případně kombinace několika indikátorů (Faith et al. 2008).

Přesto mají indikátory kvality prostředí široké uplatnění, mohou být použity pro hodnocení celkového trendu sledované veličiny, srovnávání jednotlivých oblastí či dopadů konkrétních opatření. V neposlední řadě mohou významně sloužit při komunikaci vědecké společnosti s veřejností (Vačkář et al. 2012).

Řada indikátorů stavu přírodního prostředí v současnosti vychází z hodnocení změny biodiverzity, která velice citlivě reaguje na všechny faktory antropogenního tlaku na krajinu.

Model GLOBIO3

Za účelem hodnocení účinnosti přijatých opatření a plnění stanovených plánů CBD byly rozvíjeny převážně indikátory s důrazem na hodnocení stavu a rychlosti změny biodiverzity (CBD on-line). Za tímto účelem byl mimo jiné vypracován nový model vývoje biodiverzity GLOBIO3 (Global Biodiversity Model).

Model vychází z předchozí verze modelu GLOBIO2, který je založen na vztahu mezi druhovou rozmanitostí a vzdáleností vůči cestní síti a další infrastruktuře (Leemans et al. 2007). Dále byl doplněn o data modelu IMAGE, který sleduje nárůst spotřeby energie, změny LU, lesnictví a klimatické změny. Jejich kombinace byla již dříve využita např. v Global

Environmental Outlook 3 (Brink 2000) ke stanovení dopadu různých socio-ekonomických scénářů na biodiverzitu. Dále byly doplněny některé metodické přístupy z Miléniového hodnocení ekosystémů (Millennium Ecosystem Assessment 2005, dále MA).

V rámci modelu GLOBIO3 je biodiverzita hodnocena indikátorem průměrné druhové početnosti (Mean Species Abundance, dále MSA) jako zbývající podíl původních druhů nenarušeného prostředí (Alkemade et al. 2009).

Indikátor MSA je konceptem podobný indexu integrity biodiverzity (Biodiversity Integrity Index) a indexu nedotčenosti biodiverzity (Biodiversity Intactness Index, BII2) a rámcově vychází z indexu přírodního kapitálu (Natural Capital Index, NCI) (Alkemade et al. 2009).

Index přírodního kapitálu

Jednou z možností stanovení dopadu lidské činnosti na biodiverzitu je index přírodního kapitálu (Natural Capital Index, NCI). Za základ a nepostradatelnou složku přírodního kapitálu je zde považována biodiverzita (zahrnující všechny původní druhy s odpovídající početností) a služby od ní odvozené, protože je nelze na rozdíl od jiných zdrojů, např. energetických, nahradit (Vačkář 2005).

Základní koncept indexu je založen na hodnocení změny dvou hlavních komponentů: kvantity a kvality ekosystémů (Brink 2000). Kvantita je vyjádřena jako procentuální podíl z rozlohy hodnocené oblasti. Snížení kvantity přírodních ekosystémů, způsobené převážně převodem ploch na zemědělské a zastavěné oblasti, indikuje ztrátu stanovišť a tím snížení početnosti druhů (Brink 2007).

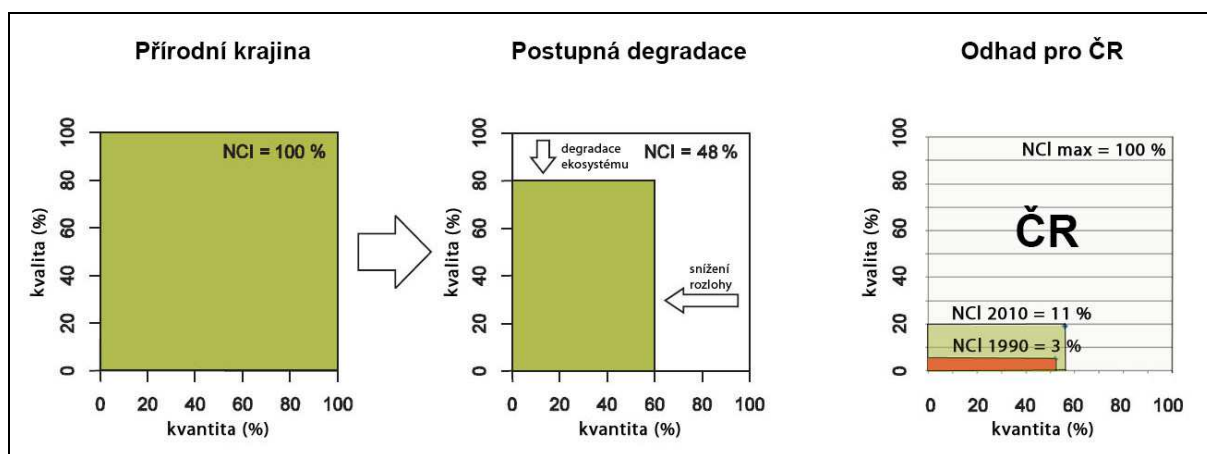
Pro stanovení kvality ekosystému není podle Brinka (2000, 2007) možné (ani žádoucí) vycházet ze znalosti počtu všech druhů, jejich početností a ostatních kvalit ekosystému. Je třeba zvolit několik reprezentativních proměnných. Mezi navrhovanými jsou početnost určitých (charakteristických) druhů, druhová bohatost určitých taxonů a variabilita struktury ekosystému, vše vyjádřené procentuálním podílem vůči stanovenému výchozímu stavu (tzv. baseline). Tyto proměnné jsou vybírány podle specifických podmínek regionu, dostupných dat a účelu hodnocení; pro index nejsou fixně stanoveny (Brink 2000). Přestože postup jednotlivých hodnocení pro různé státy nebo oblasti není zcela totožný, při zachování základního konceptu indexu a jednotné baseline jsou studie navzájem porovnatelné (Czúcz et al. 2012).

Zemědělské oblasti mohou být hodnoceny samostatně, přičemž pro porovnání se současným stavem lze použít dřívější extenzivní nebo tradiční formu zemědělství, na rozdíl od přírodních oblastí, které jsou porovnávány s původní, nedotčenou vegetací (Brink 2000). Nepůvodní druhy nejsou v rámci indikátoru přímo hodnoceny, ale jejich dopad je zahrnut ve snížení početnosti původních druhů, které v ekosystému nahrazují.

Hodnocení indexu přírodního kapitálu zpracované detailně pro Nizozemsko (Brink 2007) uvádí pokles kvantity přírodních ekosystémů na 40 % původní rozlohy a pokles kvality těchto ekosystémů na průměrně 44 %. Výsledná hodnota indexu NCI, která je násobkem těchto procentuálních podílů, je tedy přibližně 18 %. Toto číslo vyjadřuje průměrnou zbývající početnost původních druhů v porovnání s výchozím stavem.

Brink (2000) uvádí v přehledu jednotlivých zemí OECD hodnoty NCI pro Českou republiku (obr. 1). Pro rok 2010 odhaduje celkovou hodnotu NCI 11 % (19 % kvalita přírodních ekosystémů, 56 % kvantita přírodních ekosystémů). ČR se tak ve výčtu zemí OECD řadí na 22. místo z celkově 32 zemí.

Index NCI byl navržen tak, aby bylo možné jej aplikovat na národní, regionální i globální úrovni v jakémkoli ekosystému, od lesních přes zemědělské po mořské oblasti (Brink 2000). Globální výpočet indexu se však potýká s nedostatkem dat o kvantitativních i kvalitativních změnách ekosystémů, v plné podobě je zpracovaný pouze pro Nizozemsko (Vačkář 2005). Byl proto vyvinut indikátor, který namísto reálných dat vychází ze stanovení dopadu antropogenního tlaku na změnu biodiverzity na základě určitých zátěžových faktorů. Tento koncept navíc umožňuje analýzu dopadu konkrétních budoucích scénářů socio-ekonomického rozvoje na stav a vývoj biodiverzity (Brink 2000).



Obr. 1: Odhad hodnoty NCI v ČR pro rok 1990 a 2010 (upraveno podle Czucz et al. 2012, Brink 2007).

Indikátor průměrné druhové početnosti

Pro snížení objemu potřebných vstupních dat pro hodnocení stavu biodiverzity byl na základě konceptu NCI vyvinut indikátor průměrné druhové početnosti (Mean Species Abundance, MSA). Indikátor je založen na porovnání druhové bohatosti v člověkem narušených a původních, nenarušených ekosystémech. Jeho hodnoty vyjadřují podíl z počtu původních druhů nenarušeného prostředí.

Hodnoty indikátoru jsou založeny na rozdíl od indikátoru NCI na přímých příčinných vztazích mezi vybranými hnacími silami a jejich dopadem na biodiverzitu. Pro hodnocení stavu krajiny indikátorem MSA byly vybrány hlavní faktory antropogenního tlaku na ekosystémy s přímým vlivem na biodiverzitu: (i) využití území, (ii) atmosférická depozice dusíku, (iii) rozvoj infrastruktury, (iv) fragmentace a (v) změna klimatu. Vliv jednotlivých hnacích sil je stanoven na základě meta-analýzy současně dostupné vědecké literatury. Při výpočtu hodnot MSA tedy nejsou potřeba podrobná data o biodiverzitě, jejichž dostupnost je značně omezená. Model využívá integrace existujících empirických dat, která jsou v dané chvíli dostupná.

Koncept integrity ekosystému

Původně byl koncept integrity zpracován za účelem kvantitativního hodnocení vlivu člověka na stav vodních ekosystémů v USA v kontextu zákona o čistotě vod z roku 1972 (Angermaier et al. 1994). Vznikl tak *index biologické/biotické integrity* (Index of Biological/Biotic Integrity, IBI, oba názvy jsou rovnocenné), vázaný na vodní prostředí. Integrity byla definována jako schopnost prostředí podporovat a udržet vyrovnané, sjednocené, adaptivní společenstvo organizmů s druhovou skladbou, rozmanitostí a funkčním uspořádáním srovnatelnými s odpovídajícím prostředím v přírodním stavu (Karr, Dudley 1981).

Později se pojetí integrity přeneslo i na suchozemské ekosystémy v podobě indexu *ekologické integrity*, který je sjednocením biologické, chemické a fyzikální integrity ekosystému (Andreasen et al. 2001). Vzhledem ke komplexnímu pojetí by měl zahrnovat hodnocení zdraví a stability ekosystému, stavu biodiverzity, udržitelnosti, přírodnosti a divokosti. Konkrétní ukazatele se volí podle prostorového a časového měřítka, účelu a rozsahu hodnocení. Mezi navrhovanými jsou např. druhová bohatost, přítomnost indikačních druhů, složení společenstva, trofická struktura nebo reprodukční míra (Vačkář

2005). Ani postup pro sloučení výsledků těchto ukazatelů a jejich váha v celkovém hodnocení nejsou jednotné a vychází z konkrétních podmínek jednotlivých studií, navrhovány jsou různé vážené průměry, grafické výstupy a statistiky (Andreasen et al. 2001).

Podstatou hodnocení integrity je postihnout míru zachovalosti ekosystému v celé jeho komplexnosti, jak jeho prvků, tak procesů v něm probíhajících. Vzhledem k vysoké náročnosti indexu na data a nejednotné metodice je však obtížně využitelný v praxi ve větším měřítku. Na lokální a regionální úrovni bylo několik hodnocení zpracováno (Vačkář et al. 2012).

Určitém zjednodušením je *index integrity biodiverzity* (Biodiversity Integrity Index), který vychází z předpokladu, že schopnost ekosystému udržet dlouhodobě svou strukturu a funkci z velké části vychází ze stavu biodiverzity (Angermaier et al. 1994). Hodnocení ekosystému by se však nemělo omezit na výčet druhů, druhovou bohatost nebo ohrožené či zájmové druhy, ale zachovat hodnocení celkového stavu ekosystému (Majer, Beeston 1996). Výběr ukazatelů a kvantifikace jejich dopadu na integritu biodiverzity je stejně jako u konceptu NCI flexibilní.

Index nedotčenosti biodiverzity

Další přístup hodnocení stavu krajiny navrhnou Scholes a Biggs (2005) ve formě *indexu nedotčenosti biodiverzity* (Biodiversity Intactness Index, BII). Index hodnotí stav a vývoj biodiverzity na základě dopadu antropogenního využití půdy na početnost populací. Konceptně je index BII podobný indexu NCI, avšak zahrnuje jak hodnocení druhové bohatosti, tak početnosti populací (Vačkář 2012). Současný stav organismů je porovnáván se stavem v preindustriální době, který je však vzhledem k nedostatku relevantních informací odvozen od stavu populací v chráněných územích.

V rámci hodnocení jsou organizmy vyskytující se v jednotlivých ekosystémech rozděleny do skupin ekologicky podobných druhů (tzv. funkčních typů) na základě velikosti, potravní niky a reprodukční strategie. Nepůvodní druhy nejsou hodnoceny. Kategorie využití půdy jsou rozčleněny do tříd podle stupně ovlivnění člověkem (nedotčené až urbanizované plochy). Dopad antropogenní činnosti na početnost populací je poté stanovován v rámci jednotlivých skupin funkčních typů pro jednotlivé třídy využití půdy.

Vzhledem k nedostatku dat o populacích a jejich nerovnoměrnému rozložení v různých částech světa je doporučeno autory (Scholes, Biggs 2005) nahrazení reálných datasetů expertními odhady. Uvedený výpočet indexu pro region jižní Afriku obsahuje

4650 dílčích odhadů pro kombinace 6 tříd využití půdy, 6 ekosystémů a 5 taxonomických skupin, z nichž každá je rozdělena na 8 funkčních typů. Výsledná data o populacích byla následně porovnáвана s údaji z dostupné literatury a statisticky hodnocena, přičemž terénní průzkumy dosahovaly při porovnání vyšší variability než expertní odhady.

Celkový současný index BII pro jižní Afriku byl stanoven na 84 % (+– 7 %) preindustriálního počtu divoce žijících organismů. Co se prostorového rozložení týče, pouze 10 % z nich se nalézají v chráněných územích. Nejvyšší podíl, 85 %, spadá do extenzivně využívaných území. Největší dopad na snižování populací mají intenzivně využívané plochy, ty však zatím v jižní Africe zaujímají relativně malou rozlohu a v současnosti hostí jen 5 % organismů. Index tak upozorňuje na potřebu ochrany druhů i mimo chráněná území a nebezpečí rozrůstání intenzivně využívaných ploch (Scholes, Biggs 2005).

Pro vyhodnocení nejistoty stanoveného dopadu antropogenního využití území na početnost populací, coby hlavního zdroje nejistoty indexu, bylo dále vypracováno hodnocení odchylky nedotčenosti biodiverzity (Biodiversity Intactness Variance, BIV) (Hui et al. 2008).

Věrohodnost indexu je zpochybňována např. Faith et al. (2008), který kritizuje zaměření výpočtu na kvantitu organismů spíše než na jejich variabilitu, z které biodiverzita vychází. Uvádí modelovou situaci, kdy i přes značný úbytek počtu druhů hodnota indexu BII stoupá. Rouget et al. (2006) naopak předpokládá podhodnocení úbytku populací při hodnocení jižní Afriky díky příliš hrubému rozčlenění kategorií využití území, které neumožnilo dostatečně podchytit degradované systémy.

Index živoucí planety

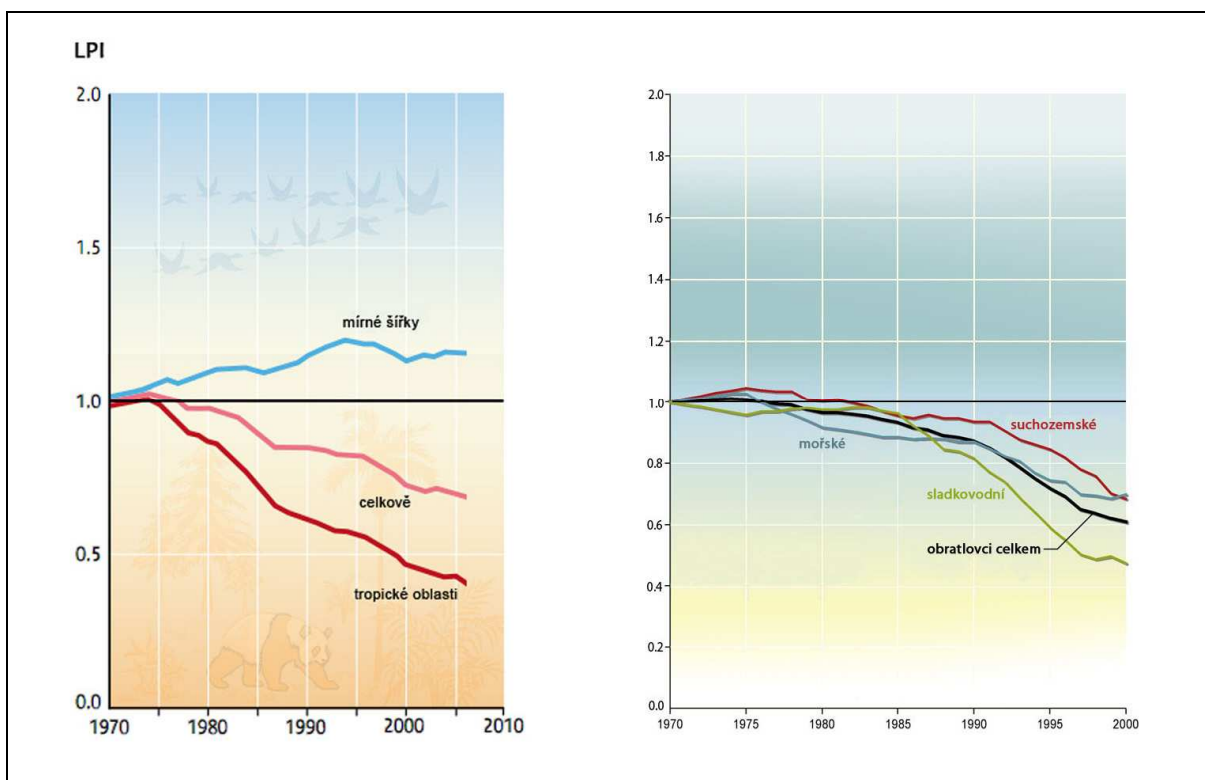
Dalším indexem, vyvinutým pro hodnocení změny světové biodiverzity v čase na základě agregace dostupných dat, je *index živoucí planety* (Living Planet Index, LPI). Vychází z údajů monitoringu jednotlivých populací obratlovců (Loh et al. 2005). Tato skupina byla vybrána jako jediná, pro kterou existují potřebné záznamy v dostatečně dlouhé časové řadě s celosvětovým pokrytím. Vychází z hodnocení více než 4200 jednotlivých populací více než 1400 druhů s časovým rozpětím od roku 1970 do současnosti (Collen et al. 2009).

Hodnocení populací jsou nejprve rozřazena do 3 kategorií podle příslušnosti k suchozemskému, sladkovodnímu nebo mořskému ekosystému, následně jsou v rámci těchto

kategorií přidělena do biogeografické oblasti podle Světového fondu na ochranu přírody (World Wide Fund for Nature, dále WWF).

Z dvojic porovnatelných hodnocení (populace hodnocené srovnatelnými metodami alespoň ve dvou časových horizontech) jsou poté různými postupy údaje převáděny do standardizovaných škál, např. podle Loha et al. (2005) interpolací na tzv. standardní roky v pětiletých intervalech (příklad: z údajů o populaci pro roky 1979 a 1986 je vypočtena hodnota dílčího indexu pro roky 1980 a 1985). Index nevyužívá extrapolaci pro roky, které nespádají do časového intervalu hodnocení a jsou využity jen datasety, které pokrývají nejméně 2 standardní roky. Údaje pro jednotlivé standardní roky jsou poté řetězově spojovány. Celkový index je geometrickým průměrem dílčích indexů pro suchozemské, sladkovodní a mořské ekosystémy.

Dále je hodnocena reprezentativnost zastoupení druhů jednotlivých taxonů, ekoregionů a kategorií ohrožení dle červených seznamů na základě podílu hodnocených druhů z celkového počtu známých druhů v dané skupině (Collen at al. 2009). Na základě těchto výsledků je poté možné vážit celkový průměr podle údajů reprezentativnosti pro jednotlivé skupiny. Nadměrně zastoupeny jsou např. ptáci a savci vůči ostatním obratlovcům, dostatečné pokrytí daty chybí pro tropické oblasti.



Obr. 2: Vývoj indexu LPI (upraveno podle CBD on-line).

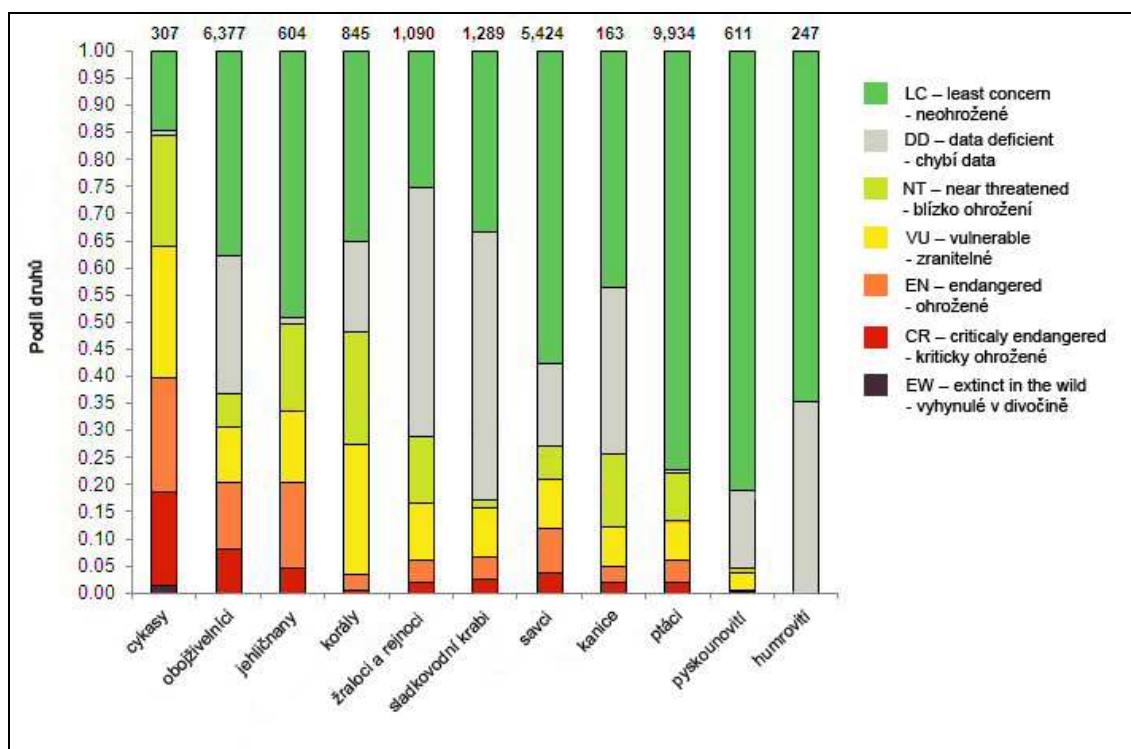
Index živoucí planety (obr. 2) ukazuje v celém sledovaném období setrvalý pokles populací obratlovců (Loh et al. 2005; Collen et al. 2009). Ze suchozemských i sladkovodních ekosystémů vykazují od roku 1970 nejrychlejší úbytek v početnosti tropické druhy, zatímco druhy mírného podnebného pásu jsou stabilnější (u těchto druhů však např. Millennium Ecosystem Assessment, 2005, předpokládá výrazný pokles již před rokem 1970, tedy mimo časový rámec indexu LPI). U mořských druhů došlo podle hodnot LPI k největšímu úbytku v Indickém a Jižním oceánu (Collen et al. 2009).

Vzhledem k tomu, že organizmy na vyšších potravních pozicích jsou citlivé zejména na změny biotopů a pronásledování člověkem, může index vyjadřovat reálné trendy vývoje biodiverzity, přestože je založen pouze na hodnocení změn populací jedné skupiny organismů – obratlovců – tedy na nereprezentativním vzorku celkové biodiverzity (Vačkář 2005).

Červené seznamy ohrožených druhů

Největší databází o stavu a ohrožení jednotlivých druhů v celosvětovém měřítku jsou Červené seznamy Světového svazu ochrany přírody (the International Union for Conservation of Nature, dále IUCN) (Baillie et al. 2004; Butchard et al. 2007). Na základě vymezených kritérií jsou druhy řazeny do devíti kategorií s určitým statutem a mírou ohrožení až vyhynutí (obr. 3, tab. 5). Hodnocení zahrnuje kvantitativní prahy pro početnost populace, její změny a rozšíření druhu, rovněž je zahrnuto modelování životaschopnosti populace (Butchard et al. 2004).

IUCN momentálně spravuje data o více než 70 000 druhů a tento počet se při každém hodnocení zvyšuje (IUCN on-line). Z toho přibližně 58 000 druhů je dobře zmapovaných (údaje o velikosti populace, ohrožení, ochraně a využití druhu). Tato data pokrývají ohrožené i neohrožené druhy. Zatímco některé taxony jsou velmi dobře prozkoumány (např. ptáci nebo jehličnany), u některých skupin data o velké části druhů chybí a vzhledem k častému zaměření studií na hodnocení ohrožených druhů je třeba počítat s jejich nadhodnocením. Obecně nejsou dostupné v dostatečné míře údaje o rostlinách, bezobratlých a mořských druzích. Sladkovodní ekosystémy, přestože vykazují nejvyšší míru ohrožení a druhy vázané na toto prostředí jsou pro člověka velice významné, také nejsou dostatečně zmapovány (IUCN on-line).



Obr. 3: Podíly jednotlivých kategorií ohrožení v rámci daných taxonových skupin (upraveno podle IUCN on-line). Pozn.: Čísla nad sloupečky reprezentují součet zahrnutých existujících druhů v každé skupině.

Tab. 5: Odhad podílu ohrožených druhů v rámci skupin (podle IUCN on-line).

Skupina	Ohr. druhů	Nejnižší a nejvyšší odhad
cykasy (Cycadopsida)	63%	(63–64%)
obojživelníci (Amphibia)	41%	(31–56%)
jehličnany (Pinophyta)	34%	(33–35%)
korály (Anthozoa)	33%	(27–44%)
žraloci (Selachimorpha) & rejnoci (Batoidea)	31%	(17–63%)
sladkovodní krabi	31%	(16–65%)
savci (Mammalia)	25%	(21–36%)
kanice (Epinephelinae)	18%	(12–43%)
ptáci (Aves)	13%	(13–14%)
pyskounovití (Labridae)	4%	(4–18%)
humrovití (Nephropidae)	<1%	(0–35%)

Pozn.: Podíl ohrožených druhů zahrnuje kategorie kriticky ohrožený (CR), ohrožený (EN) a zranitelný (VU).

V rámci České republiky není klasifikace druhů v červených seznamech jednotná. Někteří autoři nedodržují používání standardních kritérií a kategorií IUCN, případně zcela chybí dokumentace procesu přiřazení taxonu do kategorie ohrožení (Chobot 2012). Přesto jsou červené seznamy ČR díky šíři systematického záběru a silnému expertnímu zázemí zpracovatelů významným ukazatelem stavu biodiverzity ČR. Jsou poměrně často využívány v praxi, včetně sféry strategické či správní, například k připravovaným revizím seznamu chráněných druhů. Procentuální podíly ohrožených druhů uvádí kapitola 2.5.1.

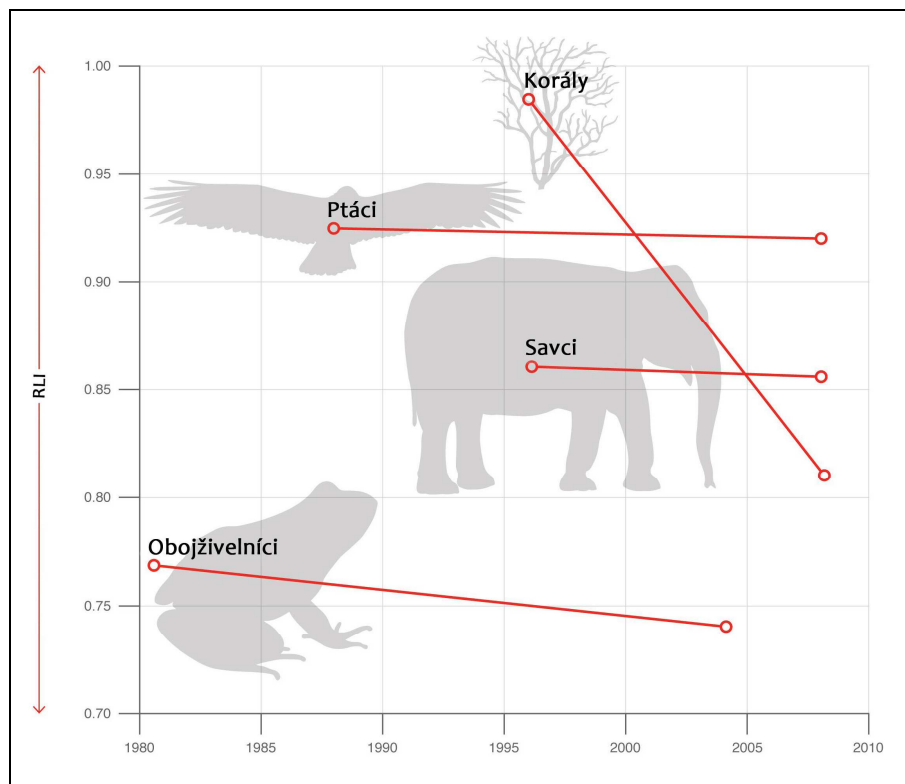
Index červených seznamů

V návaznosti na databázi kategorií RL vznikl Index červených seznamů (Red List Index, dále RLI), který počítá posuny druhů mezi kategoriemi ohrožení v čase (konkrétně mezi jednotlivými hodnoceními) (Butchart et al. 2007). Index je v podstatě funkcí proporčního posunu druhů, přičemž jednotlivé posuny jsou váženy stupněm ohrožení podle kategorie Červeného seznamu. Index umožňuje sledovat a hodnotit vývoj statutu ohrožení druhů i taxonových skupin (Vačkář 2005).

Hodnota RLI rovna jedné odpovídá stavu, kdy jsou všechny hodnocené druhy označeny za neohrožené (kategorie LC – least concern). Hodnota RLI rovna nule naopak značí, že jsou všechny hodnocené druhy vyhynulé (kategorie EX – extinct). Konstantní hodnota RLI v čase by znamenala, že celkové riziko vyhynutí pro danou skupinu se nezměnilo. Index RLI je momentálně vypočítán pro globální trendy 4 taxonů: ptáků, savců, obojživelníků a korálů (IUCN on-line). Celosvětový pokles hodnot indexu RLI pro uvedené taxony znázorňuje obr. 4. Koráli vykazují nejrychlejší nárůst rizika vyhynutí, zatímco obojživelníci jsou v průměru nejohroženější skupinou. Výpočty RLI jednotlivých uvedených skupin shodně znázorňují trvalé zhoršování jejich statutu ohrožení.

Např. výpočty indexu pro taxon ptáků, který je v rámci červených seznamů nejlépe zdokumentovanou skupinou, ukazují, že ke zhoršení stavu ohrožení druhů došlo celosvětově a ve všech hlavních ekosystémech (Butchart et al. 2004).

V současnosti jsou připravována data pro výpočet indexu RLI pro plazy a další skupiny. Údaje z jednotlivých hodnocení červených seznamů musí být nejprve upraveny, aby index neodrážel změny v systému hodnocení či postupné zlepšování znalosti o druzích. Přibývá také množství studií hodnotících ztráty biodiverzity na národní úrovni (Butchart et al. 2007).



Obr. 4: Index RLI pro taxon ptáků, savců, obojživelníků a korálů (upraveno podle IUCN on-line).

2.4.4 Bioindikátory

Specifickou metodou hodnocení stavu krajiny je využití indikačních druhů a jejich společenstev. Mohou sloužit ke stanovení mezní a kritické zátěže ekosystému, ke stanovení kritérií stálosti, hodnocení výsledků péče o životní prostředí a další (Sklenička 2003).

Pojem bioindikátor v původním pojetí označuje specifické organismy detekující znečištění a zátěž prostředí. V širším pojetí zahrnuje všechny organismy, jejichž činnost, populace nebo stav (snížení i zvýšení abundance) mohou být využity k posouzení stavu životního prostředí (Vačkář 2005). Přítomnost určitého taxonu může také předpovídat výskyt jiných zájmových druhů nebo místa s vysokou koncentrací biodiverzity, bioindikátory lze tak použít jako náhradu komplexní inventarizace druhů, která je časově a finančně velmi náročná. Mezi základní kritéria bioindikátorů patří dostatečně známé požadavky druhu na prostředí, úzká ekologická valence, omezená pohyblivost druhu, dlouhověkost a další (Kučera 2005).

Některé druhy nebo skupiny lze použít jako indikátory stupně přírodnosti vegetace, změn makro-, mezo- i mikroklimatu a civilizační zátěže životního prostředí. Vhodnými

indikátory přirozených lesů jsou např. některé lignikolní (dřevožijné) houby vázané na staré padlé kmeny stromů v určitých stádiích rozkladu. Přirozené lesy, kde se padlé kmeny neodstraňují, jsou pak jedinými místy v krajině (Holec 2005). Často také vyžadují vyrovnané a vlhké mezoklima, které je vázáno na jádrové oblasti větších, nefragmentovaných porostů. Některé nejcitlivější druhy navíc vyžadují naprostou kontinuitu vegetace, tedy porosty, kde les nikdy nebyl uměle odstraněn.

Dalším používaným taxonem pro indikaci stavu prostředí jsou lišejníky. Ačkoli jsou odolné vůči mnoha přírodním extrémům, většina z nich je velmi citlivá ke znečištění a změnám životního prostředí (Skalka 2004). Křehká rovnováha obou symbiontů vůči prostředí, pomalý růst a dlouhověkost jsou významnými vlastnostmi lišejníků z hlediska jejich využití jako bioindikátorů. Podstatná je také skutečnost, že mnohé lišejníky se vyskytují až v pokročilých nebo finálních stádiích sukcese. Jejich vazba na lesní společenstva je spíše hrubá a je ovlivněna především charakterem podkladové dřeviny (Liška 2005). Řada zástupců tak může sloužit jako indikátor stupně přírodnosti biotopu či kontinuity vývoje přirozených a polopřirozených lesů.

Z živočichů se k indikaci zachovalosti prostředí využívá převážně hmyzu a drobných měkkýšů. Citlivými bioindikátory antropogenních změn prostředí jsou např. některé druhy střevlíků a drabčíků, z nichž je řada vázána na původní lesní porosty nebo mokřadní či lesostepní biotopy a zároveň jsou jejich ekologické nároky dobře známé u většiny stredoevropských druhů (Boháč 2005). Spektrum životních forem dospělců pak indikuje různé ekologické parametry prostředí a antropogenní ovlivnění biotopů a krajiny. Také např. mezi mandelinkami a nosatci existuje řada druhů, kterých lze díky jejich neschopnosti létat a pevné vazbě na přirozené pralesní stanoviště využít k bioindikaci stavu prostředí (Kučera 2005).

2.5 Současný stav biodiverzity

Přes veškerá jednání států a přijatá opatření na národní i mezinárodní úrovni se nedaří zvrátit trend úbytku biologické rozmanitosti. Výsledky zpracovaných studií dokládají spíše opačný trend – úbytek biodiverzity se zrychluje (CBD on-line). Na globální úrovni nebylo dosaženo splnění ani jednoho z 21 bodů cílů CBD stanovených do roku 2010, naopak

zátěžové faktory mají vzrůstající trend. Pozitivní změna byla dosažena jen v omezeném lokálním měřítku.

V roce 2010 proběhlo 10. zasedání Konference smluvních stran Úmluvy o biologické rozmanitosti (CBD) za účasti téměř 8 000 delegátů reprezentujících 193 států světa, mezinárodní vládní i nevládní organizace a další subjekty.

Nový Strategický plán CBD vymezuje cíle do roku 2020 a zaměřuje se na implementaci bodů Úmluvy. Státy se například zavázaly, že do roku 2020 sníží míru úbytku všech přírodních stanovišť včetně lesů o polovinu a tam, kde to bude možné, ji budou úplně minimalizovat. Strategický plán obsahuje k roku 2020 řadu dalších závazků jako např. zvýšení rozlohy suchozemských chráněných území na 17 % a mořských a pobřežních chráněných území na 10 %, zajištění opatření proti negativnímu vlivu nepůvodních invazních druhů či zajištění obnovy alespoň 15 % území, které je z hlediska životního prostředí degradované.

2.5.1 Situace v ČR

Česká republika je aktivní smluvní stranou Úmluvy o biologické rozmanitosti (MŽP on-line). Naplňováním závazků vyplývajících z této úmluvy je pověřeno Ministerstvo životního prostředí a Ministerstvo zemědělství ČR. Principy a závazky úmluvy jsou v České republice uplatňovány v rámci národních legislativních předpisů. Zejména se jedná o zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny a zákon č. 78/2004 Sb., o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty. Na konci roku 2009 byl aktualizován Statní program ochrany přírody a krajiny ČR, který slouží také jako akční plán strategického dokumentu přijatého v roce 2005 – Strategie ochrany biologické rozmanitosti v ČR. Rozsah CBD se ovšem týká celé řady dalších zákonných norem pro ochranu specifických složek životního prostředí a zemědělské činnosti.

Ochrana biodiverzity v ČR

Území České republiky se díky své geografické poloze a geologickému i historickému vývoji vyznačuje relativně pestrou škálou přírodních podmínek, které jsou jedním z předpokladů rozmanitého výskytu rostlinných i živočišných druhů. Aktuální červené seznamy pro území České republiky (Holec et al. 2006; Kučera et al. 2012; Liška, Palice 2010; Grulich 2012; Farkač et al. 2005; Plesník et al. 2003) uvádí celkový počet

zaznamenaných druhů: přibližně 900 druhů hub, 890 druhů mechorostů, 1500 druhů lišejníků, 1720 druhů cévnatých rostlin, více než 40 000 druhů bezobratlých a 395 obratlovců.

Z nich je v kategoriích ohrožených druhů, tedy kategorie: (i) CR (critically endangered – kriticky ohrožený), (ii) EN (endangered – ohrožený) a (iii) VU (vulnerable – zranitelný) zařazeno 28 % mechorostů, 58 % hub, 37 % lišejníků, 69 % cévnatých rostlin, 13 % bezobratlých a 44,3 % obratlovců (z toho 19 % druhů savců, 52 % druhů u nás hnízdících ptáků, 62 % druhů plazů, 59 % druhů obojživelníků, 46 % druhů ryb a mihulí).

Ochrana přírody na území České republiky je legislativně zajištěna Zákonem o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. ve znění pozdějších předpisů (dále ZOPK), doplněném o prováděcí vyhlášku 395/1992 Sb. ve znění vyhl. 175/2006 Sb. Obsahem zákona je jak obecná, tak zvláštní ochrana přírody. Dále je stanovena ochrana volně žijících druhů ptáků.

Na základě ustanovení § 5 zákona o ochraně přírody a krajiny jsou všechny druhy rostlin a živočichů chráněny před zničením, poškozováním apod., které vede nebo by mohlo vést k ohrožení těchto druhů (výjimkou jsou zásahy při hubení škůdců atp. upravené zvláštními předpisy).

V rámci obecné ochrany druhů je řešena také problematika geograficky nepůvodních druhů rostlin a živočichů. Jejich šíření je považováno za jeden z významných faktorů ohrožujících biodiverzitu jak na úrovni druhů (nebezpečí křížení a ztráty genetické variability, konkurence), tak na úrovni celých společenstev (MŽP on-line).

Zvláštní ochrana přírody se dělí na územní a druhovou ochranu. Zvláště chráněná území jsou členěna do kategorií – národní park (4), chráněná krajinná oblast (25), národní přírodní rezervace (109), národní přírodní památka (113), přírodní rezervace (807), přírodní památka (1324) a přechodně chráněná plocha (vyhlašována pouze dočasně).

Zvláštní druhová ochrana je určena vybraným, vzácným nebo vědecky a kulturně významným druhům rostlin a živočichů. Stanoveny jsou tzv. základní ochranné podmínky zahrnující zákazy určitých aktivit, které by mohly představovat ohrožení pro tyto druhy, samostatně pro rostliny (§ 49 ZOPK) a pro živočichy (§ 50 ZOPK). Seznam zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů, včetně jejich rozdělení do kategorií ochrany je uveden v příloze II (rostliny) a III (živočichové) vyhlášky č. 395/1992 Sb.

Podle míry ohrožení jsou stanoveny tři kategorie: (i) kriticky ohrožený druh, (ii) silně ohrožený druh a (iii) ohrožený druh. Pro některé druhy jsou realizovány (podle § 52 ZOPK) tzv. záchranné programy, kterými jsou komplexní soubory opatření odstraňující nebo zmírňující známé ohrožující faktory a zlepšující podmínky pro přirozený vývoj ohrožených

druhů. Obdobným koncepčním dokumentem jsou tzv. programy péče, které jsou připravovány pro druhy ohrožené nižší měrou, avšak s existujícím rizikem změny tohoto stavu nebo druhy vyžadující komplexní koordinovaný přístup z důvodu jejich socio-ekonomického významu nebo dopadů.

Přijetím směrnice 2009/147/ES (dříve 79/409/EHS) o ochraně volně žijících ptáků a směrnice 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a rostlin byla do legislativy České republiky začleněna ochrana soustavy chráněných území Natura 2000. Podstatou jejího vzniku je ochrana vzácných, ohrožených, cenných a endemických druhů a přírodních stanovišť, která má zajistit zachování biologické rozmanitosti na úrovni Evropské unie. Členský stát má tak povinnost chránit druhy významné nejen národně, ale i celoevropsky.

Soustava Natura 2000 je tvořena dvěma typy oblastí – ptačí oblast (ang. Special Protection Areas) a evropsky významná lokalita (ang. Sites of Community Importance). Ze směrnic dále vyplývá povinnost zajistit ochranu všech volně žijících druhů ptáků vyskytujících se na území členských států Evropských společenství, zamezení poškozování stanovišť a obnovu degradovaných biotopů.

V rámci Natura 2000 je na území Evropské unie 253 nejvíce ohrožených typů přírodních stanovišť, 181 druhů ptáků a 434 rostlin. Z tohoto výčtu se v České republice nachází 58 typů přírodních stanovišť, 65 druhů ptáků a 16 druhů rostlin.

3 ANALÝZA PŘÍRODNOSTI KRAJINY ČR

3.1 Dostupná data

Data pro globální hodnocení MSA v rámci modelu GLOBIO3 jsou získávána z modelu IMAGE (the Integrated Model to Assess the Global Environment), který obsahuje údaje o významu jednotlivých zátěžových faktorů v geografickém rozlišení $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ (přibližně 55 x 55 km v rovníkových oblastech). Rozvoj infrastruktury je doplňován modelem GLOBIO2 (Alkemade et al. 2009). Pro regionální a národní úroveň hodnocení antropogenního vlivu na biodiverzitu je třeba využít podrobnější dostupná data (využití území, rekonstruovaná přirozená vegetace, cestní síť a další).

Pro hodnocení aktuálního stavu LU/LC byla zpracována prostorová data o využití krajiny (CORINE Land Cover 2006). Pro rozdělení kategorií lesa do tříd MSA byla využita Databanka přirozených lesů ČR, mapa lesních vegetačních stupňů a informace z Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2010). Dále byla data porovnávána s údaji z Národní inventarizace lesů databáze Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem (dále ÚHÚL). K hodnocení dopadu fragmentace a infrastruktury byla využita silniční síť databáze Ředitelství silnic a dálnic ČR (dále ŘSD).

CORINE Land Cover

CORINE (Coordination of Information on the Environment) je evropský program zahájený roku 1985 Evropskou komisí. Cílem programu bylo shromažďovat informace o stavu životního prostředí jednotlivých částí krajinné sféry na území Evropy (atmosféra, hydrosféra, pedosféra, eroze, biotopy, atd.).

Databáze CORINE Land Cover (CLC) je založena na zpracování družicových snímků pomocí účelové typizace území. Cílem projektu byla tvorba databází krajinného pokryvu na základě jednotné metodiky. CLC představuje smíšený klasifikační systém biofyzikálního zemského pokryvu a využití území. Minimální velikost mapované plochy je 25 ha, velikost

lineárních objektů musí přesahovat šířku 100 m. Při mapování změn mezi jednotlivými hodnoceními jsou zahrnuty plochy o minimální velikosti 5 ha. Klasifikace obsahuje 44 tříd, z nichž na území ČR se vyskytuje 28.

Data přirozených lesů

Databanka přirozených lesů ČR (dále DPL) je datovým skladem, ve kterém jsou shromážděny aktuálně dostupné informace o současném rozsahu, kvalitativním stavu a ochraně přirozených lesů na území ČR (VÚKOZ on-line). Stupeň přirozenosti je pro účely hodnocení přirozenosti lesních porostů vyjádřením míry ovlivnění lesního ekosystému člověkem, a to jak přímým lesnickým obhospodařováním, tak nepřímo působícími antropickými vlivy (Adam et al. 2011). Pro jeho hodnocení byla vytvořena stupnice *les původní – les přírodní – les přírodě blízký* a pro všechny tyto tři stupně přirozenosti použit souhrnný pojem *les přirozený*. Takto definované přirozené lesy jsou hlavním obsahem DPL.

Databanku spravuje odbor ekologie lesa Výzkumného ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., jako službu pro Ministerstvo životního prostředí ČR (Přirozené lesy ČR, on-line). Hlavní realizace DPL proběhla v rámci výzkumného projektu VaV 610/6/02 (2002-2004) - *Výzkum a shromáždění poznatků o rozšíření a stavu přírodních lesů v ČR*. V návaznosti na něj došlo v letech 2004 -2006 k prvnímu celorepublikovému hodnocení prostřednictvím respondentů, tzn. hodnotitelů přirozenosti lesních porostů na správách národních parků, správách CHKO a regionálních pracovištích AOPK ČR, ÚHÚL a jednotlivých divizích státního podniku Vojenské lesy a statky ČR. Projekt pokračoval v rámci zpracování VaV SM/6/153/05 (2005-2008) *Monitoring dynamiky vývoje v přirozených lesích ponechaných samovolnému vývoji; zpracování metodiky výběru území se společenstvy určenými k ponechání působení převážně přírodních sil, návrh metod a postupů péče o tato území*. Jeho součástí byla také tvorba legislativních podkladů pro kodifikaci hodnocení přirozenosti lesů, nejprve ve Vyhlášce č. 60/2008 Sb. a následně v aktualizované podobě ve Vyhlášce č. 64/2001 Sb.

Současná definice stupně přirozenosti podle této vyhlášky zní:

I. **les původní neboli prales** – člověkem téměř neovlivněný les, kde dřevinná skladba i prostorová struktura odpovídají stanovištním poměrům, tzn. potenciální přirozené vegetaci. Za původní les lze označit i porosty, které byly v minulosti

ovlivněny člověkem, ovšem zásah neměl vliv na vybočení z přirozené vývojové trajektorie a stopy takového zásahu již dávno nejsou patrné – např. toulavá těžba jednotlivých stromů před více než 100 lety, odvoz odumřelých stromů z okrajů porostu před více než 50 lety apod. Termín prales lze ztotožnit s označením les původní. Tyto porosty jsou v současnosti ponechány samovolnému vývoji;

II. **les přírodní** – les vzniklý přírodními procesy, avšak člověkem v minulosti ovlivňovaný (zejména toulavou těžbou a pastvou, nikoliv sadbou nebo síjí). Jeho dřevinná skladba i prostorová a věková struktura převážně odpovídají stanovištním poměrům, pomístně se mohou odchylovat, např. vlivem samovolného vývoje, který proběhl v pozmeněných podmínkách (např. po vyklučení části lesů ve středověku a následném dlouhodobém ponechání plochy sekundární sukcesi lesa, území pod dlouhodobým vlivem vyšších stavů zvěře apod.). Tyto porosty jsou v současnosti ponechány samovolnému vývoji;

III. **les přírodě blízký** – les, jehož dřevinná skladba odpovídá převážně poměrům stanovištním, avšak prostorová struktura je jednodušší než v původním lese. Tyto lesní porosty vznikaly pod vlivem člověka a jejich stav mohl být docílen i vědomou činností člověka. Dlouhodobě docházelo k usměrňování jejich vývoje (odvoz odumřelého dříví, těžba dříví, výchovné zásahy apod.) a stopy tohoto usměrňování jsou dosud patrné, v současnosti však v nich záměrné obhospodařování neprobíhá. Tyto porosty jsou aktuálně buď ponechány samovolnému vývoji anebo v nich probíhají účelové zásahy vedoucí k dosažení cílů ochrany předmětných zvláště chráněných území (například k obnově potenciální přirozené dřevinné skladby a prostorové struktury s cílem ponechat je samovolnému vývoji v budoucnosti);

IV. **les přirozený** – souhrnné označení pro lesní porosty zařazené do stupňů přirozenosti les původní (prales), les přírodní a les přírodě blízký.

Národní inventarizace lesů

V návaznosti na § 28 Zákon o lesích č. 289/1995 Sb., proběhl v letech 2001 – 2004 první cyklus Národní inventarizace lesů (NIL) v České republice (ÚHUL on-line). Jejím cílem je podat souhrnné údaje o současném stavu lesů a na základě dalších opakovaných šetření shromáždit data o vývoji lesů v České republice z pohledu životního prostředí i z hlediska hospodářského využití. Inventarizací byl pověřen Ústav pro hospodářskou úpravu

lesů, Brandýs nad Labem. Druhý cyklus terénního sběru dat bude probíhat od roku 2011 do 2014.

Národní inventarizace lesů je nezávislá na jiných způsobech šetření lesa, včetně lesních hospodářských plánů a osnov. Převážná část údajů, které jsou v rámci Národní inventarizace lesů využívány pro výpočty, je získána terénním šetřením prováděným speciálně pro účely inventarizace. Část údajů je získávána z ortofotomap (výměra lesa) a z jiných zdrojů (např. přírodní lesní oblast, nadmořská výška, druh vlastnictví).

Terénní šetření v rámci NIL probíhá na inventarizačních plochách. Celá republika je pro tyto účely rozdělena čtvercovou sítí 2 x 2 km. V každém čtverci jsou náhodným způsobem umístěny dvě kruhové plochy o velikosti 500 m². Dvojice inventarizačních ploch spojují linie – tzv. transekty (ÚHUL 2003). Na plochách se zjišťují dendrometrické a technické vlastnosti stromů a dále ekologické charakteristiky lesa. Na transektech, tvořících spojnicí obou ploch inventarizačního čtverce, se zaznamenávají zejména liniové prvky (např. cesty, toky, okraje lesa). Výsledky jsou prezentovány na úrovni České republiky a jednotlivých krajů (ÚHUL on-line).

V rámci diplomové práce byla využita data hodnotící stupeň přirozenosti lesního porostu. Ten je podle metodiky NIL stanoven na základě porovnání současné druhové skladby dřevin s rekonstruovanou skladbou přirozených lesních společenstev. Podkladem je typologická mapa a přehled přirozené dřevinné skladby dle lesních typů za jednotlivé přírodní lesní oblasti.

Lesní vegetační stupně

Přirozené rozšíření dřevin na území ČR sledují také lesní vegetační stupně (dále LVS). Vyjadřují vztah mezi vegetačním společenstvem a klimatickými podmínkami, reprezentovanými průměrnou roční teplotou, průměrným ročním úhrnem srážek a průměrnou délkou vegetačního období. Využívány jsou mimo jiné v lesnické typologii ÚHUL (Plíva 1971). Klasifikace stupňů vychází z práce Zlatníka (1956), hlavní rozdíl je v rozdělení původně smrkojedlobukového stupně na 2 různé stupně (6. a 7. LVS viz tab. 6).

Zvláště jsou vymezeny bory, které jsou spíše než na vertikální stupňovitost vázány na extrémní stanoviště, nelze je tedy spolehlivě charakterizovat klimatickými zónami ani nadmořskou výškou. Borovice je dřevina s velmi širokou tolerancí k prostředí, ale nízkou schopností konkurence. Její rozšíření je azonální, vyskytuje se např. v pískovcových

oblastech, na skalních výchozech, hranách krystalických hornin, a jiných, extrémně živinově chudých a suchých nebo naopak podmáčených stanovištích (Kučera 1999).

Tab. 6: Klasifikace lesních vegetačních stupňů (podle Plívy, 1971).

1. LVS	dubový
2. LVS	bukovo-dubový
3. LVS	dubovo-bukový
4. LVS	bukový
5. LVS	jedlo-bukový
6. LVS	smrko-bukový
7. LVS	bukovo-smrkový
8. LVS	smrkový
9. LVS	klečový

Rekonstrukční mapy vegetace:

Mapa potenciální přirozené vegetace

Často využívanou rekonstrukční mapou pro krajinné plánování a charakteristiku stanovištních podmínek je mapa potenciální přirozené vegetace (Neuhäselová et al. 2001). Zobrazuje abstraktní formu vegetace, která by nahradila současnou kulturní krajinu, kdyby z ní zcela vymizelo působení člověka. Tato mapa vegetace vychází ze současných stanovištních podmínek, zachovává nevratné změny prostředí podmíněné lidskou činností (např. vodní díla, povrchová těžba).

Mapovací vegetační jednotky jsou rostlinná společenstva přirozená a stabilizovaná, jež jsou na nejvyšším stupni vývoje a prezentují současný charakter přirozeného, či člověkem ireverzibilně změněného prostředí. Zjištěné údaje jsou extrapolovány na základě analýz zachovalých zbytků přirozené vegetace a jejího vztahu k prostředí na analogické polohy s podobnými podmínkami stanovišť, kde se v současné době přirozená vegetace již nevyskytuje.

Mapa rekonstruované přirozené vegetace

Dalším typem je mapa rekonstruované přirozené vegetace. Zobrazuje podobu vegetace, jež by za působení současného klimatu pokrývala zemský povrch v případě úplné absence člověka v historii (Sklenička 2003). Nejsou zohledněny žádné antropogenní zásahy do krajiny jako odvodňování, výstavby rybníků, zakládání výsypek apod. Mapou rekonstruované přirozené vegetace je např. Geobotanická mapa ČSSR (Mikyška et al. 1968). Mapa prezentuje původní poměry stanovišť v rozsahu momentálně zachovalých území přirozené vegetace a její rekonstrukce tam, kde se v současnosti nevyskytuje.

Moravec (1994) upozorňuje na problematiku spekulativního hodnocení přirozených stanovišť, resp. jejich výchozího stavu bez vlivu člověka, a nejednotnost hodnocení stanovišť. Upřednostňuje proto hodnocení *vegetace odpovídající stavu prostředí*, tedy vegetace, která by vznikla v případě, že by ustaly všechny přímé i nepřímé zásahy člověka do vegetace.

3.2 Metodika

Indikátor je založen na kvantifikaci dopadu vybraných hnacích sil na změnu biodiverzity. Následující kapitola popisuje koncepční rámec indikátoru MSA a původní metodiku stanovenou na základě rozsáhlé meta-analýzy (Alkemade et al. 2009).

Faktory antropogenního tlaku na ekosystémy pro indikátor MSA byly vybrány na základě souhrnu 10 studií (např. Sala et al. 2000; Wackernagel et al. 2002; Petit et al. 2001). Zahrnuty byly pouze faktory s přímým vlivem na změnu biodiverzity: (i) využití území, (ii) atmosférická depozice dusíku, (iii) rozvoj infrastruktury, (iv) fragmentace a (v) změna klimatu. V současné verzi byly vynechány faktory (vi) biotická výměna a (vii) koncentrace atmosferického CO₂, u kterých je sice předpokládán přímý dopad na biodiverzitu, ale nebyla dostupná data k vyhodnocení přímých příčinných vztahů (Alkemade et al. 2009). Další faktory, jako hustota zalidnění, spotřeba energie a další ekonomické, demografické a politické faktory, byly podle koncepčního rámce MA (Millennium Ecosystem Assessment 2005) vyhodnoceny jako nepřímé. Jejich dopad je obtížně kvantifikovatelný a jeho podíl na změně biodiverzity nelze oddělit od ostatních vlivů, s kterými se často prolíná.

Hodnoty indikátoru vyjadřují zbývající podíl z počtu původních druhů nenarušeného prostředí a pohybují se tedy od 0 do 1 (resp. 0 % až 100 %), kdy hodnoty blízké 0 značí člověkem zcela přeměněný ekosystém bez zachování původních druhů, naopak

hodnoty blíží se 1 patří téměř nenarušeným přírodním systémům. Indikátor umožňuje relativní srovnání ztráty biodiverzity v čase a prostoru, a to jak na celosvětové, tak regionální úrovni.

Kvantifikace dopadu jednotlivých hnacích sil je založena na výsledcích meta-analýzy, při které byly zpracovány dostupné studie obsahující data o výskytu, početnosti nebo hustotě populací jak v narušených, tak nenarušených podmínkách. Tato data byla použita pro výpočet dílčích hodnot MSA, které byly poté statisticky zpracovány (Alkemade 2009).

Přestože je indikátor MSA založen na datech o výskytu jednotlivých druhů, vyjadřuje průměrnou odezvu celkové biodiverzity ekosystému na výše uvedené faktory antropogenního tlaku. Jedná se o indikátor používaný v rámci modelu GLOBIO3 (The Global Biodiversity model), který se zabývá hodnocením dopadu lidské činnosti na stav a vývoj biodiverzity.

V rámci modelu je pro každou hnací sílu postupně na základě podkladových dat vypočtena dílčí hodnota MSA pro každou buňku překryvné rastrové sítě, součin těchto hodnot následně tvoří kumulativní hodnotu celkového MSA (Alkemade et al 2009). Současná verze modelu GLOBIO3 je omezena pouze na pevninskou část Země s výjimkou Antarktidy. Rozšíření pro hodnocení stavu sladkovodních a mořských ekosystémů se připravuje (GLOBIO on-line).

Kromě stanovení dopadu jednotlivých hnacích sil na průměrnou druhovou početnost v současnosti je možné v případě dostupnosti historických dat také sledovat časový vývoj hodnot MSA v minulosti. Na základě modelů predikujících budoucí vývoj jednotlivých hnacích sil (Sala et al. 2000, Petit et al. 2001) lze také sledovat možné budoucí trendy změn průměrné druhové početnosti podle různých scénářů a předpokládané dopady jednotlivých ochranných opatření. Alkemade et al. (2009) uvádí např. scénáře zavádění bio-paliv, zalesňování, zvyšování plošného zastoupení chráněných oblastí.

3.2.1 Hnací síly

Hlavní roli při výpočtu průměrné druhové početnosti hrají změny využití území a jeho fragmentace, které jsou považovány za hlavní příčiny ztráty biodiverzity (Sala 2000, Sanderson 2002). Např. u intenzivně zemědělsky využívaných nebo urbanizovaných ploch je předpokládaná průměrná druhová početnost pouze kolem 5 % z původních druhů nenarušeného prostředí (Alkemade et al. 2009). Vliv ostatních hnacích sil na hodnotu MSA je nepoměrně menší a mají spíše zpřesňující charakter. Jejich význam však roste při využití

indikátoru pro hodnocení budoucích scénářů vývoje, kdy tyto faktory nabývají na intenzitě.

Využití území

Změna intenzity a typu využití území je obecně považována za nejvýznamnější příčinu současné ztráty biodiverzity (Scholes, Biggs 2005; Reidsma et al. 2006). Odstranění lesního porostu nebo intenzivní zemědělské využití půdy provází lokální vymizení většiny původních rostlin, což vede zároveň k úbytku značného množství živočichů díky ztrátě nebo degradaci jejich stanovišť a potravinových zdrojů. Stejně tak podzemní organizmy jsou nejvíce ohroženy změnou využití území a půdního krytu (Sala et al. 2000).

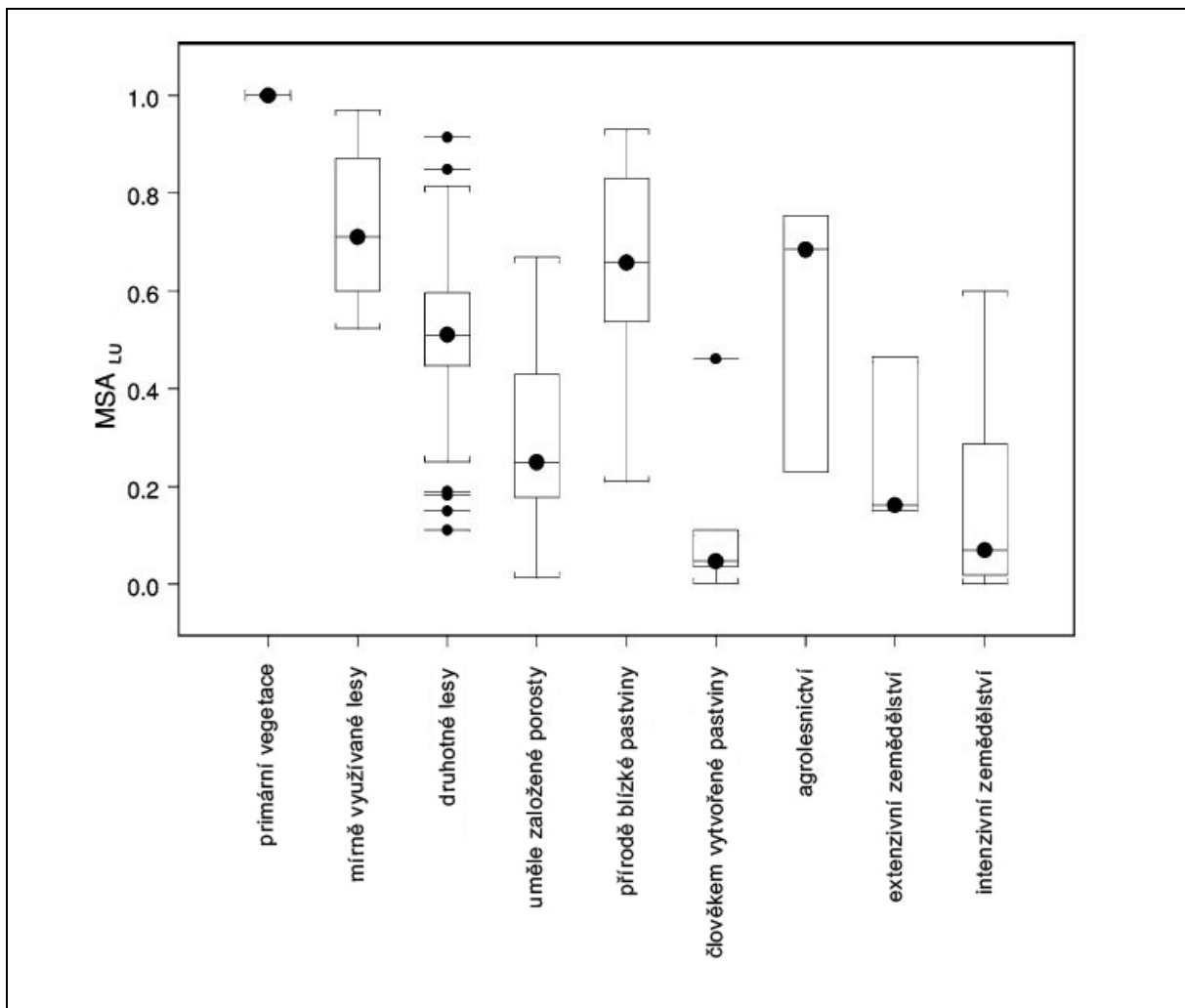
Pro hodnocení dopadu využití území na hodnotu MSA bylo zpracováno 89 publikovaných studií, porovnávajících druhovou početnost v alespoň jednom typu stávajícího využití půdy se stavem v primární vegetaci (Alkemade et al. 2009). Velká část studií hodnotí stav v biomu tropických lesů, ale dostupná data z ostatních oblastí potvrzují obecný trend pro jednotlivé třídy využití území. Nejvyšší variabilitu vykazuje třída sekundárních lesů (obr. 5). Pro kategorii zastavěné plochy nebyla dostupná odpovídající data a hodnota MSA je stanovena na základě expertního odhadu.

Na základě generalizace tříd používaných v databázích jednotlivých studií zahrnutých v meta-analýze bylo stanoveno 7 základních kategorií zemského pokryvu, které byly rozděleny podle intenzity využití na 14 tříd, kterým byly podle výsledků meta-analýzy přiřazeny hodnoty MSA (tab. 7). Vodní plochy nejsou do hodnocení zahrnuty, v současnosti je rozvíjen samostatný model pro výpočet hodnoty MSA sladkovodních a mořských ploch (GLOBIO on-line).

Tab. 7: Základní kategorie MSA Land Use (upraveno podle Brink et al., 2000).

Kategorie zemského pokryvu		Třída zemského pokryvu	Popis	MSA
Led a sníh	N1	<i>Nenarušená primární vegetace</i>	Oblasti trvale pokryté sněhem či ledem - považovány za nenarušené ekosystémy.	1,0

Povrchy bez vegetace	N2	<i>Nenarušená primární vegetace</i>	Oblasti trvale bez vegetačních pokryvů vzhledem k probíhajícím přírodním procesům, např. pouště, vysoké alpské polohy.	1,0
Lesy	L1 (N3)	<i>Nenarušená primární vegetace</i>	Oblasti bez současného lidského vlivu, kde složení flory a fauny je blízko přirozenému stavu.	1,0
	L2	<i>Mírně využívané přírodní lesy</i>	Lesy s probíhajícím využíváním a s ním spojeným narušením (např. lov nebo selektivní těžba), kde na extrakci dřeva navazují dlouhá období růstu lesa s přírodní druhovou skladbou.	0,7
	L3	<i>Druhotné lesy</i>	Oblasti původně pokryté lesy, které byly odlesněny; tyto oblasti znovu zarůstají lesem, jiné využití území v současnosti není.	0,5
	L4	<i>Uměle založené porosty</i>	Hospodářské lesy, často se zastoupením exotických druhů.	0,2
Křoviny a traviny	N4	<i>Nenarušená primární vegetace</i>	Přírodní vegetace, kde převažují křoviny nebo traviny (např. step, tundra, savana).	1,0
	P1	<i>Přírodě blízké pastviny</i>	Traviny, kde je přírodní pastva nahrazena pastvou dobytka.	0,7
	P2	<i>Člověkem vytvořené pastviny</i>	Lesy přeměněné na pastviny pro pastvu dobytka.	0,1
Zemědělská mozaika	M	<i>Agrolesnictví</i>	Zemědělství využívající přírodní dřeviny ke spojené produkci a k zastínění.	0,5
Obdělávaná půda	Z1	<i>Extenzivní zemědělství</i>	Zemědělství s nízkými vstupy; tradiční formy zemědělství; extenzivní zemědělství a organické hospodaření.	0,3
	Z2	<i>Intenzivní zemědělství</i>	Zemědělství s vysokými vnějšími vstupy; konvenční a integrované zemědělství.	0,1
	Z3	<i>Zavlažovaná orná půda</i>	Zemědělství na zavlažované orné půdě nebo produkce ve sklenících.	0,05
Zastavěné plochy	A	<i>Kontinuální městská zástavba</i>	Oblasti zastavěné z více než 80 %.	0,05



Obr. 5: Krabicový graf pro základní kategorie MSA_{LU} (upraveno podle Alkemade et al. 2009).

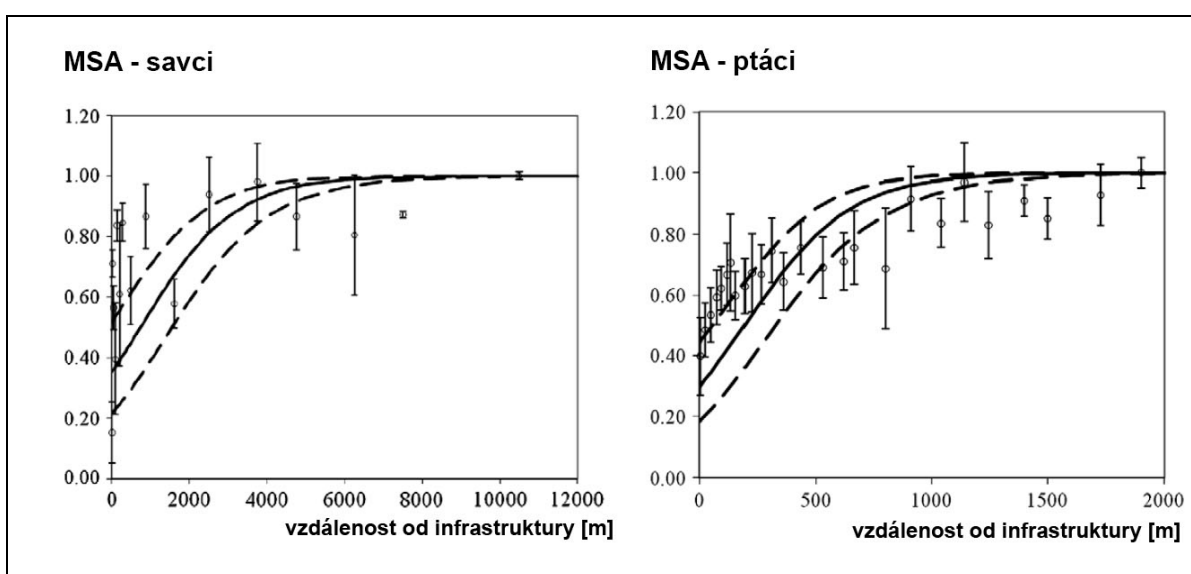
Infrastruktura

V rámci hodnocení dopadu infrastruktury je zohledněno několik faktorů. Samotná přítomnost komunikací způsobuje zábor půdy, fyzickou překážku pro pohyb živočichů, v mnoha případech navíc změnu např. světelných, cirkulačních nebo klimatických podmínek. Provoz na komunikacích přináší hluk, zvýšenou prašnost a přímé ohrožení pro živočichy. Hlavním zvažovaným dopadem infrastruktury na biodiverzitu je zpřístupnění přírodních oblastí člověku. Podél cestní sítě probíhá ve zvýšené míře těžba a sběr přírodních materiálů, lov, turistika a další činnosti ovlivňující stav ekosystémů (Alkemade et al. 2009, Forman et al. 2002).

Přestože se množství studií věnuje dopadu infrastruktury na organizmy, chybí dostatečné podklady pro kvantifikaci tohoto jevu. Za tímto účelem byla zpracována meta-

analýza 49 studií dopadu infrastruktury na populace ptáků (201 druhů) a savců (33 druhů), k hodnocení ostatních taxonů nebyla dostupná data, stejně jako ke stanovení míry dopadu podle intenzity dopravy a typu infrastruktury (obr. 6).

Na základě meta-analýzy byly stanoveny regresní rovnice pro dílčí prvky dopadu infrastruktury. Zaprvé je hodnocen přímý dopad cestní sítě s maximálním dosahem 5 km po obou stranách komunikace. Výpočet je v rámci hodnoceného území aplikován pouze na přírodní oblasti (lesy, primární a přírodě blízké porosty) a rovnice jsou rozdílné pro lesní a ostatní přírodní oblasti. Dále je zvažován nepřímý dopad zvýšené lidské činnosti v okolí do 10 km od městských a zemědělských oblastí.



Obr. 6: Logistická regrese mezi MSA a vzdáleností od infrastruktury (podle Alkemade et al. 2009)

$$MSA'_{IF} = 2 * \frac{e^{(-3,9+1,09 * \ln dist)}}{1 + e^{(-3,9+1,09 * \ln dist)}}$$

Přímý dopad infrastruktury v lesních oblastech

$$MSA'_{INF} = 2 * \frac{e^{(-8,9+1,7 * \ln dist)}}{1 + e^{(-8,9+1,7 * \ln dist)}}$$

Přímý dopad infrastruktury v nelesních oblastech

$$MSA'_{IU} = 2 * \frac{e^{(-0,25+0,0001 * dist)}}{1 + e^{(-0,25+0,0001 * dist)}}$$

Nepřímý dopad infrastruktury

Fragmentace

Fragmentace krajiny je řadou autorů považována za další nejvýznamnější příčinu snižování početnosti druhů (Sala et al. 2000, Benítez-López et al. 2010). Rozdělení původně souvislých biotopů do menších a izolovanějších celků způsobuje zásadní migrační bariéry. Vznikají tak stále menší ostrovní plochy přírodní vegetace, poskytující omezené množství potravních zdrojů, omezený výběr útočiště i pohlavních partnerů.

Hodnocení vlivu fragmentace na průměrnou druhovou početnost MSA je založeno na meta-analýze 6 rozsáhlých studií zabývajících se minimální potřebnou rozlohou plošky pro udržení minimální životaschopné populace (např. Verboom et al. 2007, Allen et al. 2001). Na jejich základě je stanoven podíl druhů, pro který je daná rozloha plošky dostatečná (tab. 8). Hodnota MSA je přiřazena na základě rozlohy přírodních oblastí po jejich rozčlenění cestní sítí.

Tab. 8: Vztahy mezi rozlohou a hodnotou MSA (Alkemade et al. 2009):

Rozloha v km ²	MSA
0 – 1	0,55
1,1 -10	0,75
10,1 – 100	0,85
100,1 – 1000	0,95
Více než 1000	1,00

Klimatická změna

Dopad klimatické změny na ztrátu biodiverzity je stanoven na základě dostupných modelů. Pomocí modelu EUROMOVE (Bakkenes et al. 2002) byl zpracován odhad rozložení druhů pro rok 2050 pro 3 různé scénáře klimatické změny a jednotlivé buňky rastru byly porovnány s rokem 1995. Pro každý biom poté byly vyhodnoceny vztahy mezi poklesem průměrné druhové početnosti a předpokládanou změnou teploty vůči preindustriálnímu stavu (Alkemade et al. 2009). Hodnocení dopadu klimatické změny je v současnosti dostupné pouze na globální úrovni zpracování indikátoru MSA.

Depozice dusíku

Analýza vlivu depozice dusíku na biodiverzitu byla provedena na základě 22 studií. Dusík byl experimentálně přidáván do ekosystémů v přírodních oblastech a následně byl pozorován dopad na druhovou početnost (např. Bobbink et al. 2003). Vyhodnocením vztahu mezi množstvím uloženého dusíku za rok a změnou sledovaných populací byly empiricky stanoveny limity kritického zatížení v rámci jednotlivých biotů. Hodnoty globální depozice dusíku simuluje model IMAGE na základě dat o živočišné produkci. Hodnocení dopadu na druhovou početnost je v současnosti dostupné pouze na globální úrovni zpracování indikátoru MSA.

3.2.2 Celková hodnota MSA

Pro každou z hnacích sil jsou stanoveny přímé příčinné vztahy, na jejichž základě je vypočten jejich dopad na ztrátu biodiverzity v hodnoceném území. Existuje však velmi málo podkladů pro stanovení interakce mezi jednotlivými hnacími silami a kvantifikaci jejich vzájemného působení (Sala et al. 2000, Alkemade et al. 2009).

Za předpokladu nulové interakce mezi jednotlivými hnacími silami lze celkovou hodnotu MSA získat rovnocenným součinem jeho dílčích částí:

$$MSA_i = MSA_{LU_i} * MSA_{I_i} * MSA_{F_i} * MSA_{N_i} * MSA_{CC_i}$$

Druhým extrémem je předpoklad úplné interakce, kdy je pro každou buňku rastrové sítě započten jen dopad hnací síly s největší zátěží. V praxi je nejčastěji používán mezistupeň, který předpokládá určité vazby mezi hnacími silami na základě specifických vlastností daného prostředí. Alkemade et al. (2009) např. nezapočítává dopad depozice atmosférického dusíku pro plochy intenzivního zemědělství, kde přísun dusíku hnojením tyto limity mnohonásobně překračuje a jeho vliv je již započten v dopadu využití území. Také dopad klimatické změny a infrastruktury má být zahrnut pouze do hodnocení přírodních a přírodě blízkých oblastí.

3.3 Zpracování

V rámci diplomové práce byly pro hodnocení vlivu využití území na stupeň přírodnosti ČR vypracovány výpočty dopadu těchto hlavních antropogenních faktorů: (i) využití území, (ii) fragmentace a (iii) infrastruktura. Pro hodnocení dopadu klimatické změny a depozice dusíku nebyla k dispozici data v potřebném měřítku, model GLOBIO je určen pro hodnocení trendů na globální úrovni a pracuje s prostorovým rozlišením nedostatečným pro národní studie.

Hlavní zpracování indikátoru MSA bylo provedeno v softwaru ArcGIS ESRI v souřadnicovém systému S-JTSK Krovak East North. Při převádění polygonů do rastru bylo použito rozlišení 200 x 200 m (pokud není uvedeno jinak). Hodnocení a kombinace jednotlivých hnacích sil byly prováděny na úrovni tohoto rozlišení. Pro interpretaci výsledků a porovnání jednotlivých hnacích sil a indikátorů byla rastrová data překryta polygonovou sítí hexagonů o rozloze 6 km². Statistická data a základní grafy byly zpracovány v softwaru Microsoft Excel.

3.3.1 Příprava dat

Dostupná data o současném krajinném pokryvu a využití území hodnocené oblasti je třeba nejdříve rozdělit do kategorií MSA_{LU} porovnáním s odpovídající původní vegetací. Třídám, které kategoriím MSA_{LU} přímo neodpovídají, je možné přiřadit procentuální podíl více kategorií, případně převod doplnit dalšími, např. statistickými daty. Tento postup je navrhován v rámci metodiky vzhledem k nejednotnosti tříd jednotlivých databází (Prydatko et al. 2008). Další možností je extrapolace známých hodnot pro nové kategorie na základě expertního posouzení, které by mělo být podloženo daty o biodiverzitě v jednotlivých třídách (Rooij 2008).

Jako základní databáze pro hodnocení MSA pro území ČR byla vybrána databáze CORINE Land Cover, konkrétně nejnovější dostupná verze pro rok 2006. Převod tříd CORINE LC do kategorií MSA_{LU} znázorňuje tab. 9. Z celkových 29 tříd CORINE zastoupených na území ČR bylo 18 tříd převedeno přímo, porovnáním definice tříd MSA_{LU} (tab. 7) a CORINE LC (Alkemade et al. 2009, Bossard et al. 2000).

Zvláště je hodnocena třída CORINE LC 321 – přírodní pastviny, která byla rozdělena na oblasti alpinské vegetace: Krkonoše, Králický Sněžník a Hrubý Jeseník (podle Treml et al.

2006, Treml et al. 2002, Chytrý et al. 2010), hodnocené jako N4 – nenarušená primární vegetace. Ostatní plochy 321 jsou přiřazeny třídě P1 - Přírodě blízké pastviny.

Tab. 9: Převod tříd CORINE LC na třídy MSA_{LU}.

Kód CLC	Třída CORINE LC	Třída MSA _{LU}	Podíl ČR	Hodnota MSA
1.1.1.	Městská souvislá zástavba	A	0,020	0,05
1.1.2.	Městská nesouvislá zástavba	0,5 A + 0,5 Z2	4,785	0,075
1.2.1.	Průmyslové nebo obchodní zóny	A	0,760	0,05
1.2.2.	Silniční a železniční síť a přilehlé prostory	A	0,079	0,05
1.2.3.	Přístavní zóny	A	0,001	0,05
1.2.4.	Letiště	A	0,071	0,05
1.3.1.	Těžba hornin	A	0,205	0,05
1.3.2.	Skládky	A	0,121	0,05
1.3.3.	Staveniště	A	0,023	0,05
1.4.1.	Plochy městské zeleně	0,5 Z1 + 0,5 Z2	0,084	0,2
1.4.2.	Zařízení pro sport a rekreaci	0,5 Z1 + 0,5 Z2	0,197	0,2
2.1.1.	Orná půda mimo zavlažovaných ploch	Z2	38,177	0,1
2.2.1.	Vinice	Z2	0,200	0,1
2.2.2.	Ovocné sady a keře	0,5 Z1 + 0,5 Z2	0,389	0,2
2.3.1.	Louky	Z1	8,886	0,3
2.4.2.	Komplexní systémy kultur a parcel	Z1	0,602	0,3
2.4.3.	Převážně zemědělská území s příměsí přirozené vegetace	M	8,961	0,5
3.1.1.	Listnaté lesy	*	3,528	0,4 - 1
3.1.2.	Jehličnaté lesy	*	21,835	0,4 - 1
3.1.3.	Smíšené lesy	*	7,824	0,4 - 1
3.2.1.	Přírodní pastviny	N4 (alpinské) / P1	0,343	1 / 0,7
3.2.2.	Slatiny a vřesoviště, křovinaté formace	N4	0,023	1
3.2.4.	Přechodová stadia lesa a křoviny	L3	2,034	0,5
3.3.2.	Holé skály	N2	0,002	1
3.3.3.	Oblasti s řídkou vegetací	N4	0,001	1

4.1.1.	Vnitrozemské bažiny	N4	0,078	1
4.1.2.	Rašeliniště	N4	0,054	1
5.1.1.	Vodní toky a cesty	- **	0,059	-
5.1.2.	Vodní plochy	- **	0,660	-

Pozn: Tučně uvedeny třídy CORINE s podílem na rozloze ČR nad 1 %
Zeleně uvedeny kategorie přiřazené přímo podle metodiky MSA
* převod vysvětlen samostatně
** vodní povrchy nejsou v rámci indexu hodnoceny

Dalším čtyřem třídám CORINE LC byla přiřazena hodnota MSA_{LU} na základě procentuálního zastoupení více kategorií, které se dle definice v třídě CORINE vyskytují (např. třída 111 - městská nesouvislá zástavba - je hodnocena jako 50 % souvislé zástavby A a 50 % intenzivně využívané vegetace Z2, další třídy jsou hodnoceny jako 50 % Z1 a 50 % Z2, kombinace extenzivně a intenzivně obdělávané půdy). Možný vliv takto nepřesně vymezených kategorií na výslednou hodnotu MSA shrnuje tab. 11. Vzhledem k tomu, že se jedná převážně o třídy se zanedbatelnou rozlohou, je vliv této nepřesnosti minimální.

Hodnocení lesních porostů

Zvláštní pozornost byla věnována převodu tříd lesa (shrnutí viz tab. 10). Vzhledem ke značnému podílu na rozloze ČR a širokému rozpětí možných hodnot MSA_{LU} (20 – 100 %), je přiřazení těchto dat pro výslednou hodnotu MSA zásadní. Kategorie MSA přitom rozčleňují les na 4 kategorie podle jeho kvality: (i) nenarušená primární vegetace, (ii) mírně využívané přírodní lesy, (iii) druhotné lesy a (iv) uměle založené porosty, zatímco CORINE LC rozlišuje (a) listnaté, (b) jehličnaté a (c) smíšené lesy.

Vhodná data pro přímé určení třídy kvality lesa pro celé území ČR nejsou dostupná. Dílčí hodnocení kvality lesních porostů obsahuje Databanka přirozených lesů ČR (VÚKOZ on-line), která se zaměřuje na nejzachovalejší lesní porosty. I. a II. stupni přirozenosti byla přiřazena kategorie MSA L1 - nenarušená primární vegetace, III. stupni přirozenosti lesa kategorie MSA L2 - mírně využívané přírodní lesy. Údajům z této databáze byla přidělena nejvyšší váha, v dalších krocích byla hodnocena lesní data CLC 2006 bez oblastí zahrnutých v I.-III. stupni přirozenosti DPL.

Tab. 10: Schematický přehled přiřazení kategorií lesu.

	kategorie MSA	hodnota MSA [%]
1) Databanka přirozených lesů ČR:		
a) původní les	L1	100
b) přírodní les	L1	100
c) přírodě blízký les	L2	70
2) CLC třída 312 (jehličnany)		
a) v oblastech LVS 7, 8 a 9	L2	70
b) v oblastech LVS 6	L2 + L3	60
c) Ralský a Kokořínský bioregion	L2 + L3	60
d) ostatní jehličnany	L4	20
3) CLC třída 311 (listnaté lesy)	L2 + L3	60
4) CLC třída 313 (smíšené lesy)	L2 + L3	60

Pro hodnocení zbylých jehličnatých lesů byl vybrán postup porovnání současných ploch s přirozenou vegetací. Z několika možných datových podkladů byly použity lesní vegetační stupně. Třídě CLC 312 (jehličnany) v oblastech lesního vegetačního stupně 7, 8 a 9 byla přiřazena kategorie MSA L2 - mírně využívané přírodní lesy, v oblasti lesního vegetačního stupně 6 potom kombinace kategorií 50 % L2 - mírně využívané přírodní lesy a 50 % L3 - druhotné lesy. Dále byl vyčleněn dle Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al. 2010) Ralský a Kokořínský bioregion, což byla oblast s azonálním výskytem přirozených borových porostů, kde byla jehličnatým porostům přiřazena kombinace kategorií 50 % L2 a 50 % L3. Ostatní současné jehličnaté porosty byly považovány za hospodářské monokultury mimo oblast původního výskytu jehličnanů a přiřazeny do kategorie MSA L4 - uměle založené porosty. Třídám CLC 2006 311 (listnaté lesy) a 313 (smíšené lesy) byla celoplošně přiřazena kombinace kategorií 50 % L2 a 50 % L3.

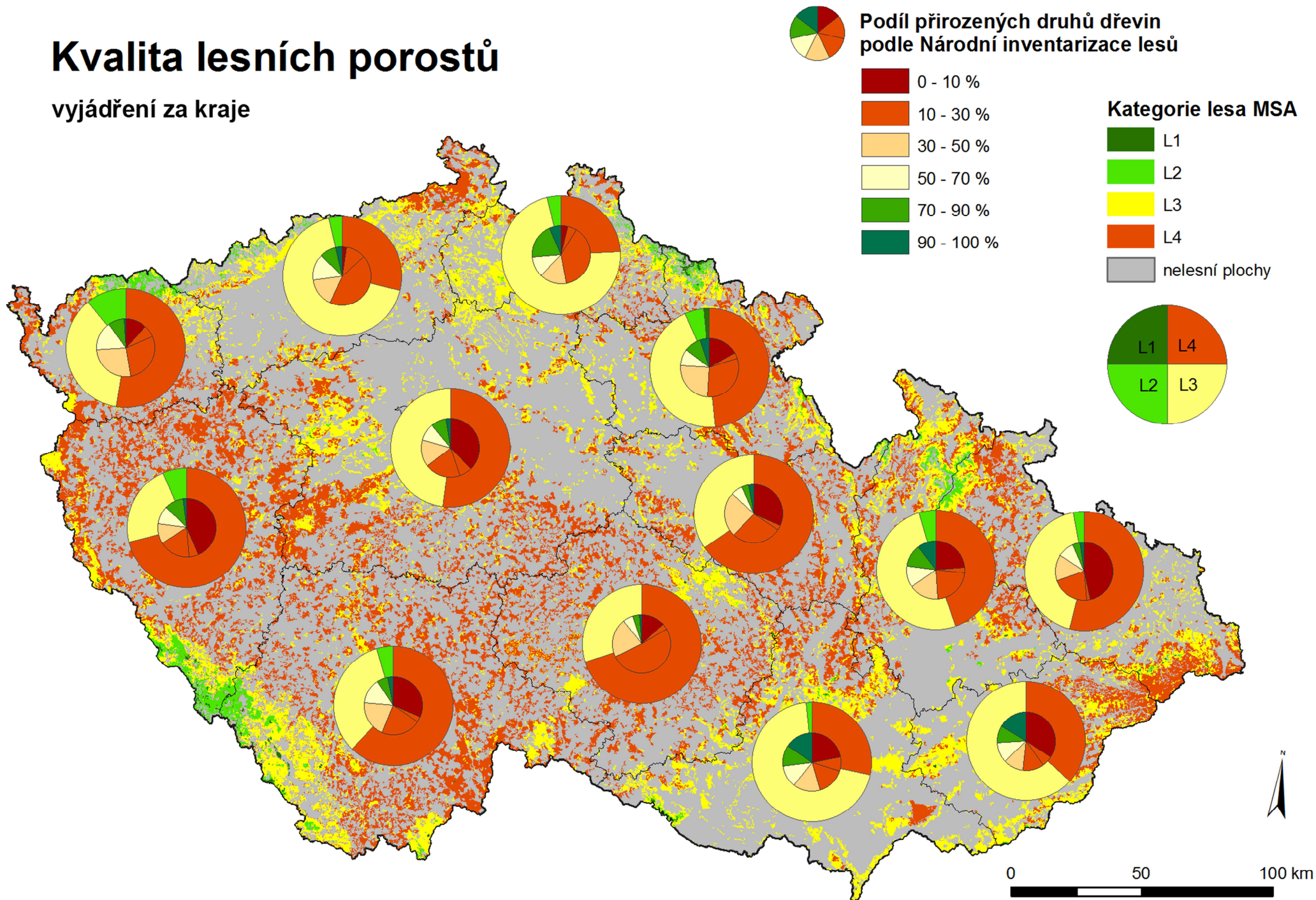
Pro porovnání byly využity výsledky Národní inventarizace lesů (NIL) v České republice (ÚHUL on-line), konkrétně data o přirozenosti lesních porostů vyjádřených za kraje (obr.8). Oblasti se zastoupením přirozených druhů dřevin < 30 % lze považovat za monokultury ve smyslu kategorií MSA_{LU} L4. Vzhledem k tomu, že v hodnocení přirozenosti lesa NIL nejsou zahrnuty další aspekty, jako je např. struktura a stáří lesa, lze tuto hodnotu považovat za minimální podíl kategorie L4. Přiřazením kategorií lesa podle LVS je kvalita lesů tedy spíše přeceněna.

Kód	Třída CORINE	podíl ČR	Hodnota MSA	MSA MIN	MSA MAX	rozdíl MSA	rozdíl MSA za ČR
1.1.1.	Městská souvislá zástavba	0,02	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.1.2.	Městská nesouvislá zástavba	4,785	0,075	0,05	0,2	-0,15	0,718
1.2.1.	Průmyslové nebo obchodní zóny	0,76	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.2.2.	Silniční a železniční síť a přilehlé prostory	0,079	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.2.3.	Přístavní zóny	0,001	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.2.4.	Letiště	0,071	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.3.1.	Těžba hornin	0,205	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.3.2.	Skládky	0,121	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.3.3.	Staveniště	0,023	0,05	0,05	0,05	0	0,000
1.4.1.	Plochy městské zeleně	0,084	0,2	0,05	0,3	-0,25	0,021
1.4.2.	Zařízení pro sport a rekreaci	0,197	0,2	0,05	0,3	-0,25	0,049
2.1.1.	Orná půda mimo zavlažovaných ploch	38,177	0,1	0,1	0,1	0	0,000
2.2.1.	Vinice	0,2	0,1	0,1	0,1	0	0,000
2.2.2.	Ovocné sady a keře	0,389	0,2	0,05	0,3	-0,25	0,097
2.3.1.	Louky	8,886	0,3	0,2	0,3	-0,1	0,889
2.4.2.	Komplexní systémy kultur a parcel	0,602	0,3	0,05	0,5	-0,45	0,271
2.4.3.	Převážně zemědělská území s příměsí př. vegetace	8,961	0,5	0,5	0,5	0	0,000
3.1.1.	Listnaté lesy	3,528	0,2 - 1	0,2	1	-0,8	2,822
3.1.2.	Jehličnaté lesy	21,835	0,2 - 1	0,2	1	-0,8	17,468
3.1.3.	Smíšené lesy	7,824	0,2 - 1	0,2	1	-0,8	6,259
3.2.1.	Přírodní pastviny	0,343	1 / 0,7	1 / 0,7	1 / 0,7	0	0,000
3.2.2.	Slatiny a vřesoviště, křovinaté formace	0,023	1	1	1	0	0,000
3.2.4.	Přechodová stadia lesa a křoviny	2,034	0,5	0,5	0,5	0	0,000
3.3.2.	Holé skály	0,002	1	1	1	0	0,000
3.3.3.	Oblasti s řídkou vegetací	0,001	1	1	1	0	0,000
4.1.1.	Vnitrozemské bažiny	0,078	1	1	1	0	0,000
4.1.2.	Rašeliniště	0,054	1	1	1	0	0,000
5.1.1.	Vodní toky a cesty	0,059	-	-	-	-	0,000
5.1.2.	Vodní plochy	0,66	-	-	-	-	0,000

Tab. 11: Hodnocení chyby přiřazení kategorií MSA_{LU}

Kvalita lesních porostů

vyjádření za kraje



3.3.2 Výpočet

Využití území

Připravená databáze polygonů využití území s přiřazenými odpovídajícími hodnotami MSA_{LU} byla v softwaru ArcGIS převedena na rastr s rozlišením 200 x 200 m. Minimální hodnota MSA_{LU} byla rovna 5 % (antropogenní plochy), nejvyšší hodnota MSA_{LU} dosahovala 100 % (oblasti primární vegetace - nepřímé dopady v těchto oblastech jsou hodnoceny ostatními hnacími silami). Vodní plochy jsou z hodnocení vynechány, v součinech mají proto hodnotu 1, v součtech hodnotu 0.

Fragmentace

Hodnocení dopadu fragmentace vychází z velikosti plošek relativně přírodní vegetace rozčleněných hlavní komunikační sítí (Alkemade et al. 2009). Pro stanovení velikosti plošek byly nejprve třídy LU/LC převedeny do dvou tříd: (i) umělé povrchy (veškeré antropogenní plochy, tedy třídy CLC s kódem 1xx a třída 211 - orná půda mimo zavlažovaných ploch; (ii) plochy vegetace (všechny ostatní třídy). Plochy vegetace poté byly rozřezány vrstvou silnic, zahrnuty byly komunikace s kategorií 2 a vyšší. Tímto vznikly plošky, jejichž velikost byla dále podle metodiky hodnocena. Výsledný dopad fragmentace na celkovou hodnotu MSA byl započítán pouze pro oblasti s hodnotou $MSA_{LU} > 50$ %, neboť hlavní vliv fragmentace je předpokládán pro přírodní a přírodě blízké oblasti.

Infrastruktura

V rámci infrastruktury je hodnocen přímý dopad komunikací a dále nepřímý dopad obydlených a zemědělských oblastí.

Pro výpočet přímého dopadu infrastruktury byla použita opět databáze pozemních komunikací s kategorií silnice 2 a vyšší. Maximální předpokládaný dopad byl stanoven na vzdálenost 5 km od silnice (po obou stranách). V tomto rozsahu byl proto kolem komunikací vytvořen buffer ve formě rastru s jemnějším rozlišením, konkrétně 100 x 100 m. Dopad infrastruktury je vyjádřen exponenciálními rovnicemi, zvlášť se zpracovává hodnocení pro lesní oblasti a oblasti mimo les. Nepřímý vliv je hodnocen do vzdálenosti 10 km od obydlených a zemědělských oblastí, výpočet byl proveden zvlášť pro oba typy oblastí.

Hodnocení nepřímého dopadu obydlených oblastí bylo vypočítáno pro dvě varianty: (i) zahrnuty všechny antropogenní plochy s $MSA_{LU} \leq 5 \%$, tedy bez nesouvislé městské zástavby; (ii) všechny antropogenní plochy včetně nesouvislé městské zástavby.

Výsledný dopad infrastruktury na celkovou hodnotu MSA byl započítán pouze pro oblasti s hodnotou $MSA_{LU} > 50 \%$, neboť její vliv je předpokládán v přírodních a přírodě blízkých oblastech. Zahrnuta byla varianta (i) nepřímého vlivu obydlených oblastí.

Celková hodnota MSA

Celková hodnota MSA byla vzhledem k neznámým interakcím mezi jednotlivými hnacími silami spočtena jako rovnocenný součin dílčích hodnot MSA.

3.4. Výsledky

Shrnutím výsledků jsou dílčí hodnoty jednotlivých hnacích sil a jejich celkový dopad na průměrnou druhovou početnost, porovnaný s výsledky KES (tab. 12, obr. 23 a 24). Bez prostorové informace však ztrácí velkou část vypovídací schopnosti, kterou poskytují zpracované mapové výstupy (obr. 7 – 22).

Tab. 12: Celkové hodnocení dopadu hnacích sil MSA.

Hnací síla	MSA_{MEAN}	MSA_{min} ČR	MSA_{max} ČR	SD*	Úbytek MSA ČR
Land use	26,34	5	100	20,25	73,66
Infrastruktura	95,42	66,7	100	7,8	4,58
- v přír. oblastech	99,18	66,7	100	3,59	0,82
Fragmentace	92,53	55	100	9,36	7,47
- v přír. oblastech	96,23	55	100	7,85	3,77
Urbanismus 1	86,32	81,34	100	4,88	13,68
- v přír. oblastech	96,47	81,34	100	6,4	3,53
Urbanismus 2	82,38	81,26	100	1,06	17,62
- v přír. oblastech	95,28	81,34	100	7,7	4,72
Zemědělství nepřímo	82,27	81,26	100	2,67	17,73
- v přír. oblastech	95,44	81,34	100	7,66	4,56
Celkový dopad	20,32	0	95	12,44	79,68
KES	44,63	10	100	26,26	

Pozn.: * SD = směrodatná odchylka

3.4.1 Mapové výstupy:

Obr. 7: MSA Land Use – decilové dělení tříd

Obr. 8: Koeficient ekologické stability - decilové dělení tříd

Obr. 9: MSA Land Use – standardizované třídy

Obr. 10: Koeficient ekologické stability – standardizované třídy

Obr. 11: Infrastruktura

Obr. 12: Dopad infrastruktury na přírodní oblasti

Obr. 13: Fragmentace přírodních ploch

Obr. 14: Dopad fragmentace na přírodní plochy

Obr. 15: Intenzivně využívané plochy 1

Obr. 16: Intenzivně využívané plochy 2

Obr. 17: Dopad urbanismu 1

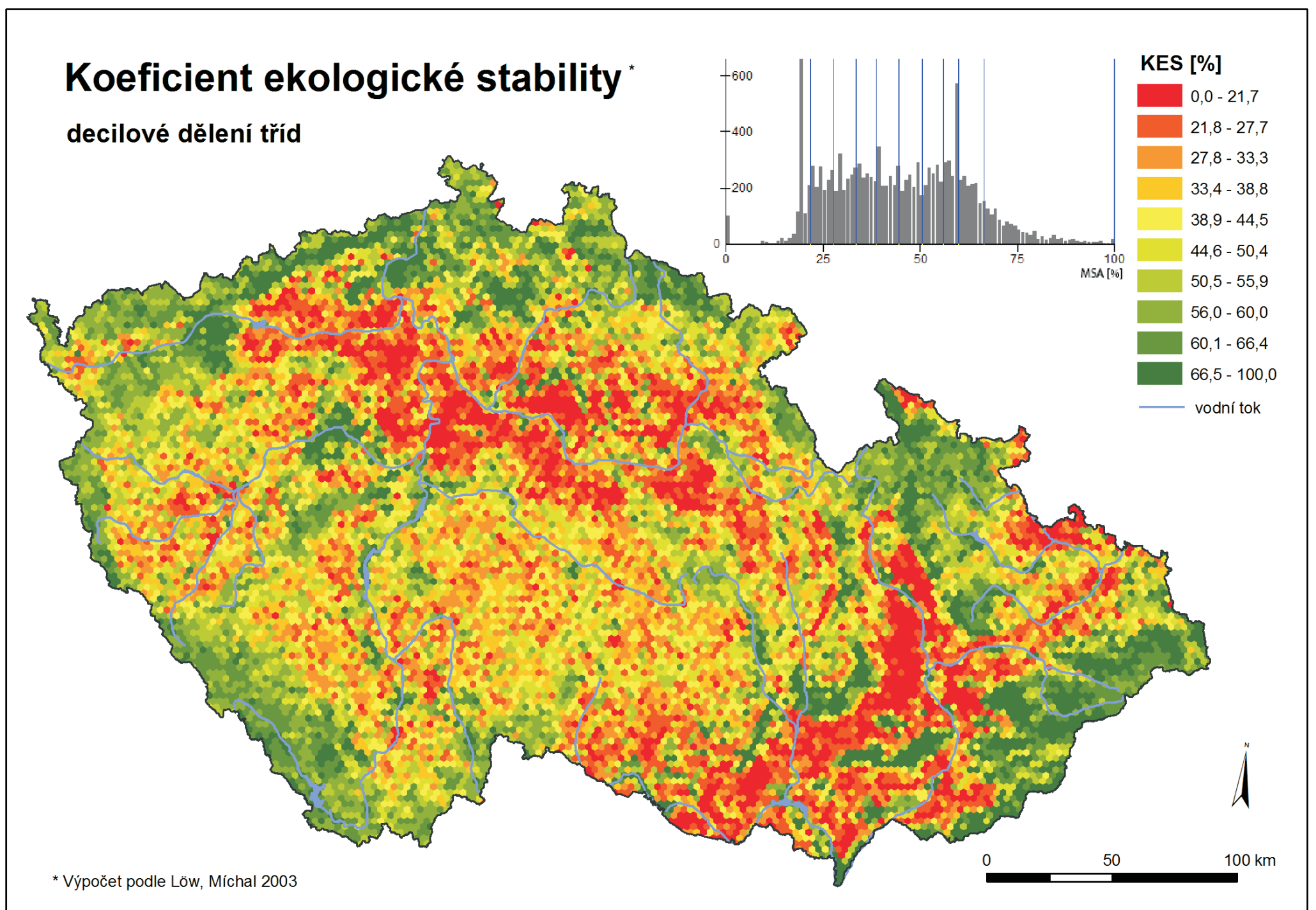
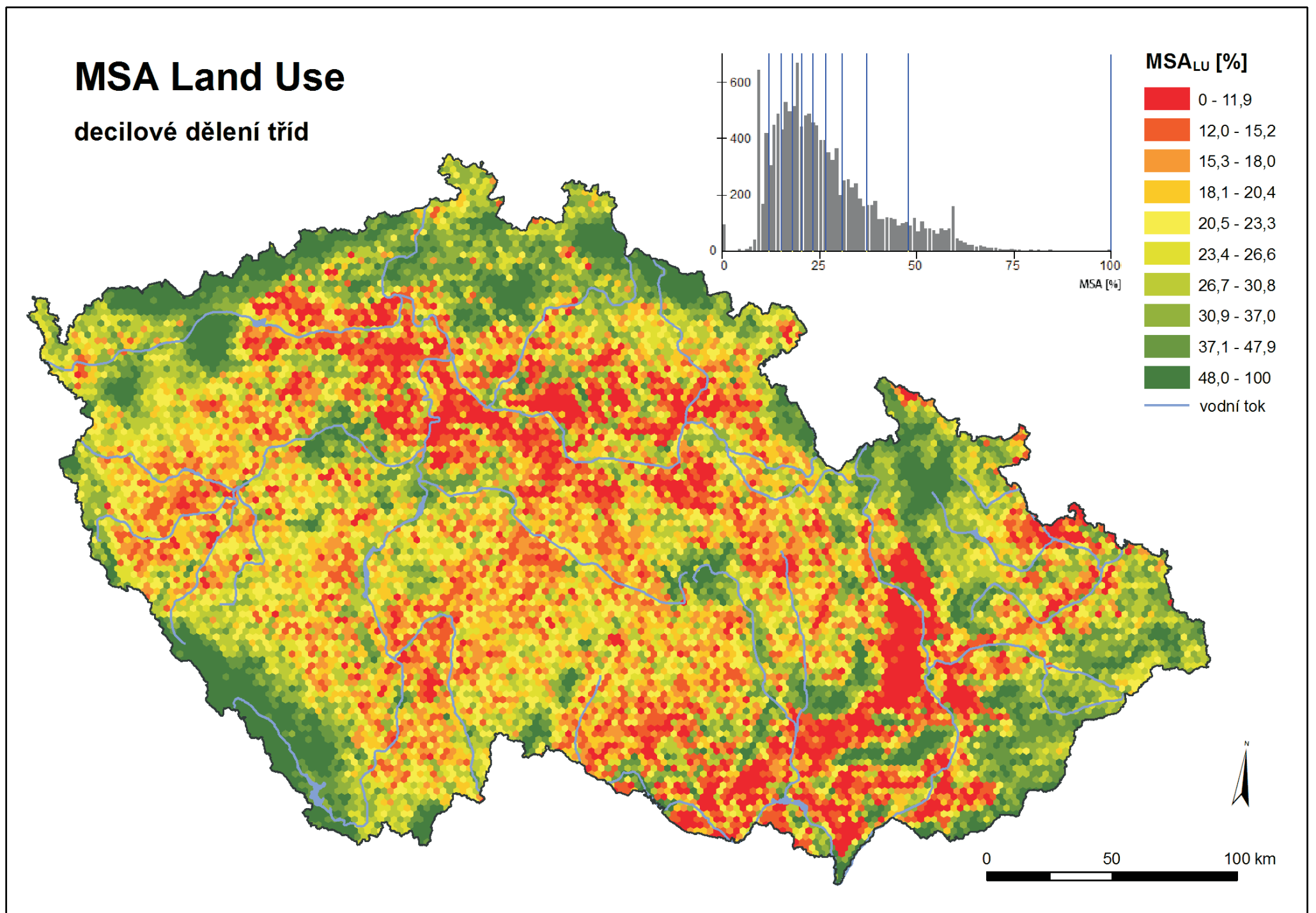
Obr. 18: Dopad urbanismu 2

Obr. 19: Rozsah orné půdy

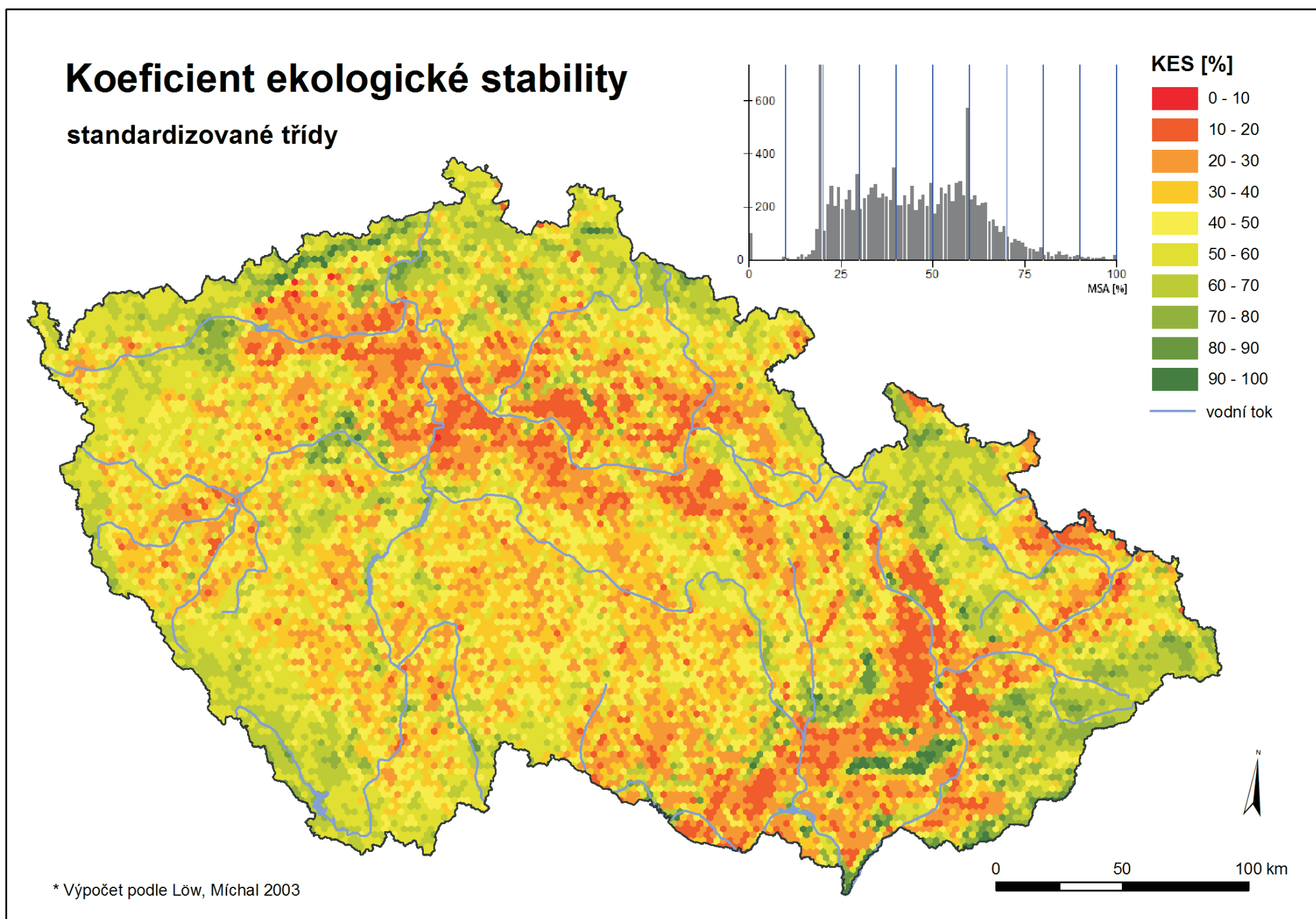
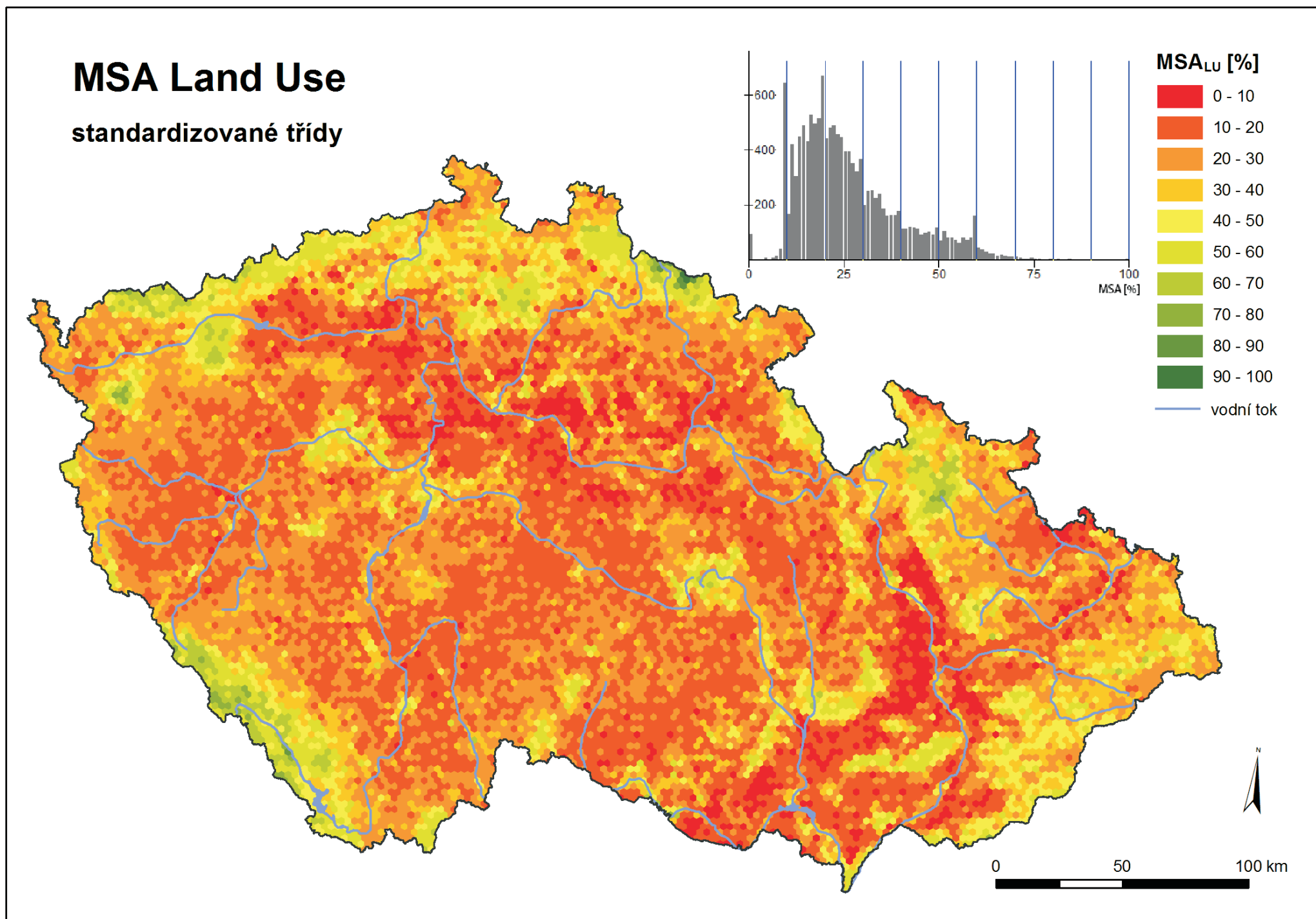
Obr. 20: Dopad zemědělství

Obr. 21: Celková hodnota MSA 1

Obr. 22: Celková hodnota MSA 2

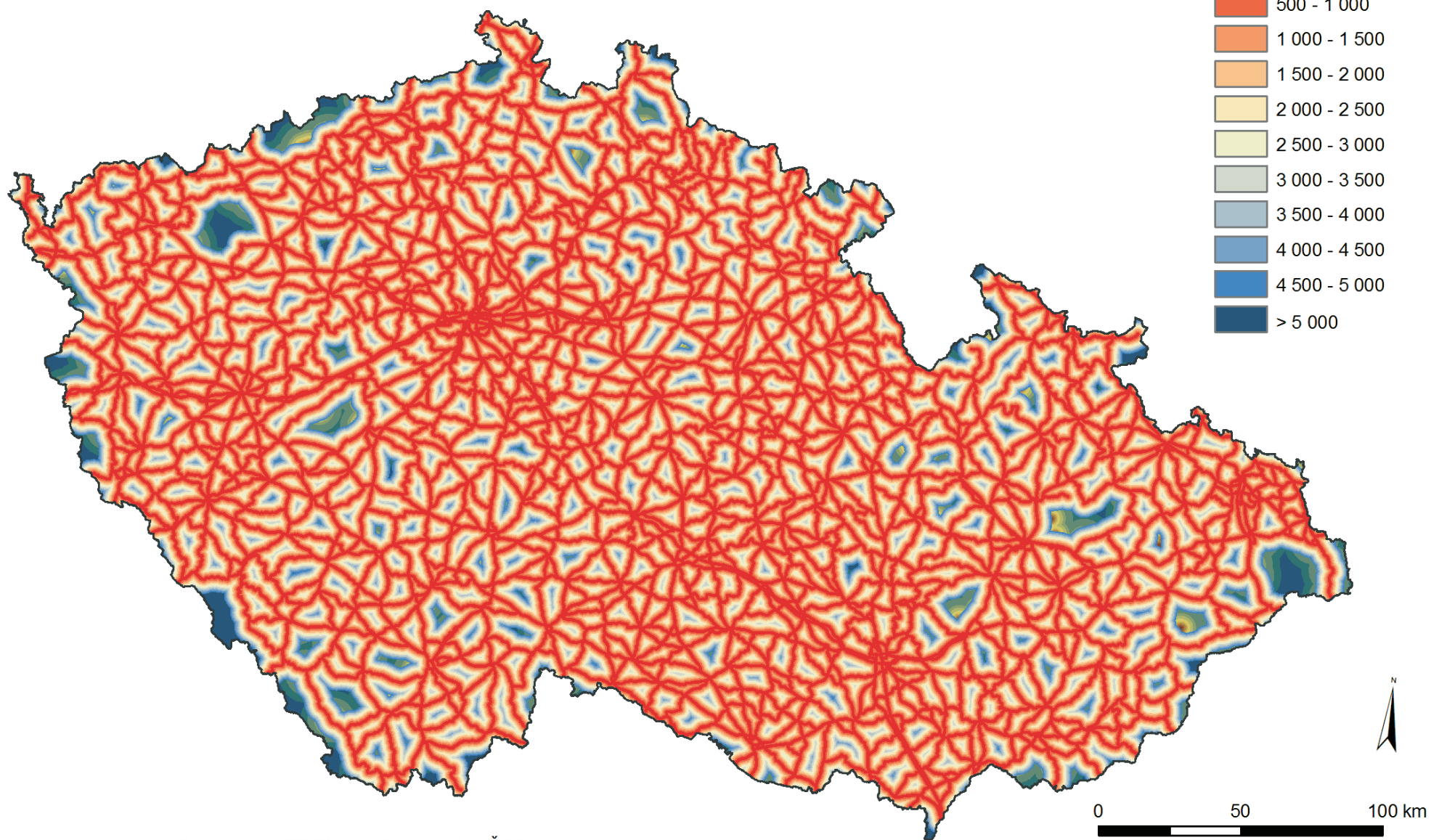


Nahoře obr. 7: MSA Land Use decilové dělení tříd, dole obr. 8: Koeficient ekologické stability - decilové dělení tříd.



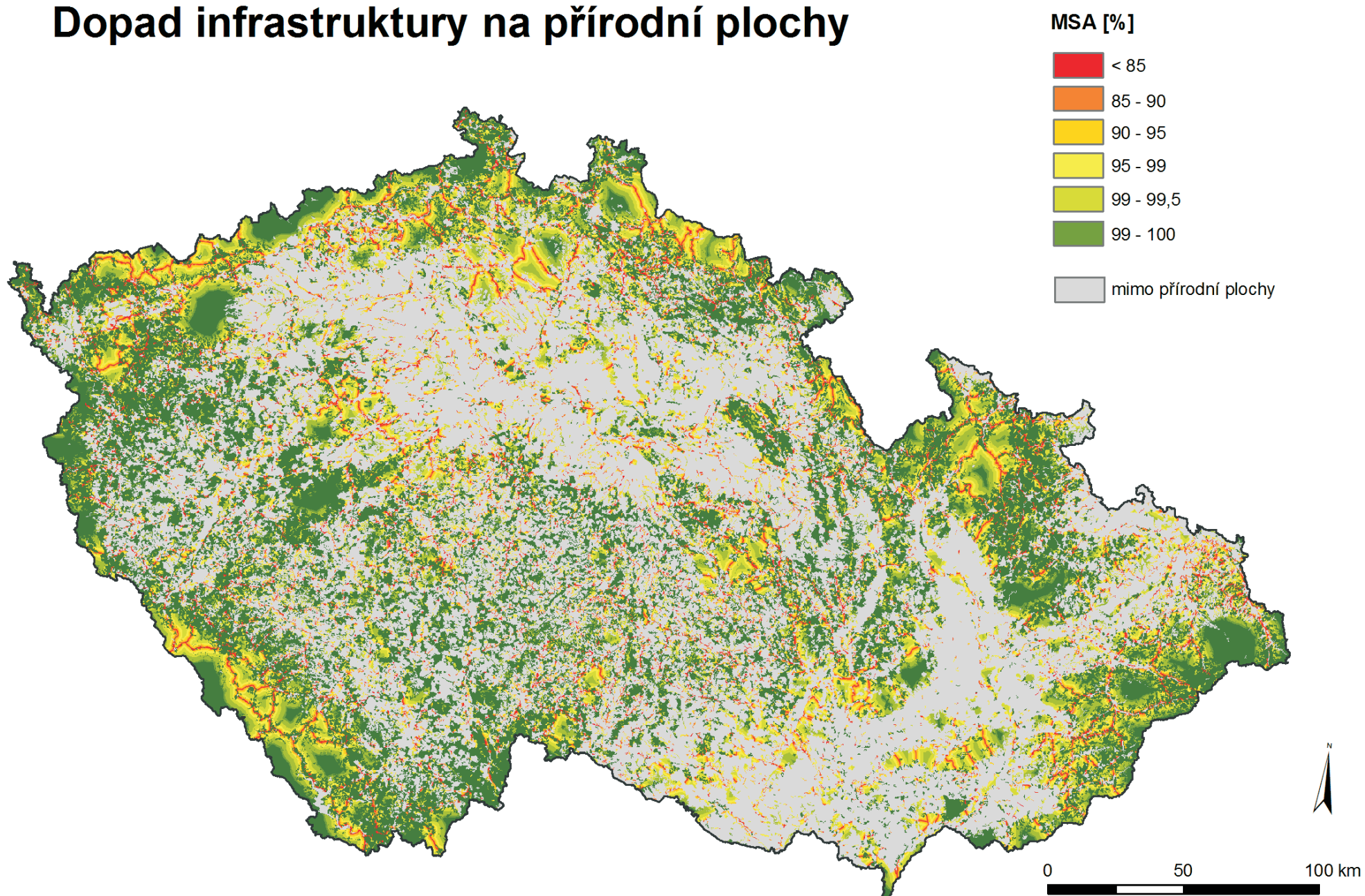
Nahoře obr. 9: MSA Land Use standardizované třídy, dole obr. 10: Koeficient ekologické stability standardizované třídy.

Infrastruktura*



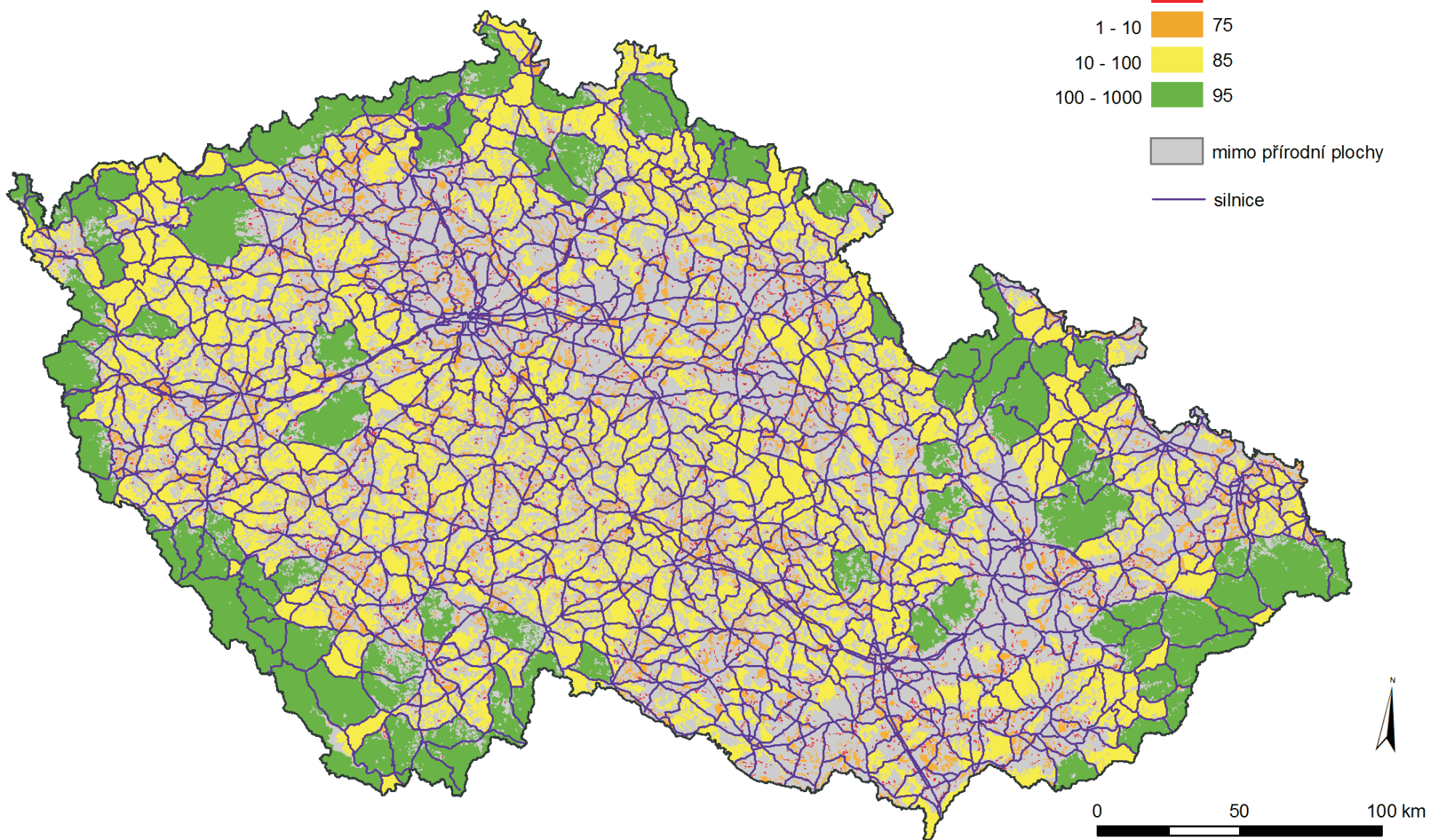
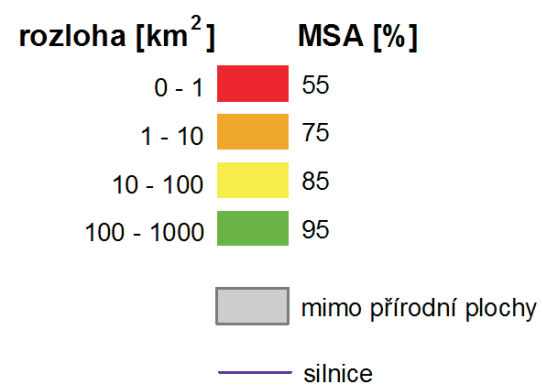
* zahrnuty komunikace II. a vyšší třídy, podle databáze ŘSD

Dopad infrastruktury na přírodní plochy



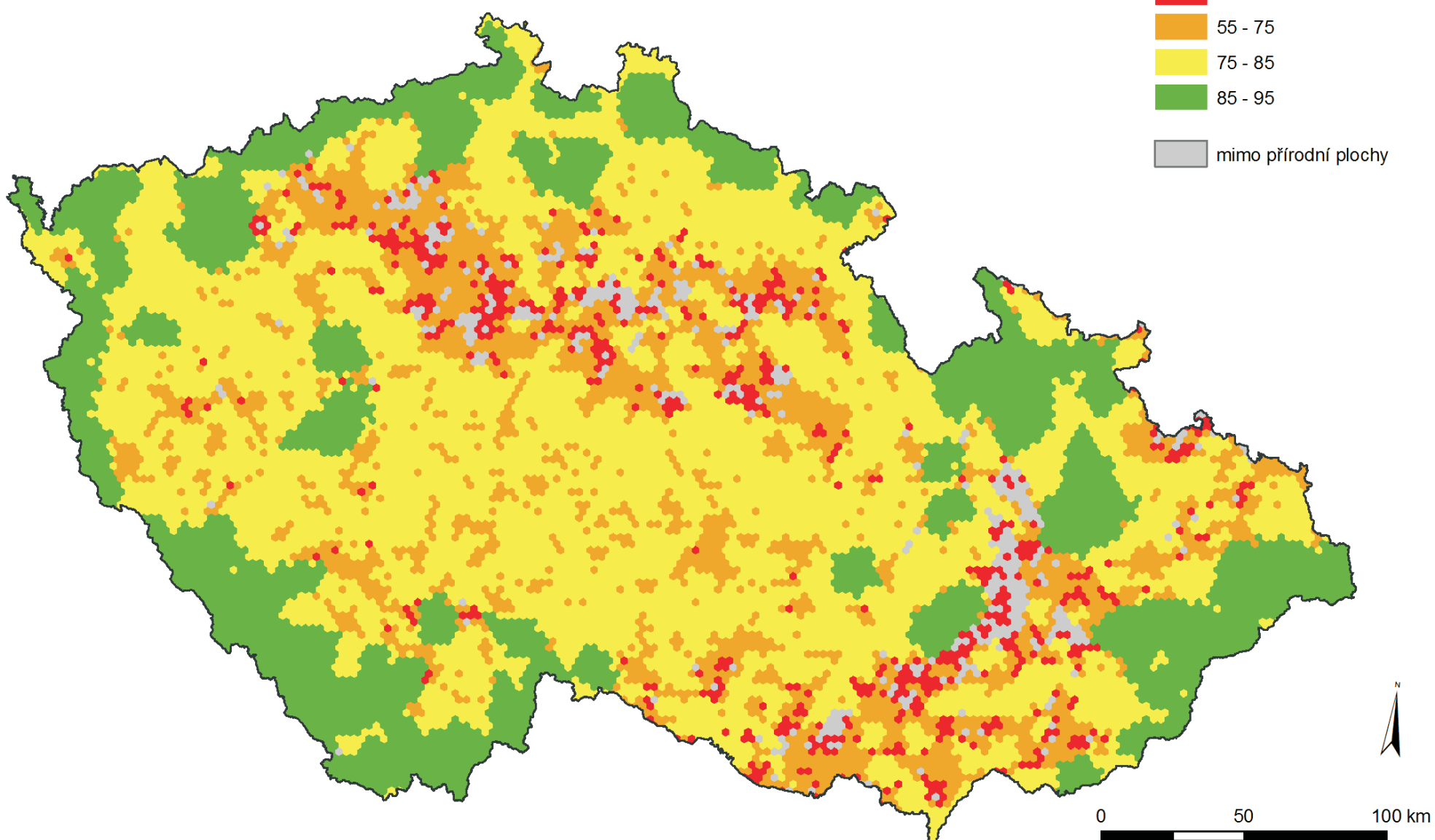
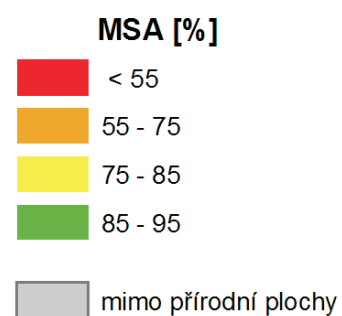
Nahoře obr. 11: Infrastruktura, dole obr. 12: Dopad infrastruktury na přírodní oblasti.

Fragmentace přírodních ploch



Dopad fragmentace na přírodní plochy

- vyjádření průměrných hodnot



Nahoře obr. 13: Fragmentace přírodních ploch, dole obr. 14: Dopad fragmentace na přírodní plochy.

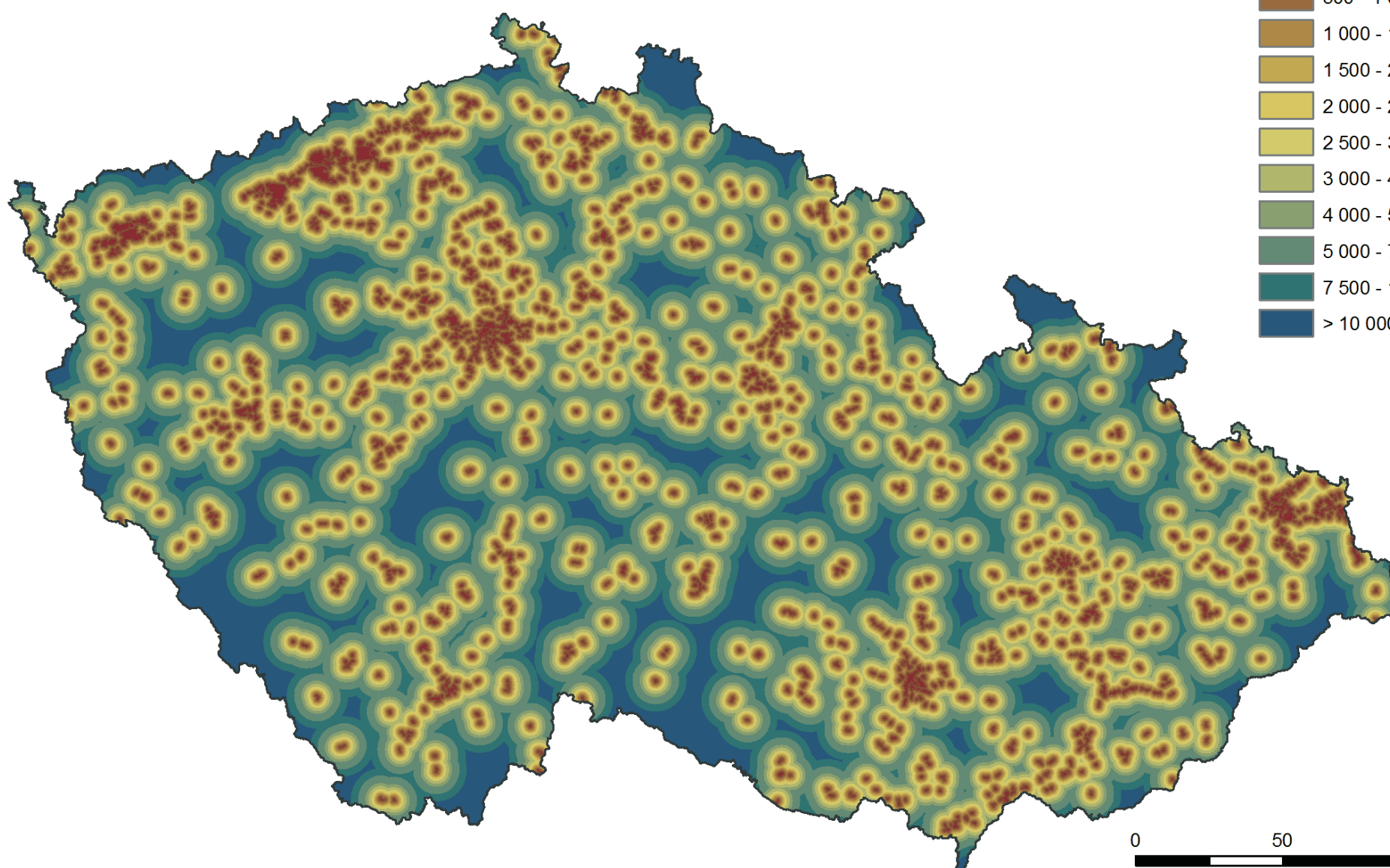
Intenzivně využívané plochy 1

int. využívané plochy *



vzdálenost [m]

- 0 - 500
- 500 - 1 000
- 1 000 - 1 500
- 1 500 - 2 000
- 2 000 - 2 500
- 2 500 - 3 000
- 3 000 - 4 000
- 4 000 - 5 000
- 5 000 - 7 500
- 7 500 - 10 000
- > 10 000



* zahrnuty všechny plochy s $MSA_{LU} < 5\%$ (tedy antropogenní plochy bez nesouvislé městské zástavby)

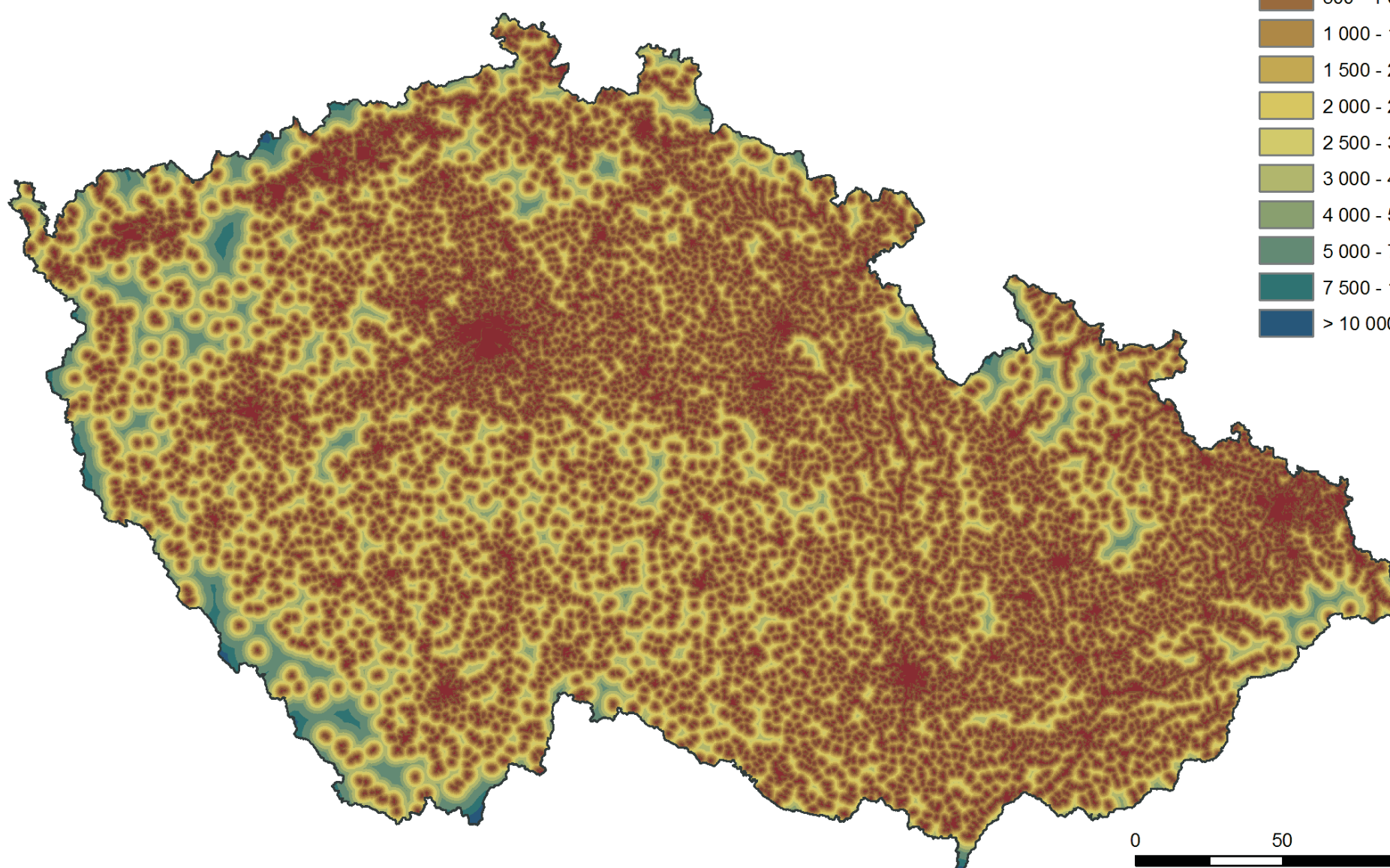
Intenzivně využívané plochy 2

int. využívané plochy *



vzdálenost [m]

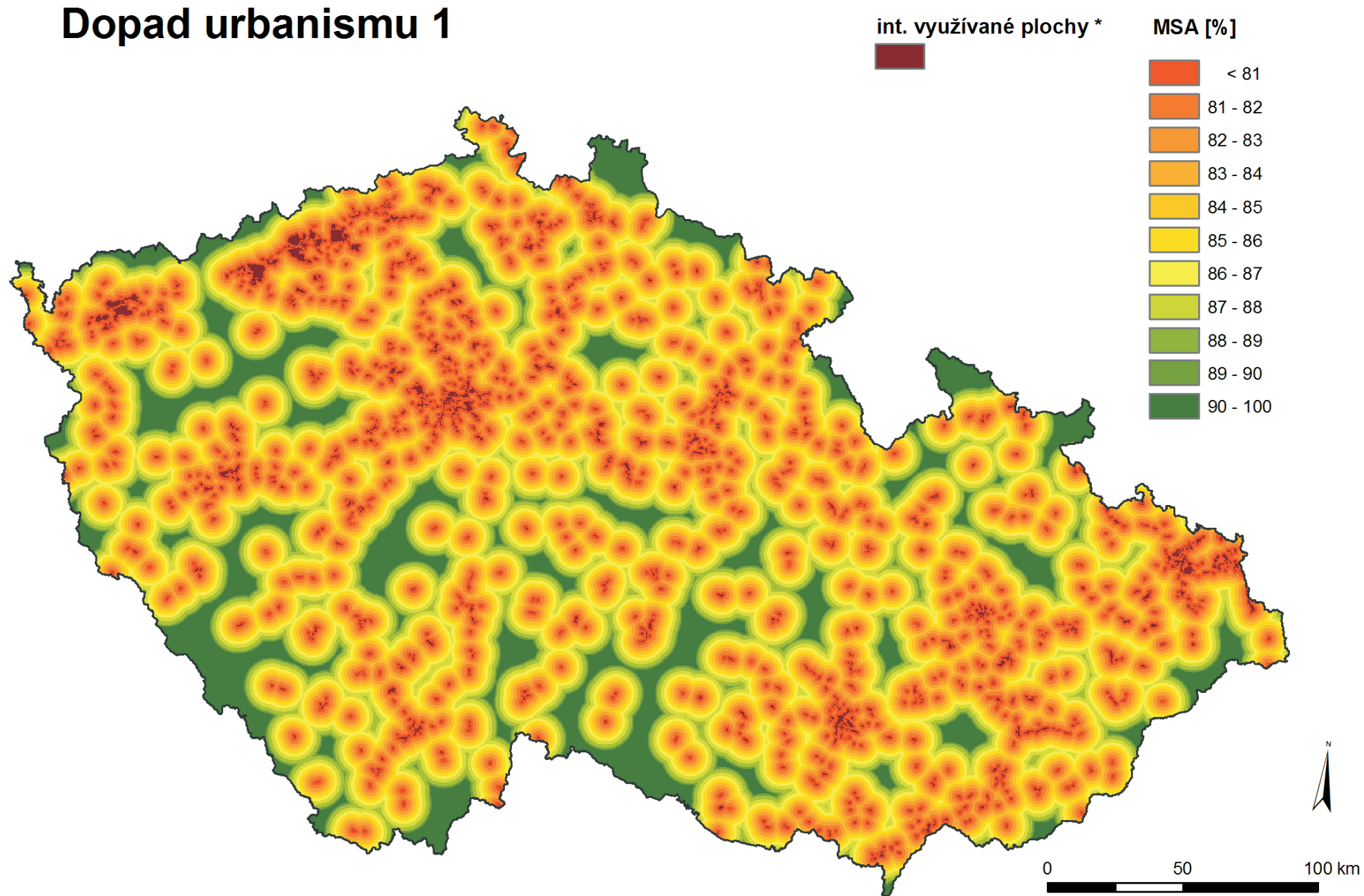
- 0 - 500
- 500 - 1 000
- 1 000 - 1 500
- 1 500 - 2 000
- 2 000 - 2 500
- 2 500 - 3 000
- 3 000 - 4 000
- 4 000 - 5 000
- 5 000 - 7 500
- 7 500 - 10 000
- > 10 000



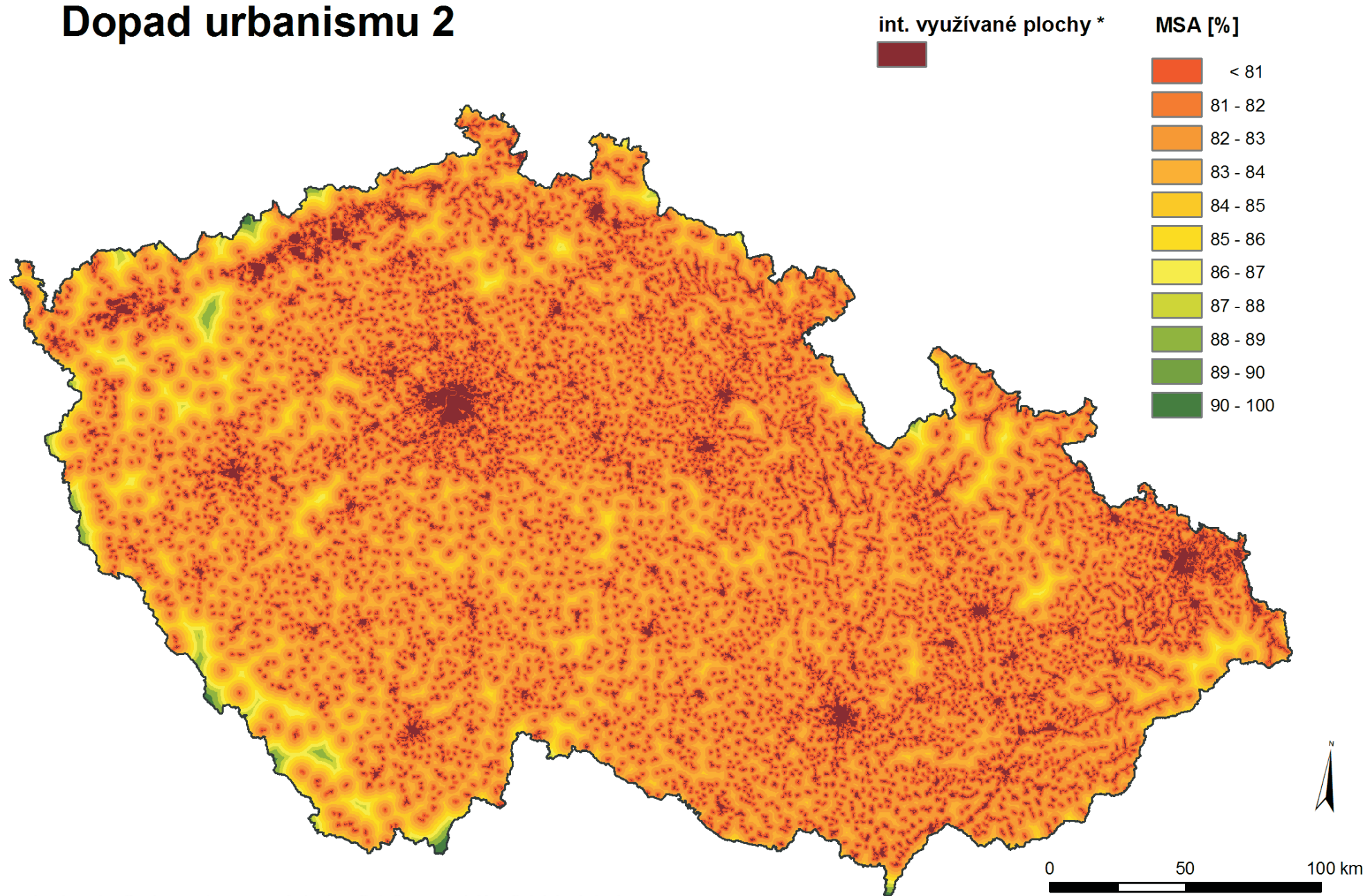
* zahrnuty všechny antropogenní plochy včetně nesouvislé městské zástavby

Nahoře obr. 15: Intenzivně využívané plochy 1, dole obr. 16: Intenzivně využívané plochy 2.

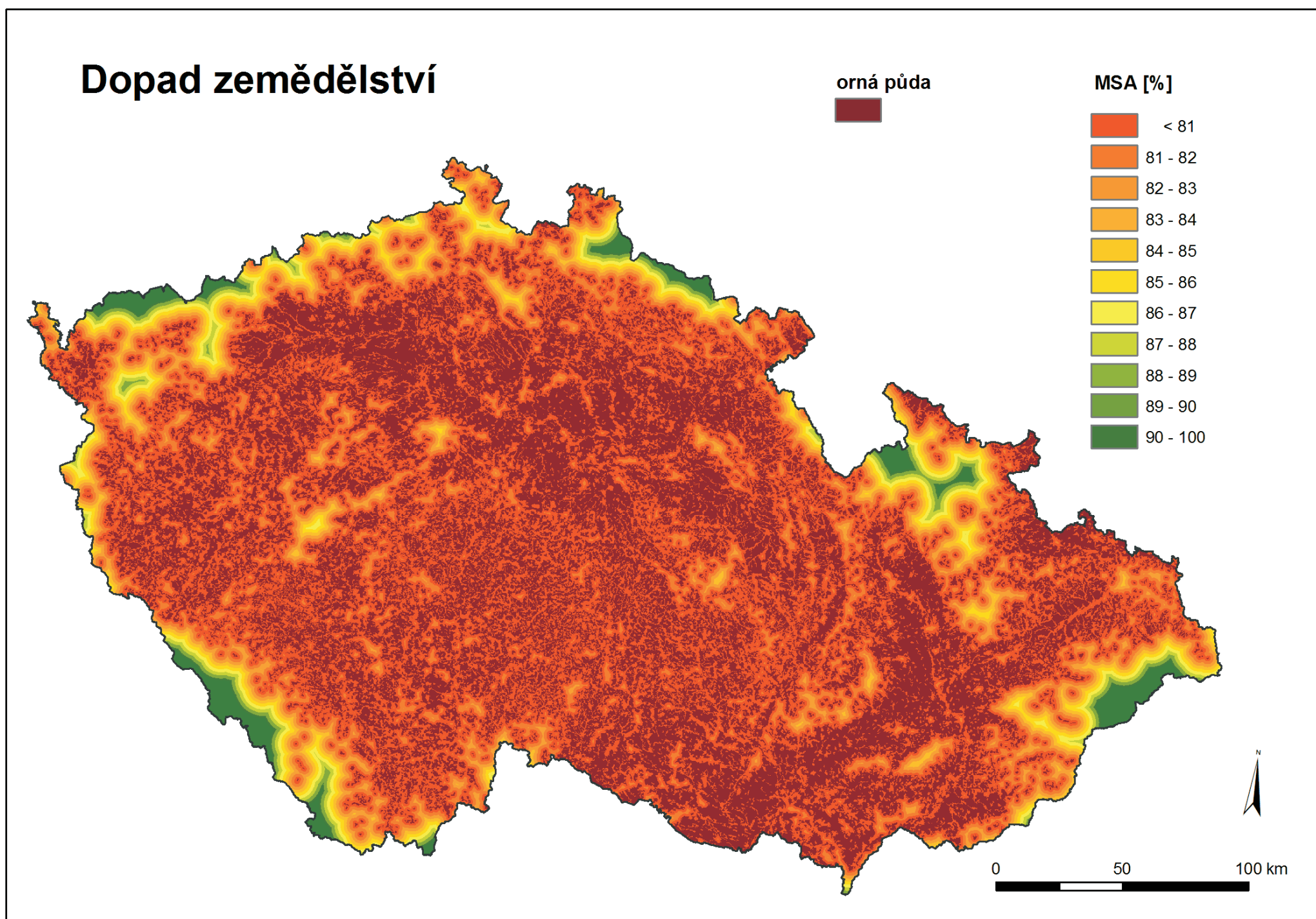
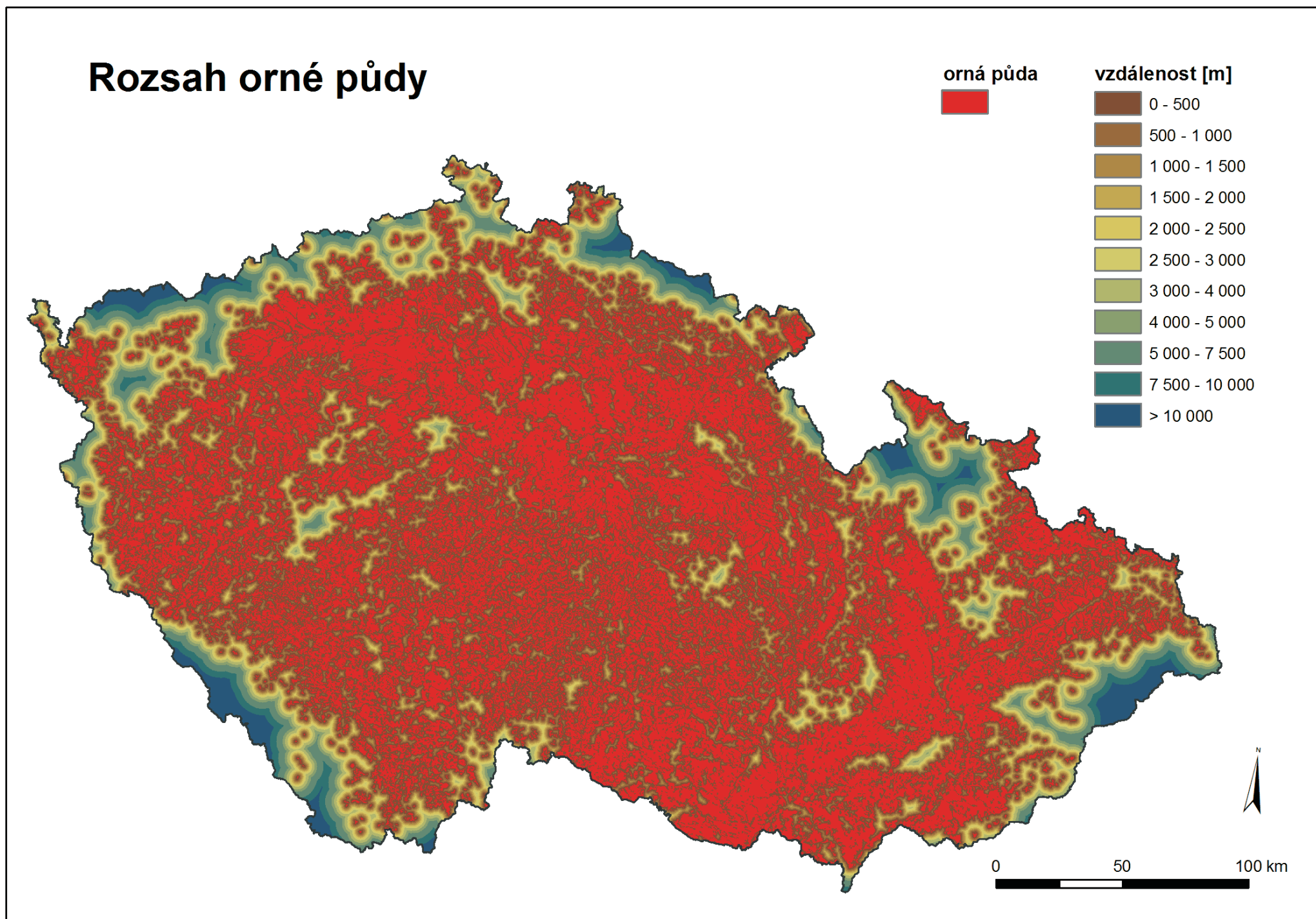
Dopad urbanismu 1



Dopad urbanismu 2



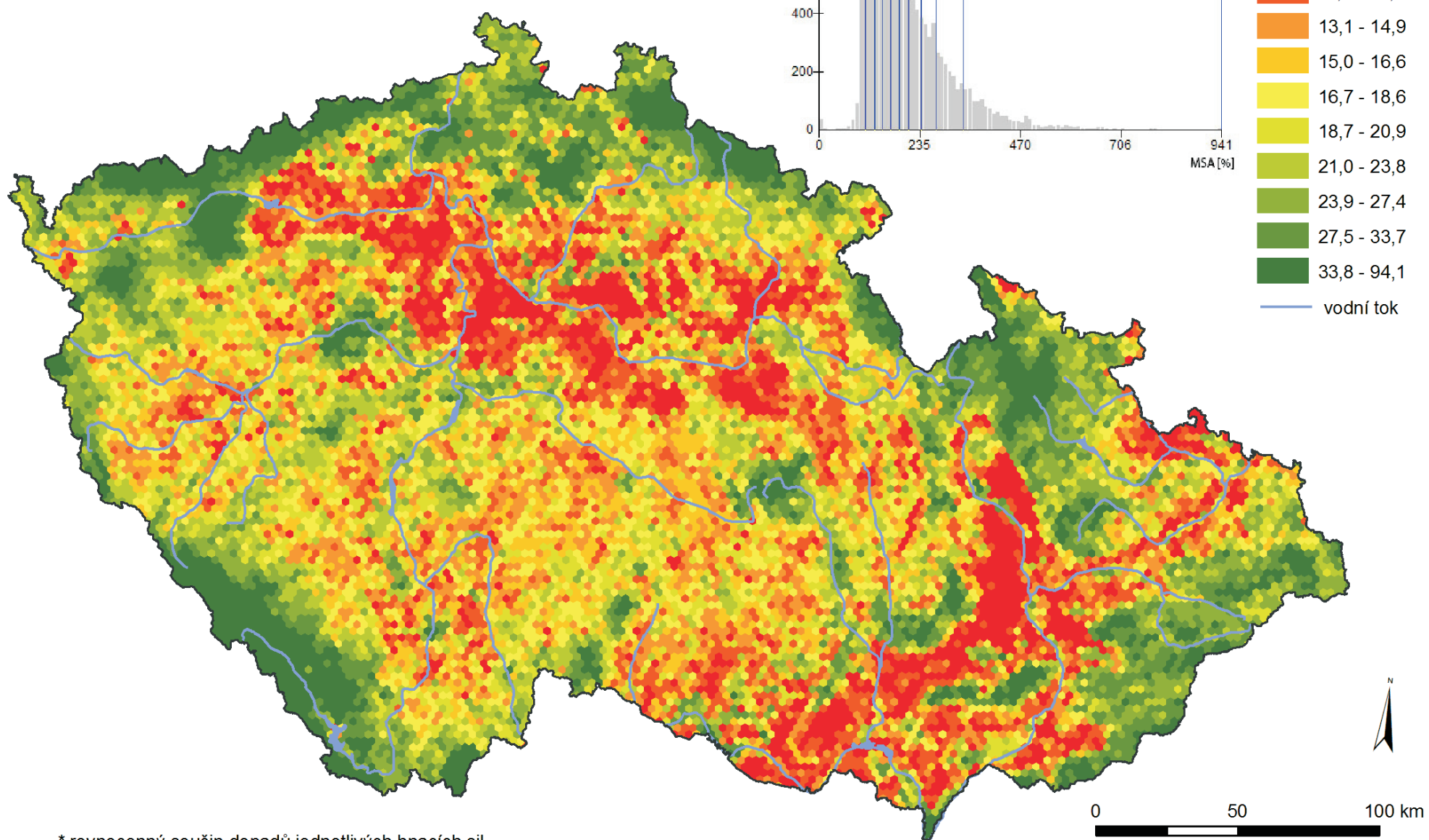
Nahoře obr. 17: Dopad urbanismu 1, dole obr. 18: Dopad urbanismu 2.



Nahoře obr. 19: Rozsah orné půdy, dole obr. 20: Dopad zemědělství.

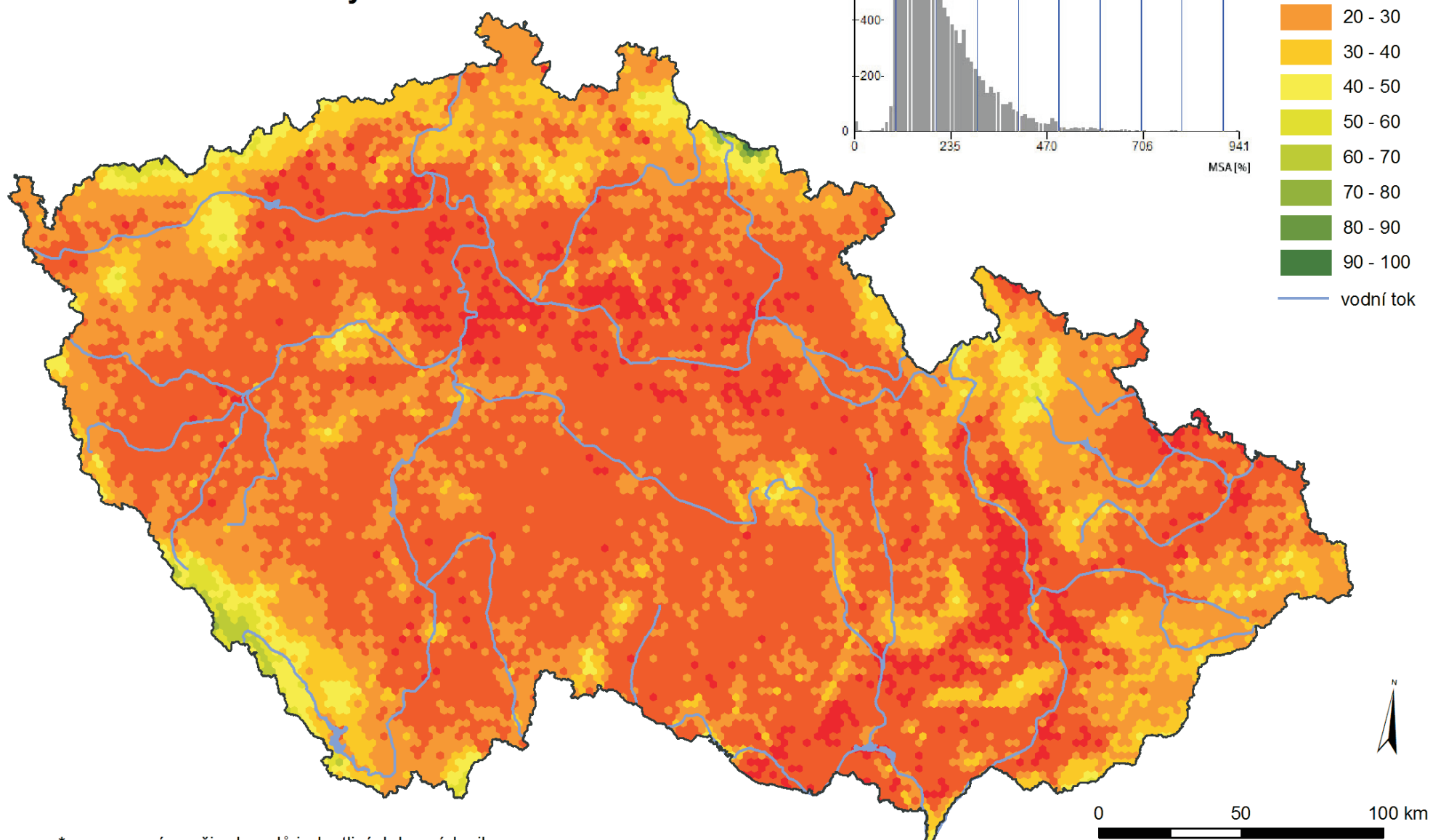
MSA - celková hodnota*

decilové dělení tříd

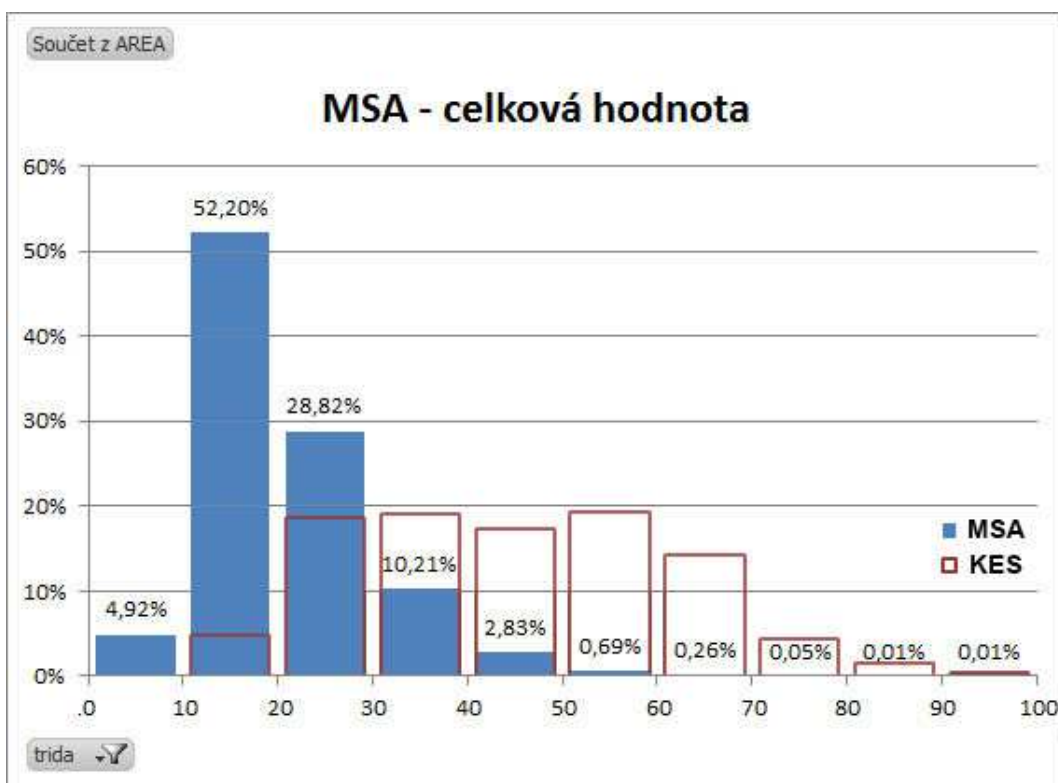


MSA - celková hodnota*

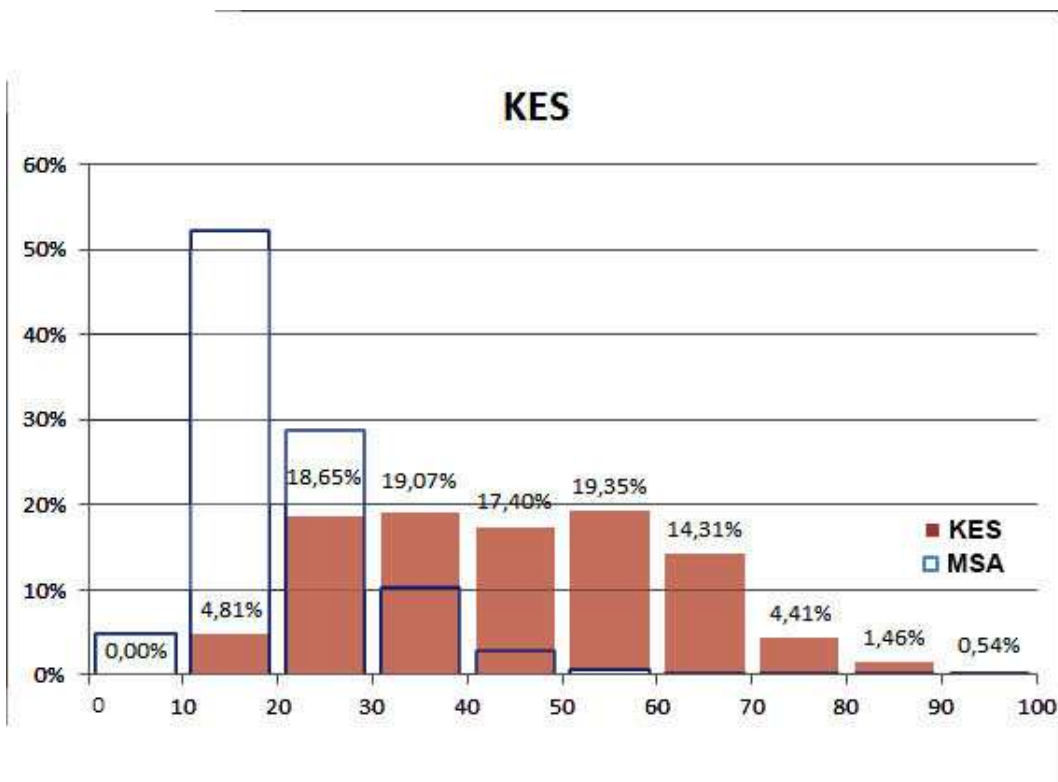
standardizované třídy



Nahoře obr. 21: Celková hodnota MSA 1, dole obr. 22: Celková hodnota MSA 2.



Obr. 23: Rozložení hodnot průměrné druhové početnosti MSA.



Obr. 24: Rozložení hodnot koeficientu ekologické stability KES.

4 DISKUZE

4.1 Hodnocení kvality ekosystémů

Vzhledem k neustále vzrůstajícímu tlaku antropogenní činnosti na přírodní sféru se jeví hodnocení vývoje stavu ekosystémů a vlivu člověka na procesy, které v nich probíhají, jako nezbytný předpoklad pro hledání rovnováhy mezi využitím a zachováním přírodního prostředí (MA 2005, CBD 2010). Přestože současná úroveň znalostí neumožňuje komplexní posouzení všech vzájemných vazeb a procesů biosféry, je vzhledem k akutnosti daného tématu potřeba vyvíjet hodnocení stavu ekosystémů a modelování jejich dalšího vývoje na základě současné znalosti problematiky a existujících dat, která budou postupně zpřesňována (Vačkář 2005).

V praxi je pro strategické plánování a přijímání opatření v souladu s konceptem udržitelného rozvoje potřeba zjednodušený nástroj, vystihující obecný dopad socio-ekonomického rozvoje na přírodní prostředí na základě dostupných dat (Andreasen et al. 2001). Ideální nástroj by měl být dostatečně vědecky podložen, citlivě reagovat na změny v relevantním prostorovém a časovém měřítku, zahrnovat porovnání s vybraným výchozím a cílovým stavem, umožňovat modelování budoucích scénářů a hodnocení situace na mezinárodní, národní i regionální úrovni. Jeho výsledky by měly být snadno srozumitelné, všeobecně akceptované a dostupné s přiměřenou časovou a finanční náročností (Scholes, Biggs 2005; Andreasen et al. 2001). Vzhledem k mnohorozměrnému systému přírodní sféry však nelze hodnocení převést do jednoho ukazatele či míry. Pro komplexní posouzení by proto vždy měla být využita vhodná sada nástrojů a interpretace výsledků striktně podléhat použité metodice a kvalitě dat (Faith et al. 2008).

Indikátory jsou nejčastěji založeny na sledování počtu všech zastoupených, ohrožených nebo původních druhů, rozloze chráněných území, nebo kombinují dostupné databáze a odhady o vývoji jednotlivých druhů nebo populací (Scholes, Biggs 2005). Agregované indikátory v rámci konceptu DPSIR (hnací síla – zátěž – stav – dopad – odezva) vycházejí ze stanovení hnacích sil a zátěžových faktorů změny prostředí a kvantifikace jejich dopadu (Moldan 2001).

Komplexní modely sledující složité vazby a souvislosti mezi jednotlivými složkami přírodního a antropogenního prostředí jsou obecně velmi náročné na podklady. Současně dostupná data jsou však často pouze dílčí, prostorově i časově velmi omezená. Jejich získávání je finančně i časově náročné. Použití těchto modelů je tak značně omezeno a výsledky, vycházející z různých datasetů, jsou obtížně porovnatelné (Petit et al. 2001, Bouwman et al. 2006).

Dalším úskalím je volba prostorového měřítka. V hodnocení krajiny a ekosystémů je otázka tzv. scalingu často zásadní. Mnohé metody jsou vázané na určité měřítko a jejich převod na jinou úroveň je diskutabilní (Scholes, Biggs 2005). Aplikace výsledků z menších oblastí na větší je otázkou tzv. upscalingu, kdy je třeba zvažovat vhodné rozmístění testovacích ploch, použité statistické metody a modely a validaci výsledků. V rámci tzv. downscalingu jsou naopak globální modely převáděny na nižší, národní nebo regionální úroveň, kde se mohou projevit specifické podmínky (Balej, Anděl 2005).

4.1.1 Hodnocení biodiverzity

Sledování vývoje biodiverzity, která je jedním ze základních předpokladů fungování přírodních ekosystémů, je významným nástrojem hodnocení interakce člověka a krajinné sféry. Základním problémem využití a rozvoje indikátorů biodiverzity je neúplná znalost složení, struktury a funkce biodiverzity na všech hlavních hladinách: genetické, druhové a ekosystémové (Noss 1990, Vačkář 2005). Nejlépe definovaná a sledovatelná je biodiverzita na úrovni druhů, ani zde však není znalost zdaleka úplná (Sala et al. 2000).

Často používaným ukazatelem je vývoj počtu druhů vázaný na změny typu a intenzity využití krajiny člověkem (Nielsen et al. 2007). Pro hodnocení změny kvality ekosystému však není dostačující, doporučuje se zohlednění např. druhové početnosti, která je považována za prostorový aspekt biodiverzity (Noss 1990, Brink 2000). Při hodnocení kvality ekosystému je citlivější ke změnám, lépe měřitelná a přesněji indikuje ztráty biodiverzity než tradičně používané hodnocení druhové bohatosti (Scholes, Biggs 2005; Vačkář et al. 2012).

Přes značné pokroky ve studiu a znalosti genů organismů je hodnocení genetické biodiverzity omezeno na lokální studie a úzké skupiny organismů. Přestože antropogenní tlak má na genovou diverzitu společenstev pravděpodobně mnohonásobně větší dopad než na diverzitu druhovou (Sala et al. 2000), je toto riziko značně podceňováno (CBD 2010).

Hodnocení biodiverzity na úrovni společenstev a ekosystémů naráží na nejednotné kategorie a subjektivní způsoby klasifikace. Významným krokem na území Evropy bylo

v tomto směru vyhlášení soustavy chráněných území Natura 2000 a s ním spojené mapování biotopů.

4.1.2. Stanovení výchozího stavu

Zásadním krokem při hodnocení ekosystémů je určení výchozího stavu, tzv. baseline, s kterým je současný nebo modelovaný budoucí stav porovnáván (Brink 2000, 2007). Vzhledem k postupnému zapojování a zesilování vlivu člověka na krajinu, navíc časově odlišnému v různých částech světa, neexistuje jednoznačně vymezená hranice a výchozí stav je tedy nutné stanovit uměle.

V rámci metodiky CBD (2007, 2010) je navrhováno jednotné srovnávání s preindustriálním stavem, které dovoluje agregaci studií a porovnávání výsledků jednotlivých států. Přírodní ekosystémy by měly být dle metodiky porovnávány s původním, přírodním stavem bez přímého vlivu člověka; zemědělské ekosystémy se stavem za tradičního zemědělství, kdy je často druhová bohatost nejvyšší, resp. stavem před industrializací zemědělských metod. Jiné studie používají vymezení vlivu člověka počátky zemědělství v neolitu, přibližně před 8000 lety, kdy se začíná činnost člověka uplatňovat jako zcela nový krajnotvorný faktor (Machado 2004).

Při porovnávání druhů současných zemědělských kultur s druhy původní vegetace, např. primárního lesa, budou tyto oblasti vždy vykazovat minimální hodnoty zachovalé původní biodiverzity (Brink 2000). Z celkového hlediska však může zemědělství v mnoha případech lokálně zvýšit diverzitu krajiny. Člověkem kultivované plochy mohou mít značný kulturní, historický, estetický i ekologický význam. Zvláště u extenzivních forem obhospodařování území nelze často jednoznačně určit, jestli mají pozitivní nebo negativní dopad na krajinu, záleží na úhlu hodnocení a kulturně-historickém kontextu území (OECD 2001).

Brink (2007) zdůrazňuje, že výchozí stav, s kterým je současný stav porovnáván, není reálným ani požadovaným cílovým stavem ochrany přírody. Cílový stav závisí na mnoha faktorech (sociální, ekonomické, politické a ekologické zájmy). V současné krajině osídlené člověkem mají svou nezastupitelnou roli jak přírodní, tak antropogenní prvky. Hodnocení stavu ekosystémů by tak nemělo přisuzovat jednomu typu větší váhu, ale hledat rovnováhu mezi využitím a zachováním přírodní sféry a zajistit v krajině udržení ekologické stability (Míchal 1994).

4.1.3. Porovnání indikátorů

Díky aktuálnosti tématu a množství mezinárodních debat o stavu životního prostředí a trvalé udržitelnosti je vyvíjena celá řada nástrojů, hodnotících stav a vývoj biodiverzity. Díky komplexnosti této problematiky ale naráží na dva základní problémy: na jedné straně nedostupnost dat pro složité modely, které se snaží vyjádřit komplexní vztahy přírodní sféry, na druhé straně omezená výstižnost zjednodušených indikátorů, které dostatečně nepostihují celkový koncept biodiverzity a jejich interpretace bez kontextu dalších ukazatelů může vést k chybným závěrům. Nelze proto posoudit obecnou vhodnost jednotlivých indikátorů, jejich výběr vždy závisí na konkrétním účelu a měřítku hodnocení, dostupnosti dat, potřebách koncových uživatelů a specifik daného území. Vhodným přístupem je zejména kombinace několika indikátorů, nahlížejících biodiverzitu z různých úhlů pohledu, případně doplnění kontextu dalšími zdroji dat.

Vzhledem k rozdílným konceptům jednotlivých indikátorů nelze jejich metodiky ani výsledky příliš porovnávat. Nejbližším konceptu MSA (Mean Species Abundance) je index přírodního kapitálu NCI (Natural Capital Index). Index nedotčenosti biodiverzity BII (Biodiversity Intactness Index) dává větší váhu druhově bohatším oblastem, zatímco v rámci indikátoru MSA má každá jednotka plochy stejnou váhu. Částečné paralely existují rovněž mezi MSA a indexem živoucí planety (Living Planet Index). LPI však srovnává jednotlivé populace v čase a vztahuje je k roku 1970 jakožto výchozímu stavu (Vačkář 2005), zatímco MSA vztahuje změny druhové početnosti k rozloze biotopů a srovnává současný stav s potenciálním přírodním stavem. Přes rozdílné metodické přístupy a použitá data většina indikátorů vykazuje shodné trendy v úbytku biodiverzity.

4.1.4. Hodnocení MSA

Indikátor průměrné druhové početnosti MSA je nástroj umožňující hodnocení dopadu vybraných antropogenních tlaků na stav biodiverzity. Vliv jednotlivých hnacích sil je stanoven na základě meta-analýzy dostupné vědecké literatury. Údaje z různých geografických oblastí a různých taxonomických skupin jsou extrapolovány pro stanovení celkového dopadu jednotlivých hnacích sil na biodiverzitu na globální úrovni (Alkemade et al. 2009).

Přestože je kvantifikace hnacích sil indikátoru podložena velkým množstvím dat, je jejich analýza zatížena nerovnoměrným prostorovým rozložením zpracovaných studií a nedostatečným zastoupením některých taxonů. Např. hodnocení dopadu infrastruktury je založeno pouze na datech o výskytu ptáků a savců (Benítez-López et al. 2010). Pro stanovení ostatních hnacích sil jsou taxony lépe zastoupeny, nadhodnoceny jsou však např. oblasti tropického lesa.

Indikátor MSA je omezen na posouzení dopadu vybraných hnacích sil, které jsou do hodnocení zahrnuty. Další významné faktory ztráty biodiverzity, jako biotická výměna a nárůst koncentrace CO₂, nejsou v současné verzi hodnoceny (Sala et al. 2000, Alkemade et al. 2009).

Další nejistotou jsou předpokládané interakce mezi hnacími silami. Prokazatelně existují nelineární a synergické vztahy mezi jednotlivými příčinami změny biodiverzity (Sala et al. 2000). Např. invazní druhy jsou často podporovány antropogenními disturbancemi a změnami klimatu (vazba mezi biotickou výměnou, změnou využití území a klimatickou změnou). Zvýšená koncentrace CO₂ má větší dopad na druhové složení za současného ukládání dusíku. Význam vazby se navíc mění podle síly jednotlivých hnacích sil. Síla interakcí mezi hnacími silami změn biodiverzity je v současnosti prakticky neznámá (Alkemade et al. 2009, Sala et al. 2000).

4.1.5. Hodnocení přírodnosti ČR

Hlavním faktorem určujícím kvalitu výstupů při samotném zpracování hodnocení stavu prostředí je kromě metodického konceptu indikátoru kvalita použitých dat. Hlavním datovým podkladem pro výpočet indikátoru MSA byla databáze CORINE LC 2006. Její prostorové rozlišení i dané kategorie jsou značně omezené, pro lepší výpovědní hodnotu indikátoru by proto měla být doplněna dalšími daty. Hlavním nedostatkem je absence hodnocení kvality lesních porostů.

Pro lokální hodnocení se nabízí využití detailního mapování biotopů NATURA 2000, které však pokrývá jen část území. Další možností je doplnění dat informacemi od Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem.

Pro porovnání současného stavu využití území s rekonstrukční mapou vegetace byla vybrána mapa lesních vegetačních stupňů, která se na úrovni celorepublikového hodnocení jevila nejvhodnější díky určité generalizaci prvků. Pro lokální studie lze využít ostatní typy

rekonstrukčních map (Neuhäuslová et al. 2001, Zlatník 1956) s přihlédnutím k metodice jejich zpracování.

Hnací silou s největším dopadem na ztrátu MSA je změna využití půdy (jak typu, tak intenzity využití). Zpracování dopadu LU/LC na ztrátu MSA v ČR dokládá známé rozložení zachovalých přírodních ekosystémů v horských oblastech a intenzivní využití nížinných území. Rozložení hodnot MSA_{LU} (obr. 7 a 9) však zdaleka neodpovídá normálnímu rozdělení pravděpodobnosti, více než 90 % území spadá do kategorie $MSA_{LU} < 50$ %. Průměrná druhová početnost po zhodnocení dopadu LU/LC v ČR dosahuje pouhých 26,34 %.

Dopad ostatních hnacích sil je neporovnatelně nižší (tab. 12). Zvláště při hodnocení celkového stavu MSA, kdy se ostatní dopady započítávají jen pro území s hodnotou $MSA_{LU} > 50$ %, což je necelých 10 % území.

Hlavními nejistotami při zpracování dopadu ostatních hnacích sil je volba třídy komunikace a volba antropogenních ploch, pro které je dopad počítán a v rámci metodiky není přesně vymezena. Možný rozdíl v hodnocení ukazují obr. 15 – 17. Nedostatkem výpočtu je také to, že při hodnocení infrastruktury není zahrnuta intezita provozu ani kategorie silnice a při hodnocení fragmentace je zohledněna pouze velikost, ne tvar plošek (např. poměr mezi jádrovou a ekotonovou částí plochy). S další nepřesností je potřeba počítat v pohraničních oblastech, kde mají statní hranice umělý vliv na velikost polygonů.

Zajímavým výstupem je porovnání indikátoru MSA s koeficientem ekologické stability. Při rozdělení hodnot do decilových tříd ukazují oba koeficienty přibližně stejné trendy v prostorovém rozmístění zachovalejších území. Při volbě pravidelných tříd hodnot je však patrný značný rozdíl v hodnocení stavu krajiny koeficientem ekologické stability a indikátorem MSA.

5 ZÁVĚRY

Přírodní sféra je v současnosti pod stále narůstajícím antropogenním tlakem. Přestože je biodiverzita, která představuje základní předpoklad fungování přírodních ekosystémů, jedním z nenahraditelných zdrojů biologického bohatství, neexistují účinné nástroje, které by byly schopné zabránit její současné degradaci. Za stav biodiverzity jsou dle mezinárodního práva odpovědné jednotlivé státy, ale implementace přijímaných dohod je v praxi značně problematická.

Se stálým růstem populace a spotřeby však v posledních desetiletích antropogenní tlak na krajinu roste a v mnoha oblastech již nároky na přírodní zdroje značně převyšují možnou produktivitu prostředí. Důraz na přímé, ekonomické zisky vede k nadužívání přírodních zdrojů a degradaci životního prostředí bez zohlednění této ztráty ve výrobních nákladech. Hodnocení přímých i nepřímých dopadů činnosti člověka na stav a fungování ekosystémů je tak základním předpokladem pro změnu tohoto neudržitelného stavu.

Pro využití v praxi představuje klíčovou roli vývoj a implementace indikátorů, které nejlépe využijí dostupná data a zároveň budou schopné zpracovávat rychlá, souhrnná hodnocení současného stavu a budoucího vývoje s kvalitními výsledky. Jedním z využitelných nástrojů k hodnocení stavu ekosystémů je indikátor MSA založený na porovnání průměrné početnosti původních druhů s jejich početností v nenarušeném prostředí.

Indikátor je založen na přímých příčinných vztazích mezi hnacími silami a jejich dopadem na biodiverzitu, stanoveným podle současně dostupné vědecké literatury. Mezi hnacími silami je zahrnuta změna krajinného pokryvu, intenzita využití území, fragmentace a infrastruktura. Pro hodnocení na globální úrovni je navíc zohledněn dopad klimatické změny a depozice dusíku.

Hlavní roli při výpočtu průměrné druhové početnosti hrají změny využití území a jeho fragmentace, které jsou považovány za hlavní příčiny ztráty biodiverzity. Vliv ostatních hnacích sil na hodnotu MSA je nepoměrně menší a mají spíše zpřesňující charakter. Jejich význam však roste při využití indikátoru pro hodnocení budoucích scénářů vývoje, kdy tyto faktory nabývají na intenzitě.

Česká republika je vzhledem ke kulturně-historickému vývoji značně antropogenizovanou krajinou. Hlavní mozaiku tvoří kombinace hospodářských ploch a lesních porostů. Přestože lesy zaujímají rozlohou relativně velký podíl území, jedná se o značně roztříštěné plochy pod velkým antropogenním tlakem. Podle indikátoru MSA spadá většina území ČR (přes 80 %) do kategorie silně degradované krajiny s průměrnou druhovou početností menší než 30 %.

Literatura

- ADAM, D., HORT, L., JANIK, D., KRÁL, K., ŠAMONIL, P., UNAR, P., VRŠKA, T. (2011): Metodika hodnocení přirozenosti lesů v ČR, Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Brno, 17 s.
- ALKEMADE, R. et al. (2009): GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12, č. 3, s. 374-390.
- ALLEN, C. R., PEARLSTINE, L. G., & KITCHENS, W. M. (2001): Modeling viable mammal populations in gap analyses. *Biological Conservation*, 99(2), 135-144.
- ANDERSON, J. E. (1991): A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. *Conservation Biology*, 5(3), s. 347-352.
- ANDREASEN, J. K., O'NEILL, R. V., NOSS, R., & SLOSSER, N. C. (2001): Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological indicators*, 1(1), s. 21-35.
- ANGERMEIER, P. L., & KARR, J. R. (1994): Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience*, 44(10), s. 690-697.
- ANGERMEIER, P. L. (2000): The natural imperative for biological conservation. *Conservation biology*, 14, č. 2, s. 373-381.
- APLET, G. H., COLE, D. N. (2010): The trouble with naturalness: Rethinking park and wilderness goals. In: *Beyond Naturalness: Rethinking Park and Wilderness Stewardship, Era of Rapid Change*, s. 12-29.
- BAILLIE, J. E., HILTON-TAYLOR, C., STUART, S. N., eds. (2004): *Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- BAKKENES, M., ALKEMADE, J. R. M., IHLE, F., LEEMANS, R., & LATOUR, J. B. (2002): Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology*, 8(4), s. 390-407.
- BALEJ, M., ANDĚL, J. (2005): *Komplexní geografický výzkum kulturní krajiny, 1. díl*. Katedra geografie, Ústav přírodních věd, Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Ústí nad Labem, 202 s.

- BENÍTEZ-LÓPEZ, A. et al. (2010): The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 143, s. 1307–1316.
- BOBBINK, R., ASHMORE, M., BRAUN, S., FLÜCKIGER, W., & VAN DEN WYNGAERT, I. J. (2003): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. *Empirical critical loads for nitrogen*, s. 43-170.
- BOSSARD, M., FERANEC, J., OTAHEL, J. (2000): CORINE land cover technical guide: Addendum 2000, 105 s.
- BOUWMAN, A. F. et al., eds. (2006): Integrated modelling of global environmental change. An overview of IMAGE 2.4. Netherlands Environmental Assessment Agency. MNP publication 500110002/2006, 228 s.
- BRINK, B. (2007): The Natural Capital Index framework (NCI). In European Parliament (2007): *Beyond, GDP: Measuring progress, true wealth, and the well-being of nations*. International conference, Brussel, s. 284-287.
- BRINK, B. (2006): A Long-Term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network: Indicators as communication tools: an evolution towards composite indicators. ALTER-Net WPR2-2006-D3b, ECNC, Tilburg, 31 s.
- BRINK, B. (2000): Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and Strategy: a feasibility study. RIVN report, Bilthoven, The Netherlands, 52 s.
- BRAAT, L., BRINK, B. et al., eds. (2008): *The Cost of Policy Inaction: The case of not meeting the 2010 biodiversity target*. Studie pro Evropskou komisi. ENV.G.1/ETU/2007/0044, 276 s.
- BUTCHART et al. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 28 May 2010: 328 (5982), s. 1164-1168.
- BUTCHART, S. H., STATTERSFIELD, A.J., BENNUN, L.A., SHUTES, S.M., AKÇAKAYA, H.R., et al. (2004): Measuring Global Trends in the Status of Biodiversity: Red List Indices for Birds. *PLoS Biol* 2(12): e383.
- BUTCHART, S. H., RESIT AKÇAKAYA, H., CHANSON, J., BAILLIE, J.E., COLLEN, B., et al. (2007): Improvements to the Red List Index. *PLoS ONE* 2(1): e140.
- CBD (2007): An exploration of tools and methodologies for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions. *CBD Technical Series*, 28, 72 s.

- CBD (2010): Global Biodiversity Outlook 3. Montréal, 94 s.
- COLLEN, B. E. N., LOH, J., WHITMEE, S., MCRAE, L., AMIN, R., & BAILLIE, J. E. (2009): Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index. *Conservation Biology*, 23 (2), s. 317-327.
- CZÚCZ, B., MOLNÁR, Z., HORVÁTH, F., NAGY, G. G., BOTTA-DUKÁT, Z., & TÖRÖK, K. (2012): Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for regional biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation*, 20(3), s. 144-152.
- ELLENBERG, H., eds. (1973): *Ökosystemforschung*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York (3,9)
- FARKAČ, J., KRÁL, D., ŠKORPÍK, M., eds. (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. AOPK ČR, Praha. 760 s.
- FAITH, D. P., FERRIER, S., & WILLIAMS, K. J. (2008): Getting biodiversity intactness indices right: ensuring that 'biodiversity' reflects 'diversity'. *Global Change Biology*, 14(2), s. 207-217.
- FERRARI, C., et al. (2008): Evaluating landscape quality with vegetation naturalness maps: an index and some inferences. *Applied Vegetation Science*, 11 (2), s. 243-250.
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. Academia, Praha, 584 s.
- GRULICH, V. (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – *Preslia* 84, s. 631–645.
- HOLEC, J. et al. (2006): Červený seznam hub (makromycetů) České republiky. *Příroda* 24, s. 1-282.
- HUI, D., BIGGS, R., SCHOLES, R. J., & JACKSON, R. B. (2008): Measuring uncertainty in estimates of biodiversity loss: The example of biodiversity intactness variance. *Biological Conservation*, 141(4), s. 1091-1094.
- CHOBOT, K. (2012): Červené seznamy: zpráva o stavu. *Ochrana přírody*, 4, s. 17-19.
- CHYTRÝ, M., KUČERA T., KOČÍ N., eds. (2001): *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 448 s.

- KARR, J. R., & DUDLEY, D. R. (1981): Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management*, 5(1), s. 55-68.
- KUČERA, T. (1999): Reliktní bory, suťové a roklínové lesy. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 27 s.
- KUČERA, J., VÁŇA, J., HRADÍLEK, Z. (2012): Bryophyte flora of the Czech Republic: update of the checklist and Red List and a brief analysis. *Preslia* 84, s. 813-850.
- KUPKOVÁ, L. (2001): Analýza vývoje české kulturní krajiny v období 1845–2000. Dizertační práce. PřF UK v Praze, 218 s.
- LEEMANS, R. et al. (2007): International review of the GLOBIO model version 3. Netherlands Environmental Assessment Agency. MNP Report 555050002/2007, 29 s.
- LIPSKÝ, Z. (2000): Sledování změn v kulturní krajině. Ústav aplikované ekologie ČZU, Kostelec nad Černými lesy, 4 s.
- LIŠKA, J., PALICE, Z. (2010): Červený seznam lišejníků České republiky (verze 1.1). *Příroda* 29, s. 3-66.
- LOH, J., GREEN, R. E., RICKETTS, T., LAMOREUX, J., JENKINS, M., KAPOS, V., & RANDERS, J. (2005): The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), s. 289-295.
- LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): Krajinný ráz, Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 552 s.
- MACHADO, A. (2004): An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation*, 12, s. 95-110.
- MAJER, J. D., & BEESTON, G. (1996): The biodiversity integrity index: an illustration using ants in Western Australia. *Conservation Biology*, 10(1), s. 65-73.
- MÍCHAL, I. (1983): Dynamika přírodního lesa I. *Živa*, 31 (LXIX), s. 8-13.
- MÍCHAL, I. (1994): Ekologická stabilita. *Veronica*, Brno, 276 s.
- MIKLÓS, L. (1986): Stabilita krajiny v ekologickom genereli SSR. *Životné prostredie* 20, č. 2, Bratislava, s. 87–93
- MIKYŠKA, R. (1968): Geobotanická mapa ČSSR. Praha, Academia, 204 s.

- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being. Washington, DC, Island Press, 64 s.
- MOLDAN, B. (2001): Ekologická dimenze udržitelného rozvoje. Praha, Karolinum, 102 s.
- MORAVEC, J. a kol.(1994): Fytocenologie. Academia, Praha. 403 s.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z. et al. (2001): Mapa potencionální přirozené vegetace České republiky. Academia, Praha, 450 s.
- NIELSEN, S. E., BAYNE, E. M., SCHIECK, J., HERBERS, J., & BOUTIN, S. (2007): A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference conditions. *Biological Conservation*, 137(3), s. 403-414.
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), s. 355-364.
- PETIT, S., et al. (2001): MIRABEL: models for integrated review and assessment of biodiversity in European landscapes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30 (2), s. 81-88.
- PIMM, L. S., RUSSELL, J., GITTLEMAN, J. L., BROOKS, T. M. (1995): The Future of Biodiversity. *Science*, 269, č. 5222, s. 347-350.
- PLESNÍK J., HANZAL V. & BREJŠKOVÁ L., eds. (2003): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. *Obratlovci. Příroda*, Praha, 22, s. 1-184.
- PLÍVA, K. (1971): Typologický systém ÚHUL. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, 90 s.
- PODRÁZSKÝ, V., et al. (2001): Ekologická a ekonomická kritéria pro rozhodování o ponechání lesů ve zvláště chráněných územích spontánním procesům včetně posouzení rizik a ekonomických aspektů. Závěrečná zpráva projektu VaV 610/1/99, Praha, LF ČZU, 125 s.
- PRYDATKO, V., KOLOMYTSEV, G., BURDA, R., CHUMACHENKO, S. (2008): Landscape ecology: Textbook on application of pressure-based biodiversity modelling for national and regional educational purposes, Kyiv, 100 s.

- REIDSMA, P., TEKELENBURG, T., VAN DEN BERG, M., ALKEMADE, R. (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, ecosystems & environment*, 114 (1), s. 86-102.
- ROOIJ, W. (2008): Manual for biodiversity modelling on a national scale. Using GLOBIO3 and CLUE methodology to calculate current and future status of biodiversity. Case study area: Zambia. MNP Bilthoven, Nizozemsko. 25 s.
- ROUGET, M., et al. (2006): Getting the biodiversity intactness index right: the importance of habitat degradation data. *Global Change Biology*, 12 (11), s. 2032-2036.
- SALA, O. E., STUART CHAPIN III, F., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBERSANWALD, E., HUENNEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, M., LEROY POFF, N., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M., WALL, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, s. 1770-1774.
- SCHOLES, R. J., & BIGGS, R. (2005): A biodiversity intactness index. *Nature*, 434(7029), s. 45-49.
- SKALKA, M. (2004): Lišejníky jako bioindikátory. *Živa* 3/2004, s. 107.
- SKLENIČKA, P. (2003): Základy krajinného plánování. Naděžda Skleničková, Praha, 321 s.
- TREML, V., BANÁŠ, M. (2002): Alpine timberline in the High Sudetes. *Acta Universitatis Carolinae* 35, 2, s. 83 - 99.
- TREML, V., JANKOVSKÁ, V., PETR, L. (2006): Holocene timberline fluctuations in the mid-mountains of Central Europe. *Fennia* 184, 2, s. 107-119.
- ÚHUL (2003): Inventarizace lesů v České republice 2001 – 2004. Metodika venkovního sběru dat. 136 s.
- VAČKÁŘ, D. (ed.) (2005): Ukazatele změn biodiverzity. Academia, Praha, 300 s.
- VAČKÁŘ, D. (2013): Analýza území a ekosystémů. In Hák, T. et al., *Metabolismus společnosti: materiály, energie, ekosystémy*. Karolinum.
- VAČKÁŘ, D., et al. (2012): Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. *Ecological Indicators*, 17, s. 58-67.

- VERBOOM, J., ALKEMADE, R., KLIJN, J., METZGER, M. J., & REIJNEN, R. (2007): Combining biodiversity modeling with political and economic development scenarios for 25 EU countries. *Ecological Economics*, 62(2), s. 267-276.
- WACKERNAGEL, M., SCHULZ, N. B., DEUMLING, D., LINARES, A. C., JENKINS, M., KAPOS, V., & RANDERS, J. (2002): Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 99(14), s. 9266-9271.
- ZLATNÍK, A. (1956): Nástin lesnické typologie na biogeocenologickém základě a rozlišení československých lesů podle skupin lesních typů. *Pěstění lesů III*. Státní zemědělské Praha. s. 317-401.

Ostatní zdroje:

- BOHÁČ, J. (2005): Brouci–střevlíkovití. In *Červená kniha biotopů*. Dostupné z <<http://www.usbe.cas.cz/cervenakniha>>.
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) : Global biodiversity outlook 3 [on-line]. © 2001. Dostupné z <<http://www.cbd.int/gbo>>.
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) : Strategic Plan 2002-2010 [on-line]. © 2001. Dostupné z <<http://www.cbd.int/sp/2010/default.shtml>>.
- GLOBIO: Modeling human impacts on biodiversity [on-line]. © 2013. Dostupné z <<http://www.globio.info/>>.
- HOLEC, J. (2005): Houby. In *Červená kniha biotopů*. Dostupné z <<http://www.usbe.cas.cz/cervenakniha>>.
- KUČERA, T., eds. (2005): *Červená kniha biotopů České republiky*. Dostupné z <<http://www.usbe.cas.cz/cervenakniha>>.
- LIŠKA, J. (2005): Lišejníky. In *Červená kniha biotopů*. Dostupné z <<http://www.usbe.cas.cz/cervenakniha>>.

MA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) [on-line]. © 2013. Dostupné z <<http://www.millenniumassessment.org/en/index.html>>.

MŽP (MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ): Úmluva o biologické rozmanitosti [on-line]. © 2010. Dostupné z <http://www.mzp.cz/cz/umluva_mesice_kveten>.

MŽP (MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ): Ochrana druhů [on-line]. © 2012. Dostupné z <http://www.mzp.cz/cz/ochrana_druhu>.

OECD (2001): Environmental outlook. Paris, 327 s. Dostupné z <www.oecd-ilibrary.org/environment>

VÚKOZ (Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví): Přirozené lesy České republiky [on-line]. © 2004. Dostupné z <<http://www.pralesy.cz>>.

ÚHUL (ÚSTAV PRO HOSPODÁŘSKOU ÚPRAVU LESŮ BRANDÝS NAD LABEM) [on-line]. © 2013. Dostupné z <<http://www.uhul.cz/il/>>.

UCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources): Red List of Threatened Species [on-line]. © 2013. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org>>.

UN (United Nations): The Johannesburg Summit [on-line]. © 2013. Dostupné z <<http://www.johannesburgsummit.org/>>.